

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

Informe Final

2015 - 2016

El presente Informe Final 2015 - 2016, 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 2015 a junio de 2016, 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)** Aspectos biológicos de cuatro especies de peces del estuario de Bahía Blanca; **(ii)** Microbiología de la zona interna del estuario; **(iii)** Comunidades bentónicas asociadas a las zonas portuarias y Canal Principal de Navegación del estuario; y, **(iv)** Caracterización química de la zona interna del estuario. 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	4
Capítulo II:	Aspectos biológicos de cuatro especies de peces del estuario de Bahía Blanca	15
	(Coordinadora: <i>Dra Andrea LÓPEZ CAZORLA</i> – Depto. de Biología, Bioquímica y Farmacia, UNS).	
Capítulo III:	Microbiología de la zona interna del estuario de Bahía Blanca	103
	(Coordinadoras: <i>Dra Mónica BALDINI</i> y <i>Dra. María Amelia CUBITTO</i> – Depto. de Biología, Bioquímica y Farmacia, UNS).	
Capítulo IV:	Comunidades bentónicas asociadas a las zonas portuarias y Canal Principal de Navegación del estuario...	116
	(Coordinadora: <i>Dra Sandra FIORI</i> – IADO, CONICET / UNS).	
Capítulo V:	Química marina de la zona interna del estuario	145
	(Coordinadores: <i>Dr Jorge MARCOVECCHIO</i> , <i>Dra Sandra BOTTE</i> , <i>Dra Carla SPETTER</i> , <i>Dr Andrés ARIAS</i> – IADO, CONICET / UNS).	
Capítulo VI:	Comentarios finales	250

CAPÍTULO I

Introducción General

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.

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 & 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 ups 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, 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 y las proximidades de Puerto Galván (Figura I.3).
4. Las muestras destinadas al estudio de comunidades bentónicas se tomaron en las zonas de puerto Ingeniero White y Puerto Cuatros (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 la 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 Cuatreros (**PC**)



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

PG: proximidades de Puerto Galván.

CE: Canal del Embudo

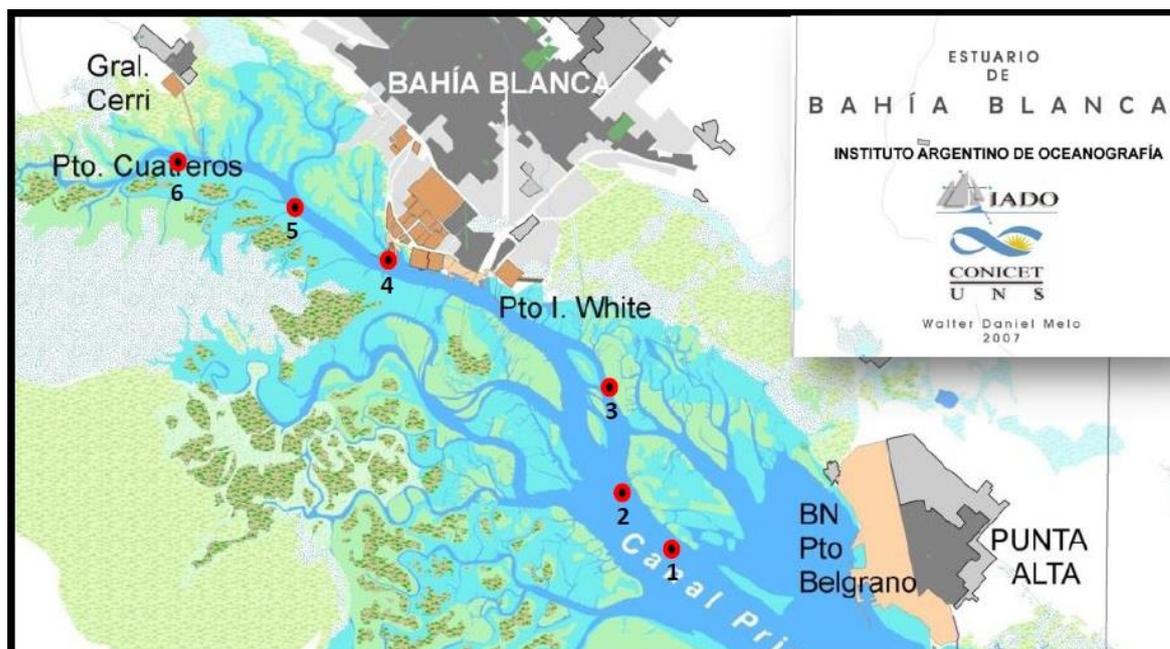


Figura I.4: Ubicación de las estaciones de muestreo para el estudio de comunidades bentónicas.

- 1: proximidades de Boya 24
- 2: proximidades de Boya 26
- 3: proximidades de descarga cloacal de Bahía Blanca
- 4: proximidades de Puerto Galván
- 5: Maldonado
- 6: Puerto Cuatros

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Arias AH, A Vázquez-Botello, NB Tombesi, G Ponce-Vélez, RH Freije, JE Marcovecchio, 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 DG, SS Ginsberg, EA Gómez, 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 RH, CV Spetter, JE Marcovecchio, CA Popovich, SE Botté, VL Negrín, AH Arias, F Delucchi, RO Asteasuain, 2008. Water chemistry and nutrients of the Bahía Blanca Estuary. 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 23, pp. 243-256. (ISBN:978-972-8469-74-0)

Marcovecchio JE, 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 JE, LD Ferrer, 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 JE, JS Andrade, LD Ferrer, RO Asteasuain, SG De Marco, MA Gavio, NA Scarlato, RH Freije, AE Pucci, 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 GME, MC Piccolo, E Parodi, RH Freije, 2001. The Bahía Blanca estuary. In: U Seelinger, B Kjerfve (eds), *Coastal Marine Ecosystems of Latin America*, Springer-Verlag, Heidelberg (Germany), pp.205-217.

Perillo GME, MC Piccolo, JE Marcovecchio, 2006. Coastal oceanography of the western south Atlantic continental shelf (33° to 55°S). In: 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 MC, GME Perillo, WD Melo, 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

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

Coordinadora: *Dra. Andrea López Cazorla*

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). Además, los cambios en la calidad del agua pueden favorecer la infección por patógenos y parásitos en especies comercialmente importantes (Viana *et al.*, 2010).

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 (Sardiña y Lopez Cazorla, 2005a), *Micropogonias furnieri* (Sardiña y Lopez Cazorla, 2005b) y *Mustelus schmitti* (Lopez Cazorla, 1987), 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.

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) determinar la intensidad alimentaria, y c) describir el hábito trófico y las variaciones de la dieta por sitio de muestreo, mes y clase de talla, de la saraquita (*Ramnogaster arcuata*) y estadios juveniles de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*), pescadilla de red (*Cynoscion guatucupa*) y gatuza (*Mustelus schmitti*) en dos sitios del estuario de Bahía Blanca y a lo largo de un ciclo anual.

MATERIALES Y MÉTODOS

Obtención de los ejemplares

La captura de los peces se realizó a bordo de la lancha "Buen día señor", con una frecuencia bimestral y en dos sitios de muestreo dentro del estuario de Bahía Blanca: Canal del Embudo y Puerto Galván (Figura II.1 y 2) durante el período Junio 2015- Abril 2016. El arte de captura empleado fue la red camaronera. Durante este período y en cada una de las estaciones se fondearon dos redes.

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 desviación estándar (d.s.) por especie, campaña y sitio de muestreo.

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 saraquita, cada una de las clases corresponde a una edad (Lopez Cazorla y Sidorkewicz, 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. 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.

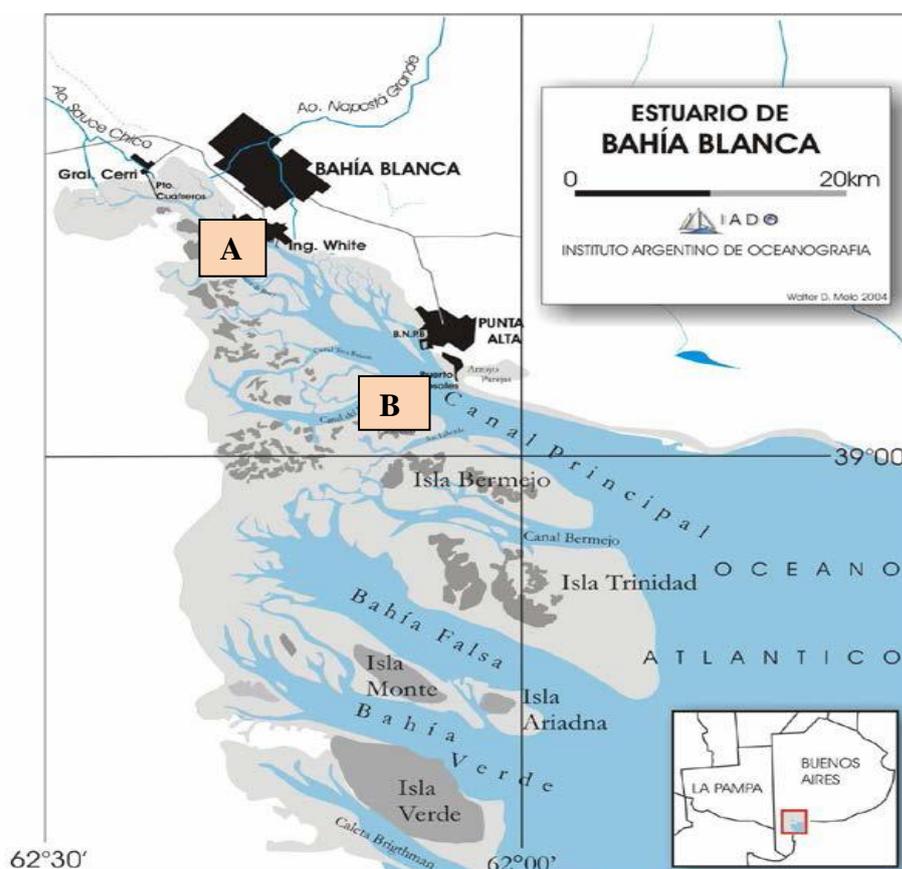


Figura II.1: Sitios de muestreo: A. Puerto Galván y B. Canal del Embudo.



Figura II.2: Especies estudiadas: a) saraqita *Ramnogaster arcuata*, b) corvina rubia *Micropogonias furnieri*, c) pescadilla de red *Cynoscion guatucupa* y d) gatuzo *Mustelus schmitti*

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 para su posterior procesamiento. 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 ocurrencia, número y peso húmedo con una precisión de 0,001 g.

Análisis general de la dieta

La intensidad alimentaria fue estimada mediante el índice de vacuidad (IV) y el índice de repleción (IR). El primero se calculó como $IV = (\text{N}^\circ \text{ estómagos vacíos} / \text{N}^\circ \text{ de estómagos examinados}) \times 100$ (Molinero y Flos, 1992). El índice de repleción (IR) se estimó sobre: $IR = (\text{peso húmedo del contenido estomacal} / \text{peso del pez}) \times 100$ (Okach y Dadzie, 1988).

Para cuantificar la dieta se calcularon los siguientes índices: Porcentaje de frecuencia de ocurrencia ($\%F_i$), como el porcentaje del número de estómagos conteniendo la presa i dividido por el número total de estómagos con contenido; Porcentaje de frecuencia numérica ($\%N_i$), como el porcentaje del número de individuos de la presa i dividido por el número total de presas; Porcentaje de frecuencia en peso ($\%P_i$), como el porcentaje en peso de los individuos de la presa i dividido por el peso total de los contenidos estomacales (Hyslop, 1980). Con los tres índices, se calculó el Índice de importancia relativa de cada presa ($IRI_i = \%F_i \times [\%N_i + \%P_i]$) (Pinkas *et al.*, 1971), relativizado al 100% (Cortés, 1997). El %IRI toma valores desde 0% (ausente de la dieta) a 100% (la única presa consumida). Con esta información se conformaron tablas de composición de la dieta general por especie y por clase de talla, mes y sitio de muestreo (Canal del Embudo y Puerto Galván).

RESULTADOS

Durante el período Junio 2015- Abril 2016 se muestrearon un total de 8157 individuos correspondientes a cuatro especies de peces: saraquita, corvina rubia, pescadilla de red y gatuzo. El 52% de los ejemplares fueron colectados en Puerto Galván y el 48% restante en el Canal del Embudo. El número de peces capturado por campaña, mes y sitio de muestreo se presenta en la **Tabla II.1**. La mayor diferencia se registró en la campaña I, cuando en el Canal del Embudo el número de ejemplares capturados fue significativamente menor al obtenido en Puerto Galván.

Tabla II.1: Número de ejemplares muestreado por campaña, mes y sitio de muestreo.

Campaña	Sitios de muestreo			
	Canal del Embudo		Puerto Galván	
	Fecha	Número	Fecha	Número
I	1/7/2015	677	11/6/2015	1188
II	27/8/2015	640	11/8/2015	523
III	9/11/2015	732	21/10/2015	544
IV	14/12/2015	703	9/12/2015	709
V	25/2/2016	697	1/3/2016	739
VI	12/4/2016	473	18/4/2016	532

La distribución de tallas de cada una de las especies por campaña, mes y sitio de muestreo se presentan en las Figuras II.3 a II.6.

El mayor número de ejemplares de saraquita se obtuvo en el Canal del Embudo. En ambos sitios de muestreo, la menor talla media se registró en diciembre, y las mayores en agosto y octubre en Canal del Embudo y Puerto Galván respectivamente. A lo largo del ciclo anual se pueden observar variación de la talla media y del rango de talla (Figura II.3).

El mayor número de ejemplares juveniles de corvina rubia se obtuvo en Puerto Galván. Las menores tallas medias se registraron durante junio y

agosto en Puerto Galván y Canal del Embudo, respectivamente. Las mayores tallas fueron observadas en diciembre en ambos sitios (Figura II.4).

El mayor número de ejemplares juveniles de pescadilla de red se obtuvo en Puerto Galván. La menor talla media, para ambos sitios, se registró en agosto. La mayor talla media fue observada también para ambos en diciembre, si bien el número de ejemplares capturado fue muy bajo (Figura II.5).

El número total de ejemplares juveniles de gatuzo fue muy bajo a lo largo de todo el ciclo anual. No se registraron diferencias importantes ni entre el número de ejemplares capturados por sitio de muestreo ni entre las tallas medias (Figura II.6).

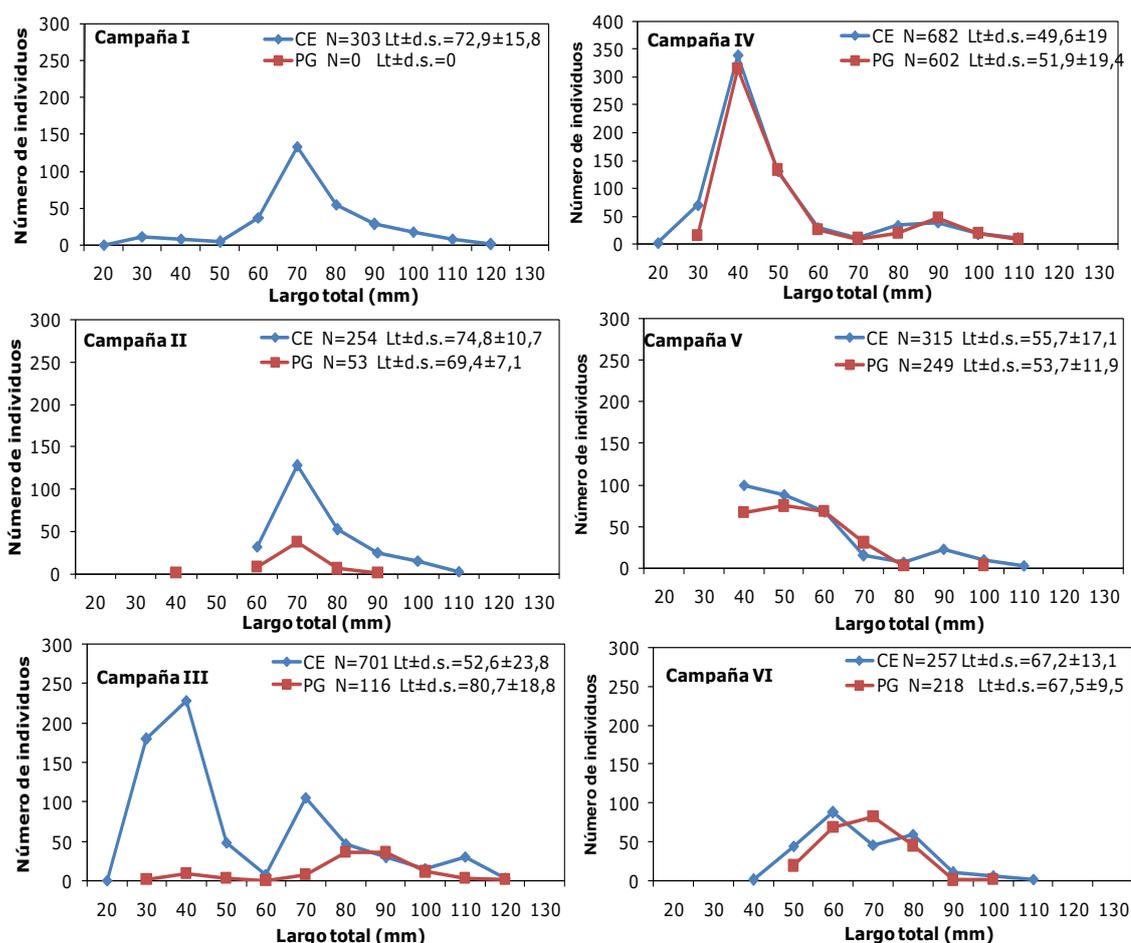


Figura II.3. Distribución de talla de saraqita *Ramnogaster arcuata* muestreados por mes y sitio. CE: Canal del Embudo; PG: Puerto Galván; N: número de individuos; Lt±d.s.: longitud total media ± desvío estándar.

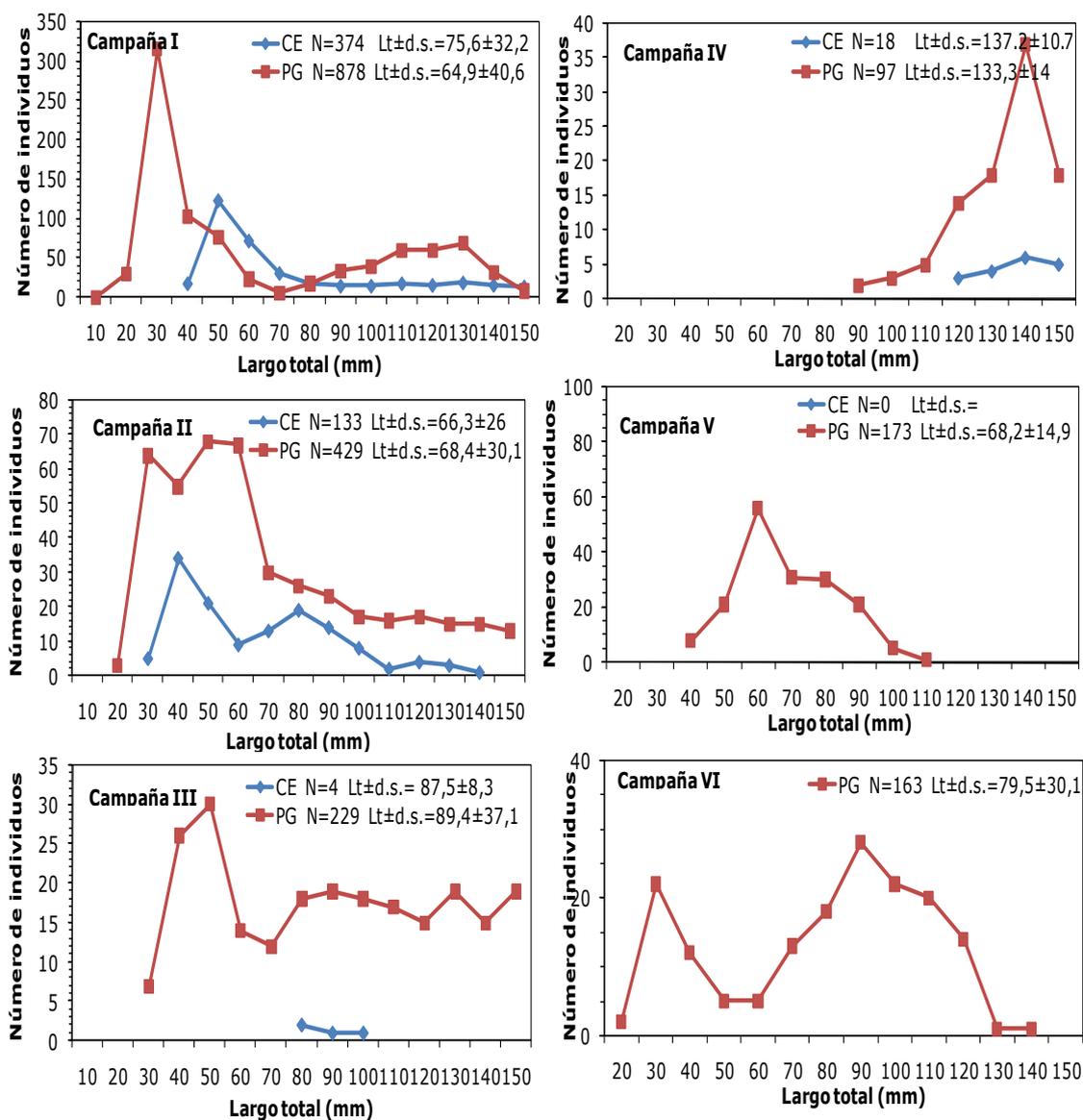


Figura II.4. Distribución de talla de juveniles de corvina rubia *Micropogonias furnieri* muestreados por mes y sitio. CE: Canal del Embudo; PG: Puerto Galván; N: número de individuos; $Lt \pm d.s.$: longitud total media \pm desvío estándar.

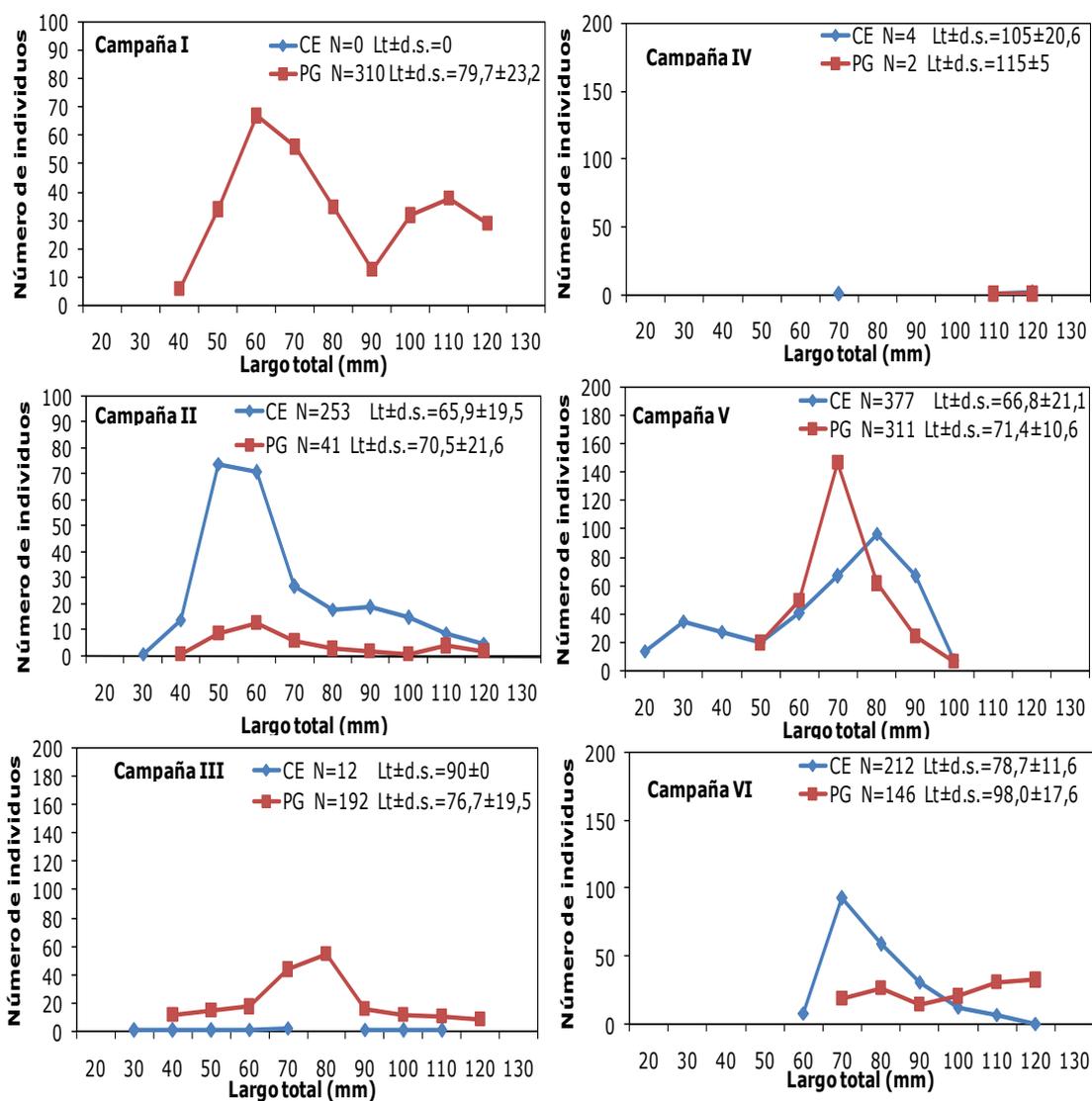


Figura II.5. Distribución de talla de juveniles de pescadilla de red *Cynoscion guatucupa* muestreados por mes y sitio. CE: Canal del Embudo; PG: Puerto Galván; N: número de individuos; Lt±d.s.: longitud total media ± desvío estándar.

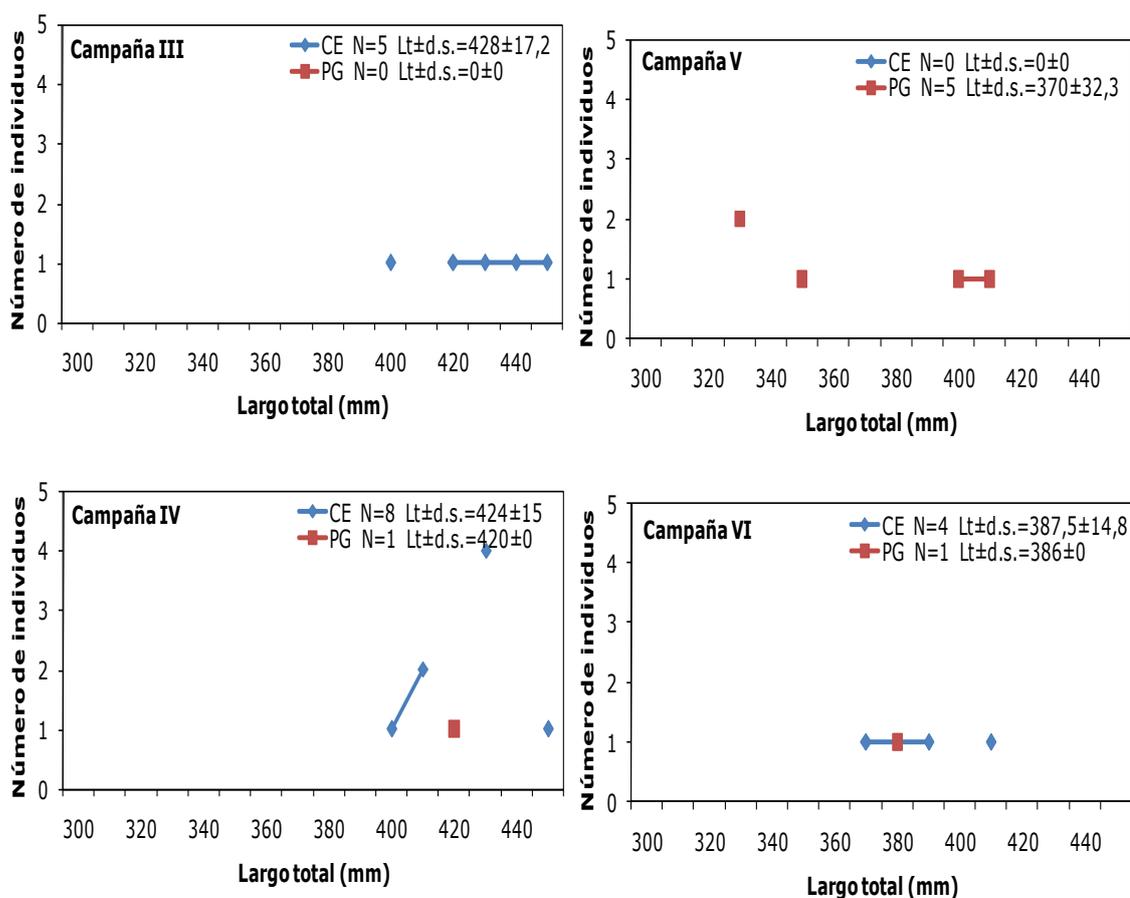


Figura II.6. Distribución de talla de juveniles de gatuzo *Mustelus schmittii* muestreados por mes y sitio. CE: Canal del Embudo; PG: Puerto Galván; N: número de individuos; Lt±d.s.: longitud total media ± desvío estándar.

La longitud media \pm d.s. y número de ejemplares analizados por clase de talla por especie, campaña, mes y sitios de muestreo se presentan en las Tablas II.2 a II.5, donde se observó:

-Saraquita: las cuatro clases de talla estuvieron representadas en los dos sitios de muestreo durante las campañas III, IV y V. En la campaña I, en Puerto Galván no hubo captura de esta especie. En la campaña II no se registraron ejemplares de clase I en Canal del Embudo y de clase IV en Puerto Galván. En la campaña VI, en Puerto Galván no se capturaron ejemplares de la clase I ni IV (Tabla II.2).

-Corvina rubia: sólo en la campaña II se registraron las tres clases de talla en ambos sitios. En el resto de las campañas, esta especie estuvo mejor representada en Puerto Galván que en Canal del Embudo (Tabla II.3).

-Pescadilla de red: en Puerto Galván, durante las campañas I a III se capturaron las tres clases de juveniles. En la campaña V y VI, sólo se capturaron individuos de la clase II y III. En el Canal del Embudo, las tres clases de tallas fueron registradas durante las campañas II, III y V. Las clases II y III se capturaron en las campañas IV y V. Durante la campaña IV el número de individuos registrados fue muy bajo en ambos sitios (Tabla II.4).

-Gatuzo: si bien el número de ejemplares capturado fue muy bajo en los dos sitios, las tres clases de talla estuvieron representadas en Puerto Galván durante la campaña V (Tabla II.5).

Tabla II. 2: Longitud total media (Lt) \pm d.s. y número de individuos (N) por clase de talla de saraquita *Ramnogaster arcuata* muestreados por campaña, mes y sitio. CE: Canal del Embudo y PG: Puerto Galván

	Sitio	Rango de talla (mm)	Clase I 20-49	Clase II 50-79	Clase III 80-109	Clase IV 110-130
Campaña I	C E	Lt \pm d.s.	34,21+/- 4,94	67,41+/- 4,88	86,34+/- 7,67	111,1+/- 3,14
	Julio	N	19	171	101	9
Campaña I	P G	Lt \pm d.s.				
	Junio	N				
Campaña II	C E	Lt \pm d.s.		68 \pm 4,0	85,98 \pm 7,52	110+/-0
	Agosto	N		160	92	2
Campaña II	P G	Lt \pm d.s.	40+/-0	68,22+/- 3,82	81,43+/- 3,50	
	Agosto	N	1	45	7	
Campaña III	C E	Lt \pm d.s.	35,56+/- 5,02	63,5+/- 9,10	86,67+/- 7,53	111,14+/- 3,2
	Noviembre	N	410	163	93	35
Campaña III	P G	Lt \pm d.s.	38,33 \pm 3,7	63,08 \pm 9,1	87,06 \pm 7,0	113 \pm 4,7
	Octubre	N	12	13	85	6
Campaña IV	C E	Lt \pm d.s.	38,2+/- 3,97	52,9 \pm 5,7	88,3 \pm 7,3	110+/-0
	Diciembre	N	411	170	90	11
Campaña IV	P G	Lt \pm d.s.	39,5 \pm 2,14	52,8+/- 5,75	90,11+/- 6,79	110+/-0
	Diciembre	N	332	171	89	10
Campaña V	C E	Lt \pm d.s.	40 \pm 0	55,70 \pm 6,48	90,75 \pm 6,48	110 \pm 0
	Febrero	N	100	172	40	3
Campaña V	P G	Lt \pm d.s.	40,00 \pm 0	57,49 \pm 7,37	91,43 \pm 9,90	53,73 \pm 11,89
	Marzo	N	67	175	7	249
Campaña VI	C E	Lt \pm d.s.	40,00 \pm 0	60,10 \pm 7,11	82,89 \pm 6,03	110 \pm 0
	Abril	N	1	178	76	2
Campaña VI	P G	Lt \pm d.s.		63,71 \pm 6,76	81,04 \pm 4,20	
	Abril	N		170	48	

Tabla II. 3: Longitud total media (Lt) \pm d.s. y número de individuos (N) por clase de talla de corvina rubia *Micropogonias furnieri* muestreados por campaña, mes y sitio. CE: Canal del Embudo y PG: Puerto Galván

	Sitio	Rango de talla (mm)	Juveniles			Adultos
			Clase I 10-39	Clase II 40-69	Clase III 70-159	
Campaña I	C E	Lt \pm d.s.		52,54 \pm 5,99	103,2 \pm 26,8	
	Julio	N		231	161	
	P G	Lt \pm d.s.	29,08 \pm 2,9	46,13 \pm 6,87	114,4 \pm 18,63	
	Junio	N	346	204	328	
Campaña II	C E	Lt \pm d.s.	30 \pm 0	46,09 \pm 7,21	89,38 \pm 17,49	
	Agosto	N	5	64	64	
	P G	Lt \pm d.s.	29,55 \pm 2,07	50,63 \pm 7,99	103,2 \pm 26,08	
	Agosto	N	67	190	172	
Campaña III	C E	Lt \pm d.s.			87,5 \pm 8,29	
	Noviembre	N			4	
	P G	Lt \pm d.s.	30 \pm 0	48,29 \pm 7,36	110,05 \pm 25,3	403 \pm 0
	Octubre	N	77	70	152	1
Campaña IV	C E	Lt \pm d.s.			137,2 \pm 10,44	
	Diciembre	N			18	
	P G	Lt \pm d.s.			133,3 \pm 14,05	633 \pm 0
	Diciembre	N			97	1
Campaña V	C E	Lt \pm d.s.				
	Febrero	N				
	P G	Lt \pm d.s.		55,65 \pm 6,59	80,34 \pm 9,59	
	Marzo	N		85	88	
Campaña VI	C E	Lt \pm d.s.				
	Abril	N				
	P G	Lt \pm d.s.	29,17 \pm 2,76	46,82 \pm 8,19	95,90 \pm 15,97	
	Abril	N	24	22	117	

Tabla II. 4. Longitud total media (Lt) \pm d.s. y número de individuos (N) por clase de talla de pescadilla de red *Cynoscion guatucupa* muestreados por campaña, mes y sitio. CE: Canal del Embudo y PG: Puerto Galván

	Sitio	Rango de talla (mm)	Juveniles			Adultos
			Clase I 20-49	Clase II 50-89	Clase III 90-129	>350
Campaña I	C E	Lt \pm d.s.				
	Julio	N				
Campaña I	P G	Lt \pm d.s.	40+/-0	64,79+/-9,84	107,4+/-9,71	
	Junio	N	6	192	112	
Campaña II	C E	Lt \pm d.s.	39,33+/-2,49	59,42+/-9,53	100+/-10	
	Agosto	N	15	190	48	
Campaña II	P G	Lt \pm d.s.	40+/-0	60,97+/-9,28	106,7+/-10,5	
	Agosto	N	1	31	9	
Campaña III	C E	Lt \pm d.s.	35+/-5	63,33+/-7,45	97,5+/-8,29	434 \pm 15,1
	Noviembre	N	2	6	4	5
Campaña III	P G	Lt \pm d.s.	40+/-0	70,53+/-10,0	102,71 \pm 11,13	443 \pm 20,36
	Octubre	N	12	132	48	5
Campaña IV	C E	Lt \pm d.s.		70 \pm 0	116,67+/-4,7	436+/-7,25
	Diciembre	N		1	3	4
Campaña IV	P G	Lt \pm d.s.			115 \pm 5	430,8 \pm 19,91
	Diciembre	N			2	5
Campaña V	C E	Lt \pm d.s.	31,82 \pm 7,16	70,71 \pm 9,82	91,07 \pm 3,09	432 \pm 24
	Febrero	N	77	225	75	5
Campaña V	P G	Lt \pm d.s.		75,85 \pm 6,54	94,15 \pm 6,26	
	Marzo	N		217	99	
Campaña VI	C E	Lt \pm d.s.		73,19 \pm 5,63	95,77 \pm 7,93	
	Abril	N		160	52	
Campaña VI	P G	Lt \pm d.s.		75,87 \pm 4,92	108,2 \pm 10,52	
	Abril	N		46	100	

Tabla II. 5. Longitud total media (Lt) \pm d.s. y número de individuos (N) por clase de talla de gatuza *Mustelus schmitti* muestreados por campaña, mes y sitio. CE: Canal del Embudo y PG: Puerto Galván

	Sitio	Rango de talla (mm)	Juveniles			Adultos >450
			Clase I 300-349	Clase II 350-399	Clase III 400-450	
Campaña I	C E	Lt \pm d.s.				
	Julio	N				
Campaña I	P G	Lt \pm d.s.				
	Junio	N				
Campaña II	C E	Lt \pm d.s.				
	Agosto	N				
Campaña II	P G	Lt \pm d.s.				
	Agosto	N				
Campaña III	C E	Lt \pm d.s.			428 \pm 17,20	558 \pm 55,49
	Noviembre	N			5	5
Campaña III	P G	Lt \pm d.s.				490
	Octubre	N				1
Campaña IV	C E	Lt \pm d.s.			423,75 \pm 15	519,8 \pm 58,4
	Diciembre	N			8	5
Campaña IV	P G	Lt \pm d.s.			420	511,67 \pm 6,2
	Diciembre	N			1	3
Campaña V	C E	Lt \pm d.s.				
	Febrero	N				
Campaña V	P G	Lt \pm d.s.	337,5 \pm 1,5	359 \pm 0	408,0 \pm 7	465 \pm 0
	Marzo	N	2	1	2	1
Campaña VI	C E	Lt \pm d.s.		380 \pm 8,16	410	
	Abril	N		3	1	
Campaña VI	P G	Lt \pm d.s.		386 \pm 0		569
	Abril	N		1		1

Análisis de la dieta

Alimentación de la saraquita, *Ramnogaster arcuata*

Durante el ciclo anual se analizó el contenido estomacal de 708 ejemplares de saraquita con un rango de talla de 30 a 122 mm Lt y media de $74,69 \pm 22,32$ mm. El IV total fue de 19,8% y el IR medio calculado para la población muestreada fue $1,3 \pm 1,2$; siendo este valor similar entre Canal del Embudo (IR=1,1) y Puerto Galván (IR=1,6). La mayor variación del IV a lo largo del año se observó en Puerto Galván (Figura II.7.a). El IR, en Canal del Embudo fue mayor durante el período diciembre –febrero (C4 y C5), no así en Puerto Galván donde los valores más altos se registraron en octubre y diciembre (C3 y C4) (Figura II.7.b).

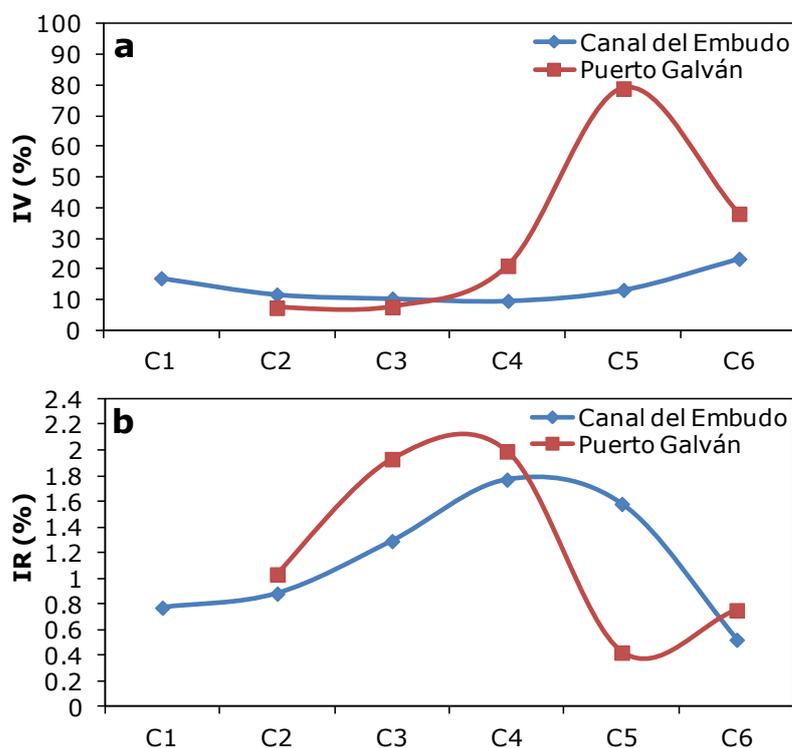


Figura II.7: Índice de vacuidad (IV) **(a)** e índice de repleción (IR) **(b)** de *Ramnogaster arcuata* por campaña (C1-6) y sitio de muestreo.

El número total de presas ingeridas por la saraquita fue 19.855 con un peso total de 29,98 g. La dieta general de estuvo integrada por 15 ítems presas dentro de ellos, los más importantes fueron copépodos, misidáceos y decápodos (Tabla II.6).

En Canal del Embudo las presas más importantes fueron los copépodos, principalmente *Labidocera fluviatilis* y *Acartia tonsa*, seguidos por decápodos y dentro de ellos Megalopas (Figura II.8). En Puerto Galván se observó la tendencia inversa, donde el misidáceo *Arthromysis magellanica* (Figura II.9) fue la presa más importante seguido por el copépodo *Acartia tonsa* (Tabla II.6). Los restantes ítems tuvieron una baja importancia en ambos sitios, representando en conjunto menos del 10% de IRI (Tabla II.6).

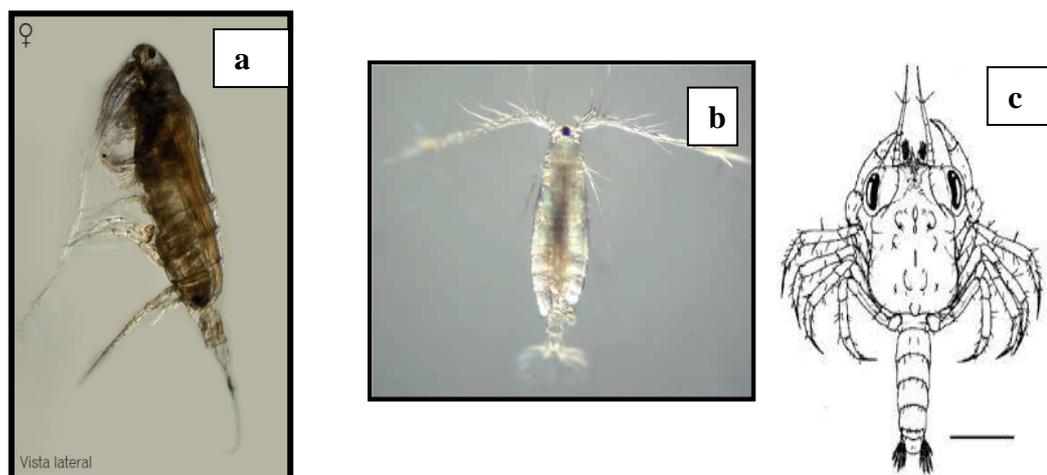


Figura II.8. Copépodos *Labidocera fluviatilis*(a) y *Acartia tonsa* (b) y Megalopa de Decápodo (c).



Figura II.9. Misidáceo *Arthromysis magellanica*.

El análisis de la composición de la dieta de la saraquita por clase de talla evidenció variación con el aumento de la talla en ambos sitios y campañas de muestreo.

En julio, en el Canal del Embudo el copépodo más consumido por las cuatro clases de talla fue *Labidocera fluviatilis* (Figura II.8.a), el resto de los ítems presa presentaron una importancia muy baja (Tabla II.7). En Puerto Galván, no se registró captura de saraquita.

En agosto, en el Canal del Embudo los ítems más importantes en las Clases I a III fue el copépodo *Acartia tonsa* (Figura II.8.b) y en la Clase IV el decápodo *Peisos petrunkevitchi* (Figura II. 10) seguido por el copépodo *Calanoides cartinatus* (Figura II.11) (Tabla II.8). En Puerto Galván, la Clase II se alimentó principalmente de copépodo *Acartia tonsa* y seguido por Ostrácodos, mientras que la Clase III consumió principalmente Ostrácodos (Figura II. 12) seguido por copépodo *Acartia tonsa* (Tabla II.9).



Figura II.10. Sergéstito *Peisos petrunkevitchi*.



Figura II.11. Copépodo *Calanoides carinatus*



Figura II.12. Ostrácodo

En noviembre, en el Canal del Embudo, los individuos de la Clase I consumieron principalmente zoeas de decápodos (Figura II.13) seguido por el copépodo *Acartia tonsa* (Tabla II.10). La dieta de la Clase II estuvo compuesta por los mismos ítems que los de la clase I. La diferencia se basó en un incremento de copépodos *Labidocera fluviatilis* y *Acartia tonsa*. Con el crecimiento de la saraquita se observó que la importancia de los copépodos en la dieta disminuyó y aumentó la de los misidáceos, registrándose en la dieta de los individuos de la Clase III y IV el consumo del misidáceo *Arthromysis magellanica* seguido por zoeas de decápodos. En Puerto Galván, con el incremento de la talla se pudo observar una disminución de la importancia de los copépodos y un aumento de los misidáceos. El copépodo *Acartia tonsa* dominó la dieta de la Clase I, mientras que las Clases III y IV se alimentaron del misidáceo *Arthromysis magellanica* (Tabla II.11).



Figura II.13. Zoea de decápodo

En diciembre, en el Canal del Embudo el ítem más importante en la Clase I fue el copépodo *Labidocera fluviatilis*. En la Clase II y III la importancia de los copépodos en la dieta disminuyó significativamente y aumentó la de los decápodos. La Clase IV se alimentó del misidáceo *Arthromysis magellanica* (Tabla II.12). En Puerto Galván, la Clase I se alimentó principalmente del copépodo *Acartia tonsa*. Con el aumento de la talla de la saraquita, la importancia de los copépodos en la dieta disminuyó y fue aumentando la de misidáceos *Arthromysis magellanica* (Tabla II.13).

En febrero, en el Canal del Embudo el copépodo más importante en la dieta de la Clase I fue *Acartia tonsa* y con el aumento de la talla de la saraquita, se observó que la importancia de estos disminuyó. Los individuos de la Clase II y III se alimentaron principalmente de protozoas de decápodos (Figura II.14). Los de la Clase IV consumieron protozoas de decápodos y aumentó la importancia de misidáceos *Arthromysis magellanica* (Tabla II.15). En Puerto Galván, el copépodo *Acartia tonsa* fue el único ítem presa en la dieta de la Clase I. La Clase II se alimentó principalmente de misidáceos *Arthromysis magellanica*, seguidos por copépodos *Acartia tonsa* y anfípodos *Corophium sp.* (Figura II.15). La Clase III consumió, en orden decreciente de importancia, zoeas de decápodos, misidáceos *Arthromysis magellanica* y anfípodos *Corophium sp.* (Tabla II.16).

En abril, en el Canal del Embudo, el ítem más importante en los ejemplares de todas las clases de talla fueron los copépodos, con más del 90% del IRI. La

Clase I consumió únicamente *Acartia tonsa*, la Clase II *Labidocera fluviatilis*, Clase III *Acartia tonsa* y en la Clase IV sólo consumió *Labidocera fluviatilis* (Tabla II.16). En Puerto Galván, se capturaron sólo individuos de las Clases II y III. La Clase II consumió copépodos *Acartia tonsa* y los de la Clase III, misidáceos *Neomysis americana* (Figura II.16) y anfípodos *Corophium sp* (Tabla II.17).



Figura II.14: Larva protozoa



Figura II. 15: Anfípodo *Corophium sp.*



Figura II. 16: Misidáceo *Neomysis americana*

Tabla II.6: Composición de la dieta de saraquita *Ramnogaster arcuata* por sitio de muestreo expresada en porcentaje en número (%N_i), porcentaje en peso (%P_i), porcentaje de frecuencia de ocurrencia (%F_i), índice de importancia relativa (IRI) y porcentaje del índice de importancia relativa (%IRI).

Sitio	Canal del Embudo				Puerto Galván			
Número de individuos	437				271			
Rango de talla (mm)	30 - 122				31 - 121			
Longitud total media ± d.s.	74,69 ± 22,32				73,15 ± 21,19			
Composición de la dieta								
Presa	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI
Quetognatos	0,79	0,68	0,53	0,01				
<i>Sagitta friderici</i>	0,79	0,68	0,53	0,02				
Ostrácodos					10,39	0,81	11,05	1,35
Copépodos	61,89	29,06	64,02	62,34	61,68	7,01	42,11	31,49
<i>Calanoides carinatus</i>	0,01	0,01	0,26	<0,01				
<i>Labidocera fluviatilis</i>	28,20	17,77	38,36	37,50	0,09	0,01	1,58	<0,01
<i>Acartia tonsa</i>	33,63	11,32	28,57	27,31	59,30	6,96	41,05	32,69
<i>Paracalanus parvus</i>					0,03	0,01	0,35	<0,01
<i>Euterpina acutifrons</i>	0,02	<0,01	0,53	<0,01	0,38	0,02	2,11	0,02
no identificados	0,04	0,01	1,59	<0,01				
Misidáceos	1,68	38,74	20,11	8,70	18,80	88,80	55,26	64,75
<i>Arthromysis magellanica</i>	1,63	38,38	19,05	16,20	18,01	87,84	49,47	62,94
<i>Neomysis americana</i>	0,05	0,34	1,06	0,01				
Decápodos	35,55	29,95	41,27	28,94	2,07	0,85	2,63	0,08
<i>Peisos petrunkevitchi</i>	0,02	1,83	0,53	0,02				
Protozoa	6,16	13,45	13,23	5,52				
Zoea	12,09	4,15	11,64	4,02	0,78	0,20	0,53	0,01
Megalopas	17,28	10,50	15,87	9,38	1,28	0,66	2,11	0,05

Tabla II.6: Continuación

Presa	Composición de la dieta							
	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI
Anfípodos	0,09	0,48	1,85	0,01	5,99	2,52	24,74	2,29
Gamáridos								
<i>Corophium sp.</i>	0,09	0,48	1,85	0,02	5,97	2,52	24,74	2,53
Moluscos					1,07	0,01	3,16	0,04
Gasterópodos (larva veliger)					1,06	0,01	3,16	0,04
Teleosteos	0,01	1,09	0,26	<0,01				
<i>Anchoa marinii</i>	0,01	1,09	0,26	0,01				

Tabla II.7: Composición de la dieta de saraquita *Ramnogaster arcuata* durante la campaña I realizada en julio en Canal del Embudo, expresada en porcentaje en número (%N_i), porcentaje en peso (%P_i), porcentaje de frecuencia de ocurrencia (%F_i) y porcentaje del índice de importancia relativa (%IRI).

Canal del Embudo	Clase I				Clase II				Clase III				Clase IV			
Rango de talla (mm)	20 - 49				50 - 79				80 - 109				110 - 130			
Número de individuos	19				24				30				9			
Longitud total media ± d.s.	38,37 ± 4,57				77,08 ± 5,40				93,77 ± 8,78				113 ± 3,81			
Índice de repleción medio	0,24				1,13				0,74				0,56			
Índice de vacuidad	31,58				0,00				13,33				44,44			
Composición de la dieta																
Presas	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI
Quetognatos									6,2	8,3	7,7	0,6				
Sagitta friderici									6,2	8,3	7,7	0,6				
Copépodos	94,7	30,2	92,3	95,2	100	100	100	100	93,8	91,7	100	99,4	99,5	51,6	80	92,5
<i>Labidocera fluviatilis</i>	63,2	23,5	46,2	63	100	100	100	100	93,8	91,7	100	99,4	99,5	51,6	80	92,5
no identificados	31,6	6,7	46,1	27,9												
Misidáceos	5,3	69,8	7,7	4,8												
<i>Arthromysis magellanica</i>	5,3	69,8	7,7	9,1												
Teleosteos													0,5	48,4	20	7,5
<i>Anchoa marinii</i>													0,5	48,4	20	7,5

OBSERVACIÓN: En Puerto Galván no se capturó ningún ejemplar de *Ramnogaster arcuata* durante la Campaña I realizada en el mes de junio.

Tabla II.8: Composición de la dieta de saraquita *Ramnogaster arcuata* durante la campaña II realizada en agosto en Canal del Embudo, expresada en porcentaje en número (%N_i), porcentaje en peso (%P_i), porcentaje de frecuencia de ocurrencia (%F_i) y porcentaje del índice de importancia relativa (%IRI). Lt: Longitud total, IR: índice de repleción, IV: índice de vacuidad

Canal del Embudo Rango de talla (mm)	Clase I 20 - 49				Clase II 50 - 79				Clase III 80 - 109				Clase IV 110 - 130			
Número de individuos	Sin captura				20				29				2			
Longitud total media ± d.s.					70,40 ± 5,01				94,10 ± 9,66				110,5 ± 3,54			
Índice de repleción medio					1,21				0,47				1,31			
Índice de vacuidad					0,00				20,69				0,00			
Composición de la dieta																
Presas	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI
Copépodos					100	100	100	100	99,8	91,4	100	99,4	33,3	0,4	50	9,7
<i>Calanoides carinatus</i>													33,3	0,4	50	9,7
<i>Labidocera fluviatilis</i>					0,3	0,3	15,0	<0,01	5,5	5	30,4	1,7				
<i>Acartia tonsa</i>					99,7	99,7	100	100	94,4	86,5	100	97,9				
Misidáceos									0,2	8,6	13	0,6	16,7	3,6	50	5,8
<i>Arthromysis magellanica</i>									0,1	5,7	8,7	0,3				
<i>Neomysis americana</i>									0,1	2,8	4,3	0,1	16,7	3,6	50	5,8
Decápodos													50	96,1	100	84,4
<i>Peisos petrunkevitchi</i>													50	96,1	100	84,4

Tabla II.9: Composición de la dieta de saraquita *Ramnogaster arcuata* durante la campaña II realizada en agosto en Puerto Galván, expresada en porcentaje en número (%N_i), porcentaje en peso (%M_i), porcentaje de frecuencia de ocurrencia (%F_i) y porcentaje del índice de importancia relativa (%IRI).

Puerto Galván	Clase I				Clase II				Clase III				Clase IV			
Rango de talla (mm)	20 - 49				50 - 79				80 - 109				110 - 130			
Número de individuos	1				20				6				Sin captura			
Longitud total media ± d.s.	40 ± 0				70 ± 4,14				84 ± 6,32							
Índice de repleción medio	0				1,23				0,39							
Índice de vacuidad	100				5				0							
Composición de la dieta																
Presas	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI
Ostrácodos					21,8	11,2	78,9	13,6	60,5	54,2	100	79,4				
Copépodos					76,2	88,7	100	86,2	32	45,1	33,3	17,8				
<i>Labidocera fluviatilis</i>					0,2	0,2	10,5	0,02	0,4	0,5	16,7	0,1				
<i>Acartia tonsa</i>					75,9	88,5	100	86,2	31,9	44,9	33,3	17,8				
<i>Euterpina acutifrons</i>					0,11	0,01	5,26	<0,01								
Moluscos					1,9	0,10	15,8	0,17	7,5	0,7	50	2,8				
Gasterópodos (larva veliger)					1,9	0,10	15,8	0,17	7,5	0,7	50	2,8				

Tabla II.10: Composición de la dieta de saraquita *Ramnogaster arcuata* durante la campaña III realizada en noviembre en Canal del Embudo, expresada en porcentaje en número (%N_i), porcentaje en peso (%P_i), porcentaje de frecuencia de ocurrencia (%F_i) y porcentaje del índice de importancia relativa (%IRI).

Canal del Embudo	Clase I				Clase II				Clase III				Clase IV			
Rango de talla (mm)	20 - 49				50 - 79				80 - 109				110 - 130			
Número de individuos	20				32				30				14			
Longitud total media ± d.s.	39,35 ± 4				62,50 ± 10,35				91,10 ± 7,94				113,86 ± 4,97			
Índice de repleción medio	1,32				0,99				1,65				0,98			
Índice de vacuidad	15				15,63				0				14,29			
Composición de la dieta																
Presas	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI
Copépodos	9,6	1,0	64,7	5,3	37,5	48,8	77,8	49,9	15,6	2,5	20,0	3,3	5,7	0,1	16,7	0,7
<i>Labidocera fluviatilis</i>					27,6	36,7	48,1	29,3	5,7	0,9	16,7	1,0	1,5	<0,01	8,3	0,1
<i>Acartia tonsa</i>	9,6	1,0	64,7	5,3	9,9	12,1	33,3	6,9	9,9	1,6	13,3	1,4	4,1	0,1	16,7	0,5
Misidáceos									8,0	85,6	76,7	65,2	16,0	98,9	91,7	79,3
<i>Arthromysis magellanica</i>									8,0	85,6	76,7	65,8	16,0	98,9	91,7	79,4
Decápodos	90,4	99,0	64,7	94,7	62,5	51,2	59,3	50,1	75,0	9,4	40,0	30,7	78,4	1,0	33,3	19,9
zoea	90,4	99,0	64,7	94,7	62,5	51,2	59,3	63,8	75,0	9,4	40,0	31,0	78,4	1,0	33,3	19,9
Anfípodos									1,4	2,4	23,3	0,8				
Gamáridos																
<i>Corophium</i> sp.									1,4	2,4	23,3	0,8				

Tabla II.11: Composición de la dieta de saraquita *Ramnogaster arcuata* durante la campaña III realizada en octubre en Puerto Galván, expresada en porcentaje en número (%N_i), porcentaje en peso (%P_i), porcentaje de frecuencia de ocurrencia (%F_i) y porcentaje del índice de importancia relativa (%IRI).

Puerto Galván	Clase I				Clase II				Clase III				Clase IV			
Rango de talla (mm)	20 - 49				50 - 79				80 - 109				110 - 130			
Número de individuos	12				13				34				6			
Longitud total media ± d.s.	44,17 ± 4,15				66,46 ± 11,47				92,32 ± 8,77				114,67 ± 5,05			
Índice de repleción medio	1,16				1,11				2,31				3,43			
Índice de vacuidad	8,33				0,00				8,82				16,67			
Composición de la dieta																
Presas	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI
Copépodos	97,5	63,1	90,9	93,3	64,5	9,8	61,5	44,1								
<i>Acartia tonsa</i>	96,2	62,0	90,9	93,1	64,5	9,8	61,5	44,1								
<i>Paracalanus parvus</i>	1,3	1,2	9,1	0,1												
Misidáceos	1,9	35,7	27,3	6,6	15,7	80,2	46,2	42,7	82,0	97,7	93,5	95,2	90	99	100	98,9
<i>Arthromysis magellanica</i>	1,9	35,7	27,3	6,6	15,7	80,2	46,2	42,7	82,0	97,7	93,5	95,2	90	99	100	98,9
Anfípodos	0,6	1,2	9,1	0,1	19,8	10	46,2	13,2	18,0	2,3	41,9	4,8	10	1	20	1,1
Gamáridos																
<i>Corophium sp.</i>	0,6	1,2	9,1	0,1	19,8	10	46,2	13,2	18,0	2,3	41,9	4,8	10	1	20	1,1

Tabla II.12: Composición de la dieta de saraquita *Ramnogaster arcuata* durante la campaña IV realizada en diciembre en Canal del Embudo, expresada en porcentaje en número (%N_i), porcentaje en peso (%P_i), porcentaje de frecuencia de ocurrencia (%F_i) y porcentaje del índice de importancia relativa (%IRI).

Canal del Embudo	Clase I				Clase II				Clase III				Clase IV			
Rango de talla (mm)	20 - 49				50 - 79				80 - 109				110 - 130			
Número de individuos	20				30				32				11			
Longitud total media ± d.s.	41,60 ± 4,89				62,07 ± 8,17				92,78 ± 7,33				112,18 ± 3,22			
Índice de repleción medio	1,45				1,44				0,74				0,75			
Índice de vacuidad	15				10				0				27,27			
Composición de la dieta																
Presas	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI
Copépodos	100	100	100	100	38,8	18,2	55,6	21,5	3,3	0,4	46,9	1,0				
<i>Labidocera fluviatilis</i>	100	100	100	100	38,8	18,2	55,6	21,5	3,2	0,4	43,8	0,9				
<i>Acartia tonsa</i>									0,1	<0,01	3,1	<0,01				
Misidáceos					0,7	7,7	11,1	0,6	3,7	37,7	37,5	9,3	100	100	100	100
<i>Arthromysis magellanica</i>					0,7	7,7	11,1	0,6	3,7	37,7	37,5	9,3	100	100	100	100
Decápodos					60,5	74,1	85,2	77,9	93,0	61,9	96,9	89,7				
Megalopas					60,5	74,1	85,2	77,9	93,0	61,9	96,9	89,8				

Tabla II.13: Composición de la dieta de saraquita *Ramnogaster arcuata* durante la campaña IV realizada en diciembre en Puerto Galván, expresada en porcentaje en número (%N_i), porcentaje en peso (%M_i), porcentaje de frecuencia de ocurrencia (%F_i) y porcentaje del índice de importancia relativa (%IRI).

Puerto Galván Rango de talla (mm)	Clase I 20 - 49				Clase II 50 - 79				Clase III 80 - 109				Clase IV 110 - 130			
Número de individuos	20				30				30				10			
Longitud total media ± d.s.	40,95 ± 4,21				62,93 ± 8,36				94,83 ± 7,53				114,3 ± 3,02			
Índice de repleción medio	2,91				1,02				2,55				1,26			
Índice de vacuidad	20				23,33				20				20			
Composición de la dieta																
Presas	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI
Copépodos	94,3	71,1	87,5	93,8	51	14,8	30,4	20,1								
<i>Acartia tonsa</i>	74,5	67,9	75,0	83,1	51	14,8	30,4	20,1								
<i>Paracalanus parvus</i>	1,1	0,5	6,3	0,1												
<i>Euterpina acutifrons</i>	18,8	2,7	56,3	9,4												
Misidáceos	2,2	12	31,3	2,9	10,6	53,2	47,8	30,7	99,1	100	100	100	98,6	99,6	100	99,9
<i>Arthromysis magellanica</i>	2,1	12	31,3	3,4	10,6	53,2	47,8	30,7	99,1	100	100	100	98,6	99,6	100	99,9
Anfípodo	3,6	16,9	25	3,3	38,4	31,9	69,6	49,2	0,9	<0,01	4,2	<0,01	1,4	0,4	12,5	0,1
<i>Corophium sp.</i>	3,4	16,9	25	3,9	38,4	31,9	69,6	49,2	0,9	<0,01	4,2	<0,01	1,4	0,4	12,5	0,1

Tabla II.14: Composición de la dieta de saraquita *Ramnogaster arcuata* durante la campaña V realizada en febrero en Canal del Embudo, expresada en porcentaje en número (%N_i), porcentaje en peso (%P_i), porcentaje de frecuencia de ocurrencia (%F_i) y porcentaje del índice de importancia relativa (%IRI).

Canal del Embudo	Clase I				Clase II				Clase III				Clase IV			
Rango de talla (mm)	20 - 49				50 - 79				80 - 109				110 - 130			
Número de individuos	10				30				25				3			
Longitud total media ± d.s.	47,60 ± 0,90				62,20 ± 7,41				93,40 ± 7,49				110 ± 0			
Índice de repleción medio	1,15				2,36				0,67				0,86			
Índice de vacuidad	40				0				16				33,33			
Composición de la dieta																
Presas	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI
Copépodos	99,7	44,4	83,3	92,8	3,6	<0,01	10	0,2	7,5	0,2	4,8	0,2				
<i>Acartia tonsa</i>	99,7	44,4	83,3	92,8	3,6	<0,01	10	0,2	7,5	0,2	4,8	0,2				
Misidáceos	0,3	55,6	16,7	7,2	1,9	14,8	20	1,9	0,8	16,9	14,3	1,5	2,3	35,3	50	10,4
<i>Arthromysis magellanica</i>	0,3	55,6	16,7	7,2	1,9	14,8	20	1,9	0,8	16,9	14,3	1,5	2,3	35,3	50	10,4
Decápodos					94,6	85,2	93	97,9	91,6	82,9	95,2	98,3	97,7	64,7	100	89,6
Protozoa					94,6	85,2	93	97,9	91,6	82,9	95,2	98,3	97,7	64,7	100	89,6

Tabla II.15: Composición de la dieta de saraquita *Ramnogaster arcuata* durante la campaña V realizada en marzo en Puerto Galván, expresada en porcentaje en número (%N_i), porcentaje en peso (%P_i), porcentaje de frecuencia de ocurrencia (%F_i) y porcentaje del índice de importancia relativa (%IRI).

Puerto Galván	Clase I				Clase II				Clase III				Clase IV			
Rango de talla (mm)	20 - 49				50 - 79				80 - 109				110 - 130			
Número de individuos	9				31				7				Sin captura			
Longitud total media ± d.s.	48,33 ± 1,01				62 ± 10,03				92,29 ± 12,23							
Índice de repleción medio	0,01				0,45				0,77							
Índice vacuidad	7,78				78,10				71,43							
Composición de la dieta																
Presas	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI
Copépodos	100	100	100	100	66,7	0,3	25	23,7								
<i>Acartia tonsa</i>	100	100	100	100	66,7	0,3	25	23,7								
Misidáceo					16,7	66,4	50	58,7	3,7	69,2	50	36,5				
<i>Arthromysis magellanica</i>					16,7	66,4	50	58,7	3,7	69,2	50	36,5				
Decápodos									92,6	23,1	50	57,8				
zoea									92,6	23,1	50	57,8				
Anfípodos					16,7	33,2	25	17,6	3,7	7,7	50	5,7				
<i>Corophium</i> sp.					16,7	33,2	25	17,6	3,7	7,7	50	5,7				

Tabla II.16: Composición de la dieta de saraquita *Ramnogaster arcuata* durante la campaña VI realizada en abril en Canal del Embudo, expresada en porcentaje en número (%N_i), porcentaje en peso (%P_i), porcentaje de frecuencia de ocurrencia (%F_i) y porcentaje del índice de importancia relativa (%IRI).

Canal del Embudo Rango de talla (mm)	Clase I 20 - 49				Clase II 50 - 79				Clase III 80 - 109				Clase IV 110 - 130			
Número de individuos	1				30				14				2			
Longitud total media ± d.s.	47 ± 0				64,63 ± 7,70				86,57 ± 8,56				110,50 ± 0,71			
Índice de repleción medio	0,52				0,67				0,26				<0,01			
Índice vacuidad	0				13,33				42,86				50			
Composición de la dieta																
Presas	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI
Copépodos	100	100	100	100	95,2	70,8	100	96,1	98,7	88,4	100	99,1	100	100	100	100
<i>Labidocera fluviatilis</i>					13,9	16,7	34,6	8,8					100	100	100	100
<i>Acartia tonsa</i>	100	100	100	100	81,3	54,1	76,9	86,9	97,7	88,1	100	99				
<i>Euterpina acutifrons</i>									1,0	0,3	25	0,2				
Misidáceos					0,8	9,5	11,5	0,7								
<i>Arthromysis magellanica</i>					0,1	3,2	3,8	0,1								
<i>Neomysis americana</i>					0,6	6,3	7,7	0,4								
Decápodo					4,0	19,7	23,1	3,2	1,3	11,6	12,5	0,9				
Megalopas					3,8	19,0	19,2	3,7	1,3	11,5	12,5	0,9				

Tabla II.17: Composición de la dieta de saraquita *Ramnogaster arcuata* durante la campaña VI realizada en abril en Puerto Galván, expresada en porcentaje en número (%N_i), porcentaje en peso (%P_i), porcentaje de frecuencia de ocurrencia (%F_i) y porcentaje del índice de importancia relativa (%IRI).

Puerto Galván	Clase I				Clase II				Clase III				Clase IV			
Rango de talla (mm)	20 - 49				50 - 79				80 - 109				110 - 130			
Número de individuos	Sin captura				30				12				Sin captura			
Longitud total media ± d.s.					64,83 ± 7,97				84,58 ± 6,24							
Índice de repleción medio					0,86				0,30							
Índice vacuidad					30				58,33							
Composición de la dieta																
Presas	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI
Copépodos					88,6	44,4	80,9	85,2								
<i>Labidocera fluviatilis</i>																
<i>Acartia tonsa</i>					88,6	44,4	80,9	85,2								
Misidáceos					3,2	27,8	38,1	9,3	46,7	60	60	63,2				
<i>Neomysis americana</i>					3,2	27,8	38,1	9,3	46,7	60	60	63,2				
Decápodo					8,2	27,8	19,1	5,4								
Megalopas					8,2	27,8	19,1	19,1								
Anfípodos									53,3	40	40	36,8				
<i>Corophium</i> sp.									53,3	40	40	36,8				

Alimentación de la corvina rubia, *Micropogonias furnieri*

Durante el ciclo anual se analizaron 801 estómagos de corvina rubia de los cuales 799 individuos fueron juveniles, con un rango de talla de 23 a 159 mm de Lt y media de $91,4 \pm 36$ mm, y 2 adultos, con un rango de talla de 403 a 633 mm de Lt y media de $518 \pm 162,6$ mm. El IV total fue 26% para los juveniles y 0% para los adultos. El IR total para juveniles y adultos fue 1,67 y 0,42 respectivamente. Los juveniles presentaron un IR similar en ambos sitios (Puerto Galván IR=1,70 y Canal del Embudo IR=1,60). A lo largo del ciclo anual, el mayor valor de IV se registró en Canal del Embudo durante la Campaña IV (diciembre), mientras que en Puerto Galván se lo observó en la Campaña I (junio) (Figura II.17.a). El IR en Canal del Embudo presentó el mayor valor en las campañas II y IV (agosto y diciembre), mientras que en Puerto Galván la actividad alimentaria fue más importante desde la campaña III hasta la 6 (octubre- abril) (Figura II.17.b).

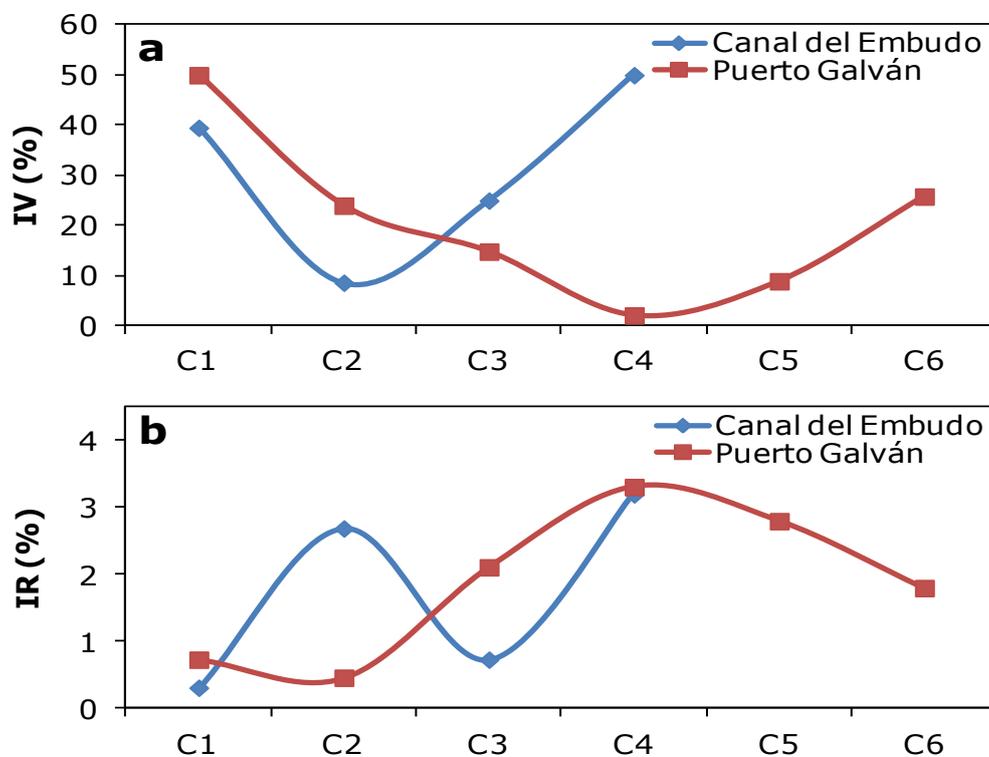


Figura II.17. a: Índice de vacuidad (IV) y **b.** índice de repleción (IR) de corvina rubia *Micropogonias furnieri* por campaña y sitio de muestreo.

El número total de presas ingeridas por la corvina rubia fue de 6272 con un peso total de 138,85 g. La dieta general estuvo integrada por 22 ítems presa, los grupos más importantes fueron misidáceos, copépodos, poliquetos y decápodos (Tabla II.18).

El número de ítems presa consumidos fue mayor en Puerto Galván que en Canal del Embudo. En Canal del Embudo, las presas más importantes fueron los copépodos, y dentro de éstos *Acartia tonsa* y *Labidocera fluviatilis* fueron las dos especies más importantes (Figura II.18). Los otros dos ítems presas que siguieron en importancia fueron misidáceos *Arthromysis magellanica* y decápodo *Peisos petrunkevitchi* (Figura II.19). En Puerto Galván, el misidáceo *Arthromysis magellanica* y el copépodo *Acartia tonsa* fueron las presas más importantes seguidos por poliquetos (Fig. II.20) y decápodos (Tabla II.18).

El análisis de la composición de la dieta de la corvina rubia por clase de talla evidenció variación con el aumento de la talla en ambos sitios y campañas de muestreo.

En la campaña I se evidenció una variación en la composición de la dieta entre sitios y clases de talla. En Canal del Embudo, en julio, se registraron sólo individuos de las Clases II y III. Los de la Clases II consumieron principalmente copépodos *Labidocera fluviatilis* y *Acartia tonsa* seguidos por poliquetos. La Clase III se alimentó principalmente de poliquetos y seguido por copépodos *Labidocera fluviatilis* y *Acartia tonsa* (Tabla II.19). En Puerto Galván, en junio, además de presentar mayor número de ítems presa, se observó una variación en la dieta con el incremento de la clase de talla donde disminuyó la importancia de los copépodos y aumentó la de poliquetos y decápodos (Tabla II.20).

En agosto, tanto en Canal del Embudo como en Puerto Galván se capturaron ejemplares de corvina rubia de las tres clases de juveniles. En el Canal del Embudo se observó con el incremento de la talla una disminución de la importancia de los misidáceos *Arthromysis magellanica* y *Neomysis americana* (Figura II.21) y copépodos (*Labidocera fluviatilis* y *Acartia tonsa*), y un aumento de decápodos (*Peisos petrunkevitchi*) (Tabla II.21). En Puerto

Galván, también se capturaron individuos de las tres clases de talla de juveniles, donde se observó que a medida que incrementa la talla disminuyó la importancia de copépodos y aumentó significativamente la de poliquetos (Tabla II.22).

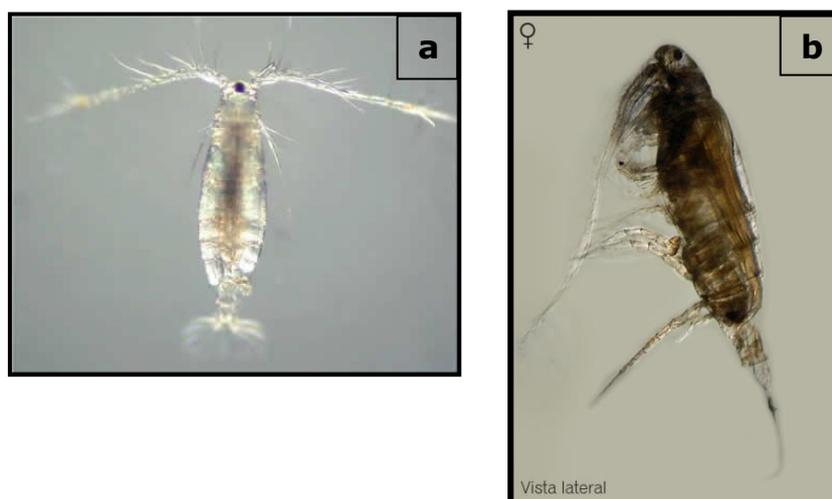


Figura II.18: Copépodos *Acartia tonsa* (a) y *Labidocera fluviatilis* (b)

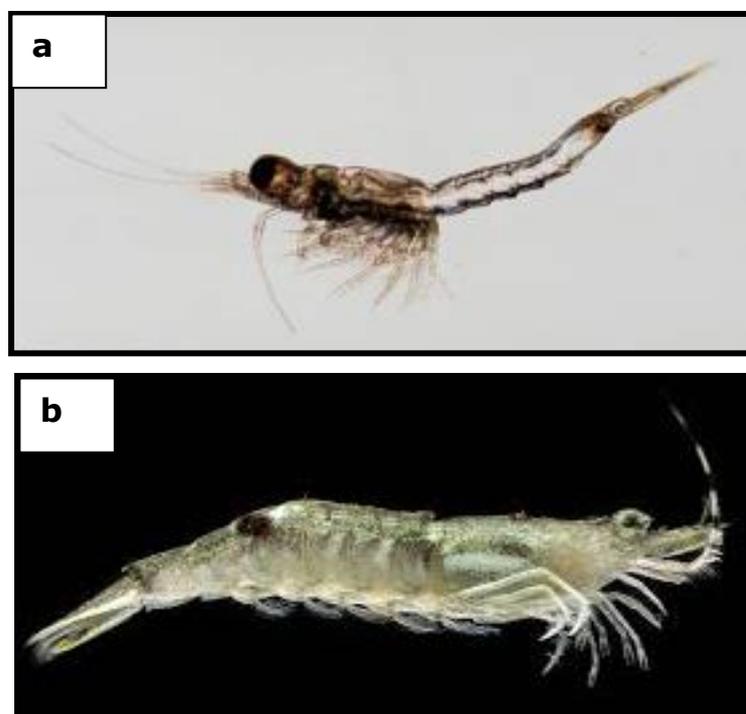


Figura II.19: Misidáceo a) *Arthromysis magellanica* y b) *Peisos petrunkevitchi*.



Figura II.20: Poliqueto Nereididae



Figura II.21: Misidáceo *Neomysis americana*

Durante la campaña III en Canal del Embudo se capturaron sólo 4 ejemplares correspondientes a la Clase III. La dieta estuvo integrada principalmente por copépodos *Acartia tonsa* y poliquetos (Tabla II.23). En Puerto Galván se capturaron las tres clases de juveniles y un ejemplar adulto. En este sitio se observó que a medida que incrementó la clase de talla disminuyó la importancia de misidáceos y aumentó la de poliquetos. Dentro de los misidáceos, *Neomysis americana* fue la especie dominante en la dieta de las clases I y II, no así en la Clase III donde el ítem más importante fue *Arthromysis magellanica*. La dieta del ejemplar adulto estuvo integrada por camarón *Artemesia longinaris* (Figura II.22), poliquetos y *Arthromysis magellanica* (Tabla II.24).



Figura II.22: Camarón *Artemesia longinaris*

En diciembre no se evidenció una variación en la composición de la dieta entre sitios. En Canal del Embudo sólo se registraron ejemplares de la Clase III que se alimentaron principalmente de misidáceos *Arthromysis magellanica* y se registró la participación de estadios juveniles de *Ramnogaster arcuata* (Figura II.23.a) (Tabla II.25). En Puerto Galván, se analizaron 46 ejemplares de la Clase III y un Adulto. La Clase III consumió principalmente misidáceo *Arthromysis magellanica* y al igual que en el Canal del Embudo, se observó la presencia de estadios juveniles de peces, saraquita *Ramnogaster arcuata* y palometa *Parona signata* (Figura II.23.b). La dieta del único ejemplar adulto estuvo integrada principalmente por poliquetos, seguido por bivalvo *Mesodesma mactroides* (Figura II.24.a) y cangrejo *Neohelice granulatus* (Figura II.24.b) (Tabla II.26).

Durante la campaña V, en Canal del Embudo, no se capturó corvina rubia. En Puerto Galván se registraron ejemplares de Clase II y III. La dieta de estas dos clases fue significativamente diferente. Los ejemplares de la Clase II se alimentaron de poliquetos y copépodo *Acartia tonsa*. La Clase III consumió principalmente *Peisos petrunkevitchi*, seguido por poliquetos y misidáceos *Arthromysis magellanica* (Tabla II.27).

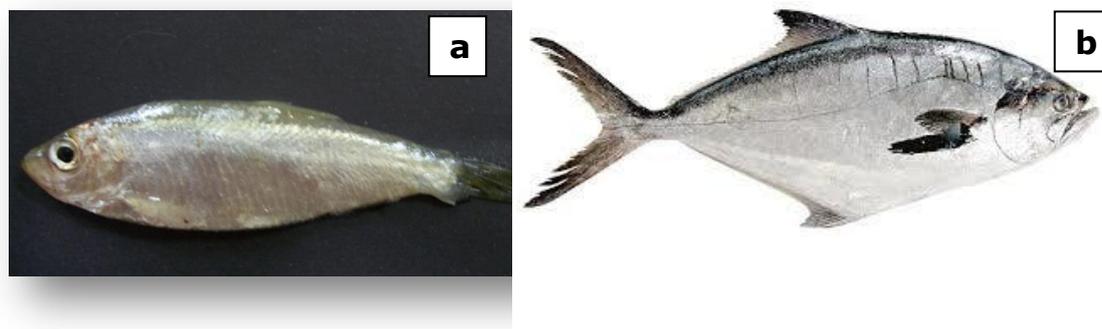


Figura II.23. a) *Ramnogaster arcuata* y **b)** *Parona signata*

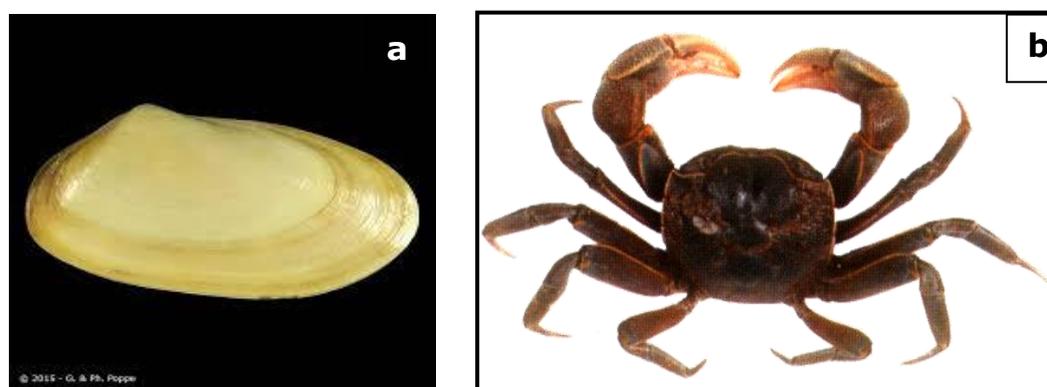


Figura II.24: Almeja *Mesodesma mactroides* (a) y Cangrejos *Neohelice granulata* (b).

En abril, en Canal del Embudo no se registraron ejemplares de corvina rubia. En Puerto Galván, se capturaron ejemplares de las tres clases de juveniles. En este sitio se observó una variación en la dieta con el incremento de la clase de talla. La Clase I consumió principalmente copépodo *Acartia tonsa* seguido por misidáceo *Neomysis americana*. En la clase II se registraron los mismos ítems que en la Clase I variando sólo la importancia de cada uno de ellos. En la Clase III se observó una disminución de misidáceos, una importante participación de *Peisos petrunkevitchi* y un pequeño aumento de la importancia de los poliquetos (Tabla II.28).

Tabla II.18: Composición de la dieta de juveniles de *Micropogonias furnieri* por sitio de muestreo expresada en porcentaje en número (%N_i), porcentaje en peso (%P_i), porcentaje de frecuencia de ocurrencia (%F_i) y porcentaje del índice de importancia relativa (%IRI).

Sitio	Canal del Embudo				Puerto Galván			
Número de individuos	222				577			
Rango de talla (mm)	35 - 159				23 - 159			
Longitud total media ± d.s.	93,86 ± 34,26				90,42 ± 36,61			
Composición de la dieta								
Presa	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI
Quetognatos	0,1	<0,1	0,6	<0,1	0,1	<0,1	0,2	<0,1
<i>Sagitta friederici</i>	0,1	<0,1	0,6	<0,1	0,1	<0,1	0,2	<0,1
Ostrácodos					0,9	<0,1	2,3	<0,1
Copépodos	68,6	1,4	55,7	59,6	56,6	0,4	23,4	22,6
<i>Labidocera fluviatilis</i>	21,7	0,4	25,3	13,1	0,4	<0,1	2,1	<0,1
<i>Acartia tonsa</i>	46,8	0,8	40,5	45,3	55,8	0,5	22,4	28,5
<i>Paracalanus parvus</i>	0,1	<0,1	0,6	<0,1	0,1	<0,1	0,5	<0,1
<i>Calanoides carinatus</i>					0,4	<0,1	0,5	<0,1
Misidáceos	15,0	18,3	35,4	18	31,8	47,6	41,8	56,2
<i>Arthromysis magellanica</i>	11,0	14,8	25,3	15,3	30,1	55,8	30,7	59,5
<i>Neomysis americana</i>	4,0	3,5	15,2	2,7	1,8	1,1	11,3	0,7
Decápodos	7,7	45,3	19,6	15,9	4,8	19,2	15,2	6,2
<i>Pleoticus muelleri</i>					<0,1	1,3	0,5	<0,1
<i>Artemesia longinaris</i>	0,3	1,8	1,3	0,1	0,3	6,2	3,5	0,5
<i>Peisos petrunkevitchi</i>	5,7	39,4	14,6	15,4	1,8	13,9	9,2	3,3

Tabla II.18: Continuación

Presa	Canal del Embudo				Puerto Galván			
	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI
<i>Neohelice granulata</i>	0,3	4,0	1,9	0,2	0,1	0,9	1,4	<0,1
Zoea					2,2	0,2	0,9	<0,1
Megalopas	1,4	0,1	3,2	0,1	0,2	<0,1	0,5	<0,1
Anfípodos	0,5	0,2	2,5	<0,1	1,5	0,5	4,1	0,1
Gamáridos								
<i>Corophium sp.</i>	0,4	0,1	2,5	<0,1	1,0	0,2	2,1	0,1
<i>Hyale grandicornis</i>					<0,1	<0,1	0,5	<0,1
Caprélidos	0,1	0,1	0,6	<0,1	0,5	0,3	1,6	<0,1
Poliquetos	7,0	6,1	27,8	5,6	4,1	20,3	35,2	14,5
Nereididae	1,8	0,5	2,5	0,1	1,3	2,6	6,7	0,6
Orbinidae					0,4	1,6	2,3	0,1
no identificados	5,2	5,6	25,3	6,4	2,4	8,2	26,1	6,2
Teleosteos	1,0	28,8	1,9	0,9	0,2	5,9	2,3	0,2
<i>Parona signata</i>					<0,1	0,4	0,5	<0,1
Ramnogaster arcuata	1,0	28,8	1,9	1,3	0,2	6,6	1,8	0,3

Tabla II.19: Composición de la dieta de *Micropogonias furnieri* durante la campaña I realizada en julio en Canal del Embudo, expresada en porcentaje en número (%N_i), porcentaje en peso (%P_i), porcentaje de frecuencia de ocurrencia (%F_i) y porcentaje del índice de importancia relativa (%IRI).

Canal del Embudo Rango de talla (mm)	Clase I 10 - 39				Clase II 40 - 69				Clase III 70 - 159				Adultos >350 mm			
Número de individuos	Sin captura				30				89				Sin captura			
Longitud total media ± d.s.					53,50 ± 7,15				112,13 ± 25,22							
Índice de repleción medio					0,63				0,13							
Índice vacuidad					16,67				47,19							
Composición de la dieta																
Presas	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI
Copépodos					94,5	30,1	92	85	76,5	3	57,4	44,9				
<i>Labidocera fluviatilis</i>					56,3	26,6	60	52,4	52,9	2,6	36,2	24,2				
Acartia tonsa					38,2	3,4	60	26,3	22,8	0,3	29,8	8,3				
Paracalanus parvus									0,7	<0,1	2,1	<0,1				
Decápodos					1	1,8	8	0,2								
Megalopas					1	1,8	8	0,2								
Anfípodos					1	0,9	8	0,1	2,2	4,2	4,3	0,3				
Gamáridos																
<i>Corophium sp.</i>					1	0,9	8	0,2	1,5	2,1	4,3	0,2				
Caprélidos									0,7	2,1	2,1	0,1				
Poliquetos					3,5	67,2	28	14,7	21,3	92,8	48,9	54,9				

Tabla II.20: Composición de la dieta de *Micropogonias furnieri* durante la campaña I realizada en junio en Puerto Galván, expresada en porcentaje en número (%N_i), porcentaje en peso (%M_i), porcentaje de frecuencia de ocurrencia (%F_i) y porcentaje del índice de importancia relativa (%IRI).

Puerto Galván	Clase I				Clase II				Clase III				Adultos			
Rango de talla (mm)	10 - 39				40 - 69				70 - 159				>350 mm			
Número de individuos	20				29				81				Sin captura			
Longitud total media ± d.s.	30,85 ± 4,68				53,10 ± 6,61				113,84 ± 23,46							
Índice de repleción medio	0,11				1,19				0,82							
Índice vacuidad	25				58,62				53,09							
Composición de la dieta																
Presas	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI
Copépodos	100	100	100	100												
<i>Labidocera fluviatilis</i>	10,5	20,5	20	4,4												
<i>Acartia tonsa</i>	89,5	79,5	80	95,6												
Misidáceo					25	25	25	10	2,2	0,2	2,6	0,1				
<i>Arthromysis magellanica</i>					25	25	25	10	2,2	0,2	2,6	0,1				
Decápodos									32,6	70,8	36,8	40				
<i>Pleoticus muelleri</i>									4,3	19,1	5,3	1,8				
<i>Artemesia longinaris</i>									10,9	37,4	10,5	7,2				
<i>Peisos petrunkevitchi</i>									17,4	14,3	21,1	9,5				
Poliquetos					75	75	75	90	65,2	29,0	60,5	59,9				

Tabla II.21: Composición de la dieta de *Micropogonias furnieri* durante la campaña II realizada en agosto en Canal de Embudo, expresada en porcentaje en número (%N_i), porcentaje en peso (%P_i), porcentaje de frecuencia de ocurrencia (%F_i) y porcentaje del índice de importancia relativa (%IRI).

Canal del Embudo Rango de talla (mm)	Clase I 10 - 39				Clase II 40 - 69				Clase III 70 - 159				Adultos >350 mm			
Número de individuos	5				28				48				Sin captura			
Longitud total media ± d.s.	36,40 ± 1,52				53,29 ± 6,87				97,35 ± 19,27							
Índice de repleción medio	2,92				1,76				3,13							
Índice vacuidad	0				17,86				4,17							
Composición de la dieta																
Presas	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI
Quetognato									0,3	<0,1	2,2	<0,1				
<i>Sagitta friederici</i>									0,3	<0,1	2,2	<0,1				
Copépodos	50	1,1	60	20,5	81,3	9,1	65,2	42,7	54,5	0,8	37,0	20,9				
<i>Labidocera fluviatilis</i>	37,5	0,9	40	19,9	2,8	0,1	8,7	0,3	4	<0,1	6,5	0,3				
<i>Acartia tonsa</i>	12,5	0,1	20	3,3	78,5	9,0	65,2	57,6	50,5	0,8	34,8	21,6				
Misidáceos	50	98,9	80	79,5	17,8	89,3	73,9	57,3	24,1	24,3	60,9	30,1				
<i>Arthromysis magellanica</i>	25	59,3	40	43,5	11,2	58,9	43,5	30,8	16,6	19,3	45,7	19,8				
<i>Neomysis americana</i>	25	39,6	40	33,3	6,5	30,3	30,4	11,3	7,5	5	32,6	4,9				
Decápodos									17,1	71,5	52,2	47,2				
<i>Peisos petrunkevitchi</i>									14,1	71,3	50	51,6				
Megalopas									3	0,2	6,5	0,3				
Poliquetos					0,9	1,7	4,3	0,1	4,0	3,3	23,9	1,8				
Nereididae									0,5	0,4	4,3	<0,1				
no identificados					0,9	1,7	4,3	0,1	3,5	2,9	19,6	1,5				

Tabla II.22: Composición de la dieta de *Micropogonias furnieri* durante la campaña II realizada en agosto en Puerto Galván, expresada en porcentaje en número (%N_i), porcentaje en peso (%M_i), porcentaje de frecuencia de ocurrencia (%F_i) y porcentaje del índice de importancia relativa (%IRI).

Puerto Galván	Clase I				Clase II				Clase III				Adultos			
Rango de talla (mm)	10 - 39				40 - 69				70 - 159				>350 mm			
Número de individuos	13				30				82				Sin captura			
Longitud total media ± d.s.	33,77 ± 3,70				53,03 ± 9,13				110,66 ± 25,17							
Índice de repleción medio	0,31				0,73				0,37							
Índice vacuidad	23,08				16,67				26,83							
Composición de la dieta																
Presas	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI
Ostrácodos	0,5	0,5	10	<0,1	0,6	0,1	16	0,1	2,7	0,1	8,3	0,3				
Copépodos	99,5	99,5	100	100	99,1	1,1	100	99,5	92,7	5,1	28,3	31,8				
<i>Labidocera fluviatilis</i>					0,5	0,4	8	<0,1	0,5	<0,1	3,3	<0,1				
<i>Acartia tonsa</i>	99,5	99,5	100	100	98,3	87,4	100	99,4	90,8	4,9	28,3	44,8				
<i>Paracalanus parvus</i>									0,1	<0,1	1,7	<0,1				
<i>Calanoides carinatus</i>					0,3	0,2	4	<0,1	1,3	0,1	1,7	<0,1				
Misidáceo									0,1	0,8	3,3	<0,1				
<i>Arthromysis magellanica</i>									0,1	0,8	3,3	0,1				
Decápodos									0,9	9,7	6,7	0,8				
<i>Artemesia longinaris</i>									0,1	0,8	1,7	<0,1				
<i>Peisos petrunkevitchi</i>									0,1	8,7	3,3	0,5				
Megalopas									0,7	0,2	1,7	<0,1				

Tabla II.22: Continuación

Puerto Galván	Clase I				Clase II				Clase III				Adultos			
	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI
Presas																
Anfípodos					0,1	2,4	4	0,1	0,6	3,3	10	0,5				
Gamáridos																
<i>Corophium sp.</i>					0,1	2,4	4	0,1	0,3	0,8	3,3	0,1				
<i>Hyale grandicornis</i>									0,1	0,8	3,3	0,1				
Caprélidos									0,2	1,7	3,3	0,1				
Poliquetos					0,2	9,5	8	0,4	2,9	80,1	70	66,6				
Nereididae									0,5	14,9	11,7	3				
Orbinidae									0,3	8,7	6,7	1				
no identificados					0,2	9,5	8	0,4	2,1	56,5	51,7	50				
Teleosteos									0,1	0,8	1,7	<0,1				
restos no identificados									0,1	0,8	1,7	<0,1				

Tabla II.23: Composición de la dieta de *Micropogonias furnieri* durante la campaña III realizada en noviembre en Canal del Embudo, expresada en porcentaje en número (%N_i), porcentaje en peso (%P_i), porcentaje de frecuencia de ocurrencia (%F_i) y porcentaje del índice de importancia relativa (%IRI).

Canal del Embudo Rango de talla (mm)	Clase I 10 - 39				Clase II 40 - 69				Clase III 70 - 159				Adultos >350 mm			
Número de individuos	Sin captura				Sin captura				4				Sin captura			
Longitud total media ± d.s.									93,25 ± 8,77							
Índice de repleción medio									0,73							
Índice vacuidad									25							
Composición de la dieta																
Presas	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI
Copépodos									81,3	29,1	100	68,5				
<i>Labidocera fluviatilis</i>									7,7	3,2	33,3	2,4				
<i>Acartia tonsa</i>									73,6	25,9	100	64,7				
Misidáceo									1,1	25,8	33,3	5,6				
<i>Arthromysis magellanica</i>									1,1	25,8	33,3	5,8				
Poliquetos									17,6	45,1	66,7	25,9				
Nereididae									17,6	45,1	66,7	27,2				

Tabla II.24: Composición de la dieta de *Micropogonias furnieri* durante la campaña III realizada en octubre en Puerto Galván, expresada en porcentaje en número (%N_i), porcentaje en peso (%P_i), porcentaje de frecuencia de ocurrencia (%F_i) y porcentaje del índice de importancia relativa (%IRI).

Puerto Galván	Clase I				Clase II				Clase III				Adultos			
Rango de talla (mm)	10 - 39				40 - 69				70 - 159				>350 mm			
Número de individuos	7				30				90				1			
Longitud total media ± d.s.	35,43 ± 1,72				53,73 ± 7,11				112,76 ± 24,88				403 ± 0			
Índice de repleción medio	6,61				2,83				1,51				0,17			
Índice vacuidad	0				26,67				12,22				0			
Composición de la dieta																
Presas	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI
Copépodo					52	2,2	9,1	3,7								
<i>Acartia tonsa</i>					52	2,2	9,1	6,2								
Misidáceos	100	100	100	100	43,1	85,7	95,5	93,3	69,6	78,8	88,6	91,9	25	6,4	100	15,7
<i>Arthromysis magellanica</i>					11,8	35,2	27,3	16	69,6	78,8	88,6	96,5	25	6,4	100	15,7
<i>Neomysis americana</i>	100	100	100	100	31,4	50,5	72,7	74,5								
Decápodo									0,5	2,4	2,5	0,1	25	6,7	100	46
<i>Artemesia longinaris</i>									0,5	2,4	2,5	0,1	25	6,7	100	46
Anfípodos									14,0	2,2	10,1	1,1				
<i>Corophium sp.</i>									8,9	0,7	3,8	0,3				
Caprélidos									5,1	1,5	6,3	0,3				
Poliquetos					4,9	12,1	22,7	2,9	15,9	16,6	30,4	6,9	50	26,6	100	38,3
Nereididae					1,0	2,2	4,5	0,2	9,9	6,3	16,5	2	50	26,6	100	38,3
Orbinidae									4,1	6,7	7,6	0,6				
no identificados					3,9	9,9	18,2	3,1	1,9	3,7	7,6	0,3				

Tabla II.25: Composición de la dieta de *Micropogonias furnieri* durante la campaña IV realizada en diciembre en Canal del Embudo, expresada en porcentaje en número (%N_i), porcentaje en peso (%M_i), porcentaje de frecuencia de ocurrencia (%F_i) y porcentaje del índice de importancia relativa (%IRI).

Canal del Embudo Rango de talla (mm)	Clase I 10 - 39				Clase II 40 - 69				Clase III 70 - 159				Adultos >350 mm			
Número de individuos	Sin captura				Sin captura				18				Sin captura			
Longitud total media ± d.s.									140,61 ± 10,40							
Índice de repleción medio									3,20							
Índice vacuidad									50							
Composición de la dieta																
Presas	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI
Misidáceo									62,8	6,8	66,7	48,1				
<i>Arthromysis magellanica</i>									62,8	6,8	66,7	52,4				
Decápodos									14	15,7	55,6	17,1				
<i>Artemesia longinaris</i>									7	4,9	22,2	3				
<i>Neohelice granulata</i>									7	10,9	33,3	6,7				
Teleosteo									23,3	77,4	33,3	34,8				
<i>Ramnogaster arcuata</i>									23,3	77,4	33,3	37,9				

Tabla II.26: Composición de la dieta de *Micropogonias furnieri* durante la campaña IV realizada en diciembre en Puerto Galván, expresada en porcentaje en número (%N_i), porcentaje en peso (%M_i), porcentaje de frecuencia de ocurrencia (%F_i) y porcentaje del índice de importancia relativa (%IRI).

Puerto Galván	Clase I				Clase II				Clase III				Adultos			
Rango de talla (mm)	10 - 39				40 - 69				70 - 159				>350 mm			
Número de individuos	Sin captura				Sin captura				46				1			
Longitud total media ± d.s.									135,07 ± 14,07				633 ± 0			
Índice de repleción medio									3,37				0,67			
Índice vacuidad									2,17				0			
Composición de la dieta																
Presas	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI
Quetognato									0,2	<0,1	2,2	<0,1				
<i>Sagitta friederici</i>									0,2	<0,1	2,2	<0,1				
Bivalvo													25	37,6	100	31,3
<i>Mesodesma mactroides</i>													25	37,6	100	31,3
Misidáceo									96,8	78,2	100	97,3				
<i>Arthromysis magellanica</i>									96,8	78,2	100	98,2				
Decápodos									0,4	3,6	8,9	0,2	25	3,6	100	14,3
<i>Artemesia longinaris</i>									0,1	0,3	2,2	<0,1				
<i>Peisos petrunkevitchi</i>									0,3	3,3	8,9	0,2				
<i>Neohelice granulata</i>									0,2	<0,1	2,2	<0,1	25	3,6	100	14,3
Poliquetos									1,8	4,1	24,4	0,8	50	58,8	100	54,4
Nereididae									1,1	1,4	13,3	0,2				
no identificados									0,7	2,7	11,1	0,2	50	58,8	100	54,4
Teleosteos									0,8	14,1	20	1,7				
<i>Parona signata</i>									0,2	0,9	4,4	<0,1				
<i>Ramnogaster arcuata</i>									0,6	13,2	15,6	1,2				

Tabla II.27: Composición de la dieta de *Micropogonias furnieri* durante la campaña V realizada en marzo en Puerto Galván, expresada en porcentaje en número (%N_i), porcentaje en peso (%P_i), porcentaje de frecuencia de ocurrencia (%F_i) y porcentaje del índice de importancia relativa (%IRI).

Puerto Galván Rango de talla (mm)	Clase I 10 - 39				Clase II 40 - 69				Clase III 70 - 159				Adultos >350 mm			
Número de individuos	Sin captura				29				27				Sin captura			
Longitud total media ± d.s.					56,83 ± 8,59				84,52 ± 11,04							
Índice de repleción medio					2,55				3,08							
Índice vacuidad					6,90				11,11							
Composición de la dieta																
Presas	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI
Copépodo					65,4	5,3	55,6	44,8	16	0,2	4,2	0,8				
<i>Acartia tonsa</i>					65,4	5,3	55,6	44,8	16	0,2	4,2	1				
Misidáceo									27,8	14,8	25	12,7				
<i>Arthromysis magellanica</i>									27,8	14,8	25	15,6				
Decápodos					27,9	4,2	11,1	4,1	47,9	64,9	54,2	73,1				
<i>Peisos petrunkevitchi</i>									27,8	61,7	50	65,5				
Zoea					27,9	4,2	11,1	4,1	20,1	3,2	4,2	1,4				
Anfípodo					2,6	2,4	7,4	0,4	1,4	0,3	4,2	0,1				
<i>Corophium sp.</i>					2,6	2,4	7,4	0,4	1,4	0,3	4,2	0,1				
Poliquetos					4,2	88,1	48,1	50,7	6,9	19,8	41,7	13,3				
no identificados					4,2	88,1	48,1	50,7	6,9	19,8	41,7	16,3				

OBSERVACIÓN: En Canal del Embudo no se capturó ningún ejemplar de *Micropogonias furnieri* durante la campaña V realizada en febrero.

Tabla II.28: Composición de la dieta de *Micropogonias furnieri* durante la campaña VI realizada en abril en Puerto Galván, expresada en porcentaje en número (%N_i), porcentaje en peso (%P_i), porcentaje de frecuencia de ocurrencia (%F_i) y porcentaje del índice de importancia relativa (%IRI).

Puerto Galván	Clase I				Clase II				Clase III				Adultos			
Rango de talla (mm)	10 - 39				40 - 69				70 - 159				>350 mm			
Número de individuos	12				19				62				Sin captura			
Longitud total media ± d.s.	33,42 ± 4,42				50,16 ± 10,39				99,79 ± 17,88							
Índice de repleción medio	1,64				0,81				2,19							
Índice vacuidad	8,33				21,05				30,65							
Composición de la dieta																
Presas	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI
Copépodos	83,7	28,2	72,7	75	79,7	24,1	60	60,2								
<i>Labidocera fluviatilis</i>	10,2	1,2	18,2	2,5												
<i>Acartia tonsa</i>	71,4	26,6	54,5	64,5	79,7	24,1	60	60,2								
<i>Paracalanus parvus</i>	2	0,3	9,1	0,3												
Misidáceo	14,3	55,8	36,4	23,5	15,3	55,6	53,3	36,6	29,6	2,5	32,6	11,0				
<i>Neomysis americana</i>	14,3	55,8	36,4	30,8	15,3	55,6	53,3	36,6	29,6	2,3	32,6	19,1				
Decápodos					1,7	0,1	6,7	0,2	59,2	92,4	53,5	85,4				
<i>Artemesia longinaris</i>									9,2	21,9	16,3	9,3				
<i>Peisos petrunkevitchi</i>									43,9	64,2	32,6	64,7				
Megalopas					1,7	0,1	6,7	0,2								
Poliquetos	2	16	9,1	1,5	3,4	20,2	13,3	3	11,2	5	20,9	3,6				
Nereididae									4,1	1,5	4,7	0,5				
no identificados	2	16,0	9,1	2	3,4	20,2	13,3	3	7,1	3,1	16,3	3,1				

OBSERVACIÓN: En Canal del Embudo no se capturó ningún ejemplar de *Micropogonias furnieri* durante la campaña VI realizada en abril de 2016.

Alimentación de la pescadilla de red, *Cynoscion guatucupa*

Durante el ciclo anual se analizaron 595 estómagos de pescadilla de red de los cuales 568 individuos fueron juveniles, con un rango de talla de 24 a 129 mm de Lt y media de $82,03 \pm 24,43$ mm, y 27 adultos, con un rango de talla de 405 a 475 mm de Lt y media de $436,07 \pm 18,72$ mm. El IV general fue de 16,37% para los juveniles y de 11,11% para los adultos. El IR fue de 2,48 y 1,32 para juveniles y adultos, respectivamente. Los juveniles presentaron un IR similar en ambos sitios, Canal del Embudo (IR=2,57) y Puerto Galván (IR=2,46). El IV en el Canal del Embudo alcanzó su mayor valor en la Campaña III, mientras que en Puerto Galván el mayor valor se registró en la Campaña II (Figura II.25.a). El IR presentó su mayor valor en la Campaña VI, para ambos sitios (Figura II.25.b).

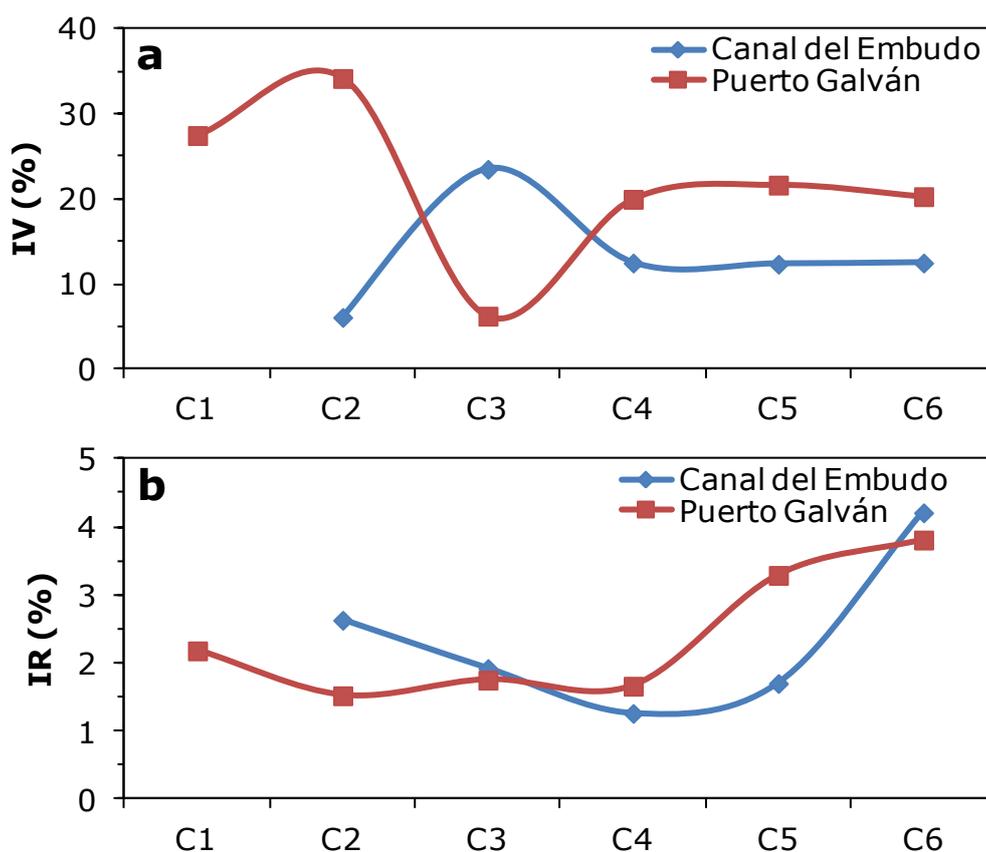


Figura II.25.a: Índice de vacuidad (IV) y **b.** índice de repleción (IR) de pescadilla de red *Cynoscion guatucupa* por campaña (C1-6) y sitio de muestreo.

El número total de presas ingeridas por la pescadilla de red fue 3306 con un peso total de 316,15 g. La dieta general estuvo integrada por 8 ítems presa, representados por misidáceos, decápodos, copépodos y peces teleósteos (Tabla II.29).

Si bien el número de ítems presa que integraron la dieta fue igual en ambos sitios de muestreo, los ítems más importantes en Canal del Embudo fueron misidáceos (*Arthromysis magellanica* y *Neomysis americana*) (Figura II.26 a y b) y decápodo *Peisos petrunkevitchi* (Figura II.27). En Puerto Galván la dieta estuvo integrada principalmente misidáceos *Arthromysis magellanica* y decápodo *Peisos petrunkevitchi* (Tabla II.29).

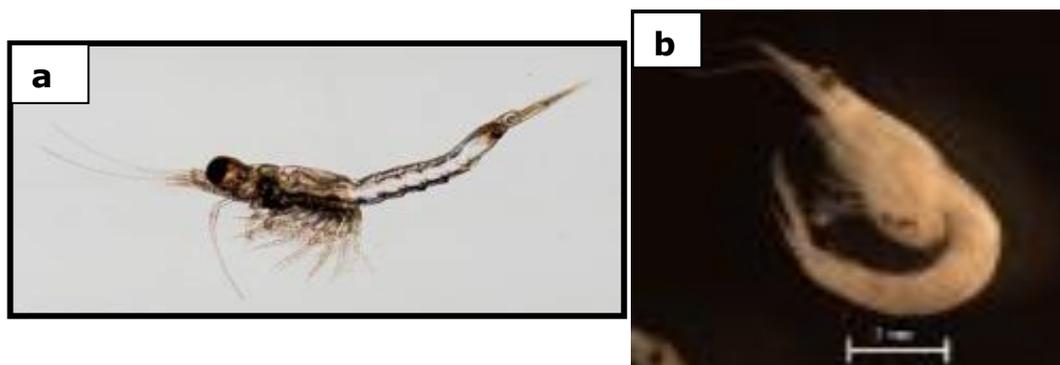


Figura II.26: Misidáceos *Arthromysis magellanica* (a) y *Neomysis americana* (b)



Figura II.27: *Peisos petrunkevitchi*

El análisis de la composición de la dieta de la pescadilla de red, por clase de talla, evidenció variación con el aumento de la talla en ambos sitios y campañas de muestreo.

Durante la campaña I, realizada en julio en el Canal del Embudo, no se capturaron ejemplares de pescadilla de red. En Puerto Galván, se obtuvieron ejemplares de las tres clases de juveniles. La Clase I se alimentó principalmente del misidáceo *Arthromysis magellanica* seguido por copépodo *Acartia tonsa* (Figura II.28). En la Clase II y III, el decápodo *Peisos petrunkevitchi* fue el ítem presa significativamente más importante seguido por *Arthromysis magellanica* en la Clase II y por juveniles de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) (Figura II.29) en la Clase III (Tabla II.30).



Figura II.28: Copépodo *Acartia tonsa*



Figura II.29: Corvina rubia *Micropogonias furnieri*

En agosto, si bien en los dos sitios de muestreo se capturaron ejemplares de las tres clases de talla de juveniles de pescadilla de red, la dieta fue diferente. En Canal del Embudo los ejemplares de la Clase I se alimentaron principalmente de misidáceos *Arthromysis magellanica* y *Neomysis americana*, seguido por copépodos *Acartia tonsa* y *Calanoides carinatus* (Figura II.30). En la Clase II, tanto los misidáceos como los copépodos presentaron similar importancia que en la Clase I, sólo que consumió *Acartia tonsa*. La Clase III, se alimentó principalmente de misidáceos *Arthromysis magellanica* y *Neomysis americana*, seguido por el decápodo *Peisos petrunkevitchi* y, con una muy baja importancia, juveniles de corvina rubia *Micropogonias furnieri* (Tabla II.31).



Figura II.30: Copépodo *Calanoides carinatus*

En Puerto Galván, si bien se capturaron ejemplares de las tres clases de talla de juveniles, el único de Clase I presentó el estómago vacío. Los de la Clase II consumieron principalmente misidáceo *Neomysis americana*, seguido por copépodo *Acartia tonsa*. Los de la Clase III se alimentaron exclusivamente de decápodos y dentro de ellos el camarón *Artemesia longinaris* (Figura II.31) fue el más importante seguido por el sergéstido *Peisos petrunkevitchi* (Tabla II.32).



Figura II.31: Camarón *Artemesia longinaris*

En la campaña III no se encontró variación en la dieta con el aumento de talla de la pescadilla de red pero si entre sitios. En los dos sitios se capturaron ejemplares de las tres clases de juveniles y la de adulto. En Canal del Embudo, las Clase I y II presentaron una dieta semejante compuesta principalmente por el misidáceo *Arthromysis magellanica*, y copépodos *Acartia tonsa* y *Labidocera fluviatilis* (Figura II.32). Los individuos de la Clase III consumieron únicamente misidáceo *Arthromysis magellanica* y los adultos, si bien consumieron principalmente *Arthromysis magellanica* también formó parte importante de la dieta los decápodos *Pleoticus muelleri* (Figura II.33) y *Artemesia longinaris* (Tabla II.33). En cambio, en Puerto Galván, los individuos juveniles de las tres clases de talla consumieron exclusivamente al misidáceo *Arthromysis magellanica* y los adultos, además de esta última especie, consumieron el camarón *Artemesia longinaris* y con una muy baja importancia relativa peces teleósteos como saraqita *Ramnogaster arcuata* y juveniles de saracón (*Brevoortia aurea*) (Figura II.34 a y b) (Tabla II.34).



Figura II.32: Copépedo *Labidocera fluviatilis*



Figura II.33: Langostino *Pleoticus muelleri*

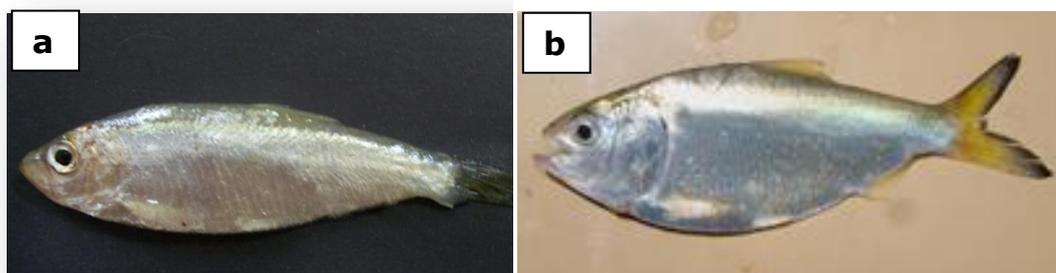


Figura II.34: Saraquita *Ramnogaster arcuata* (a)
y Saracón *Brevoortia aurea* (b)

En diciembre, campaña IV, en Canal del Embudo se capturó un bajo número de individuos de las Clases II, III y adultos. La Clase II consumió únicamente *Arthromysis magellanica*. La dieta de la Clase III estuvo integrada por *Arthromysis magellanica*, juveniles de *Ramnogaster arcuata* y camarón *Artemesia longinaris* (Tablas II.35). En Puerto Galván sólo se capturaron cinco ejemplares adultos que consumieron principalmente *Arthromysis magellanica* y juveniles de corvina rubia *Micropogonias furnieri* (Tablas II.36).

Durante la campaña V, en ambos sitios, se observó variación de la dieta con el incremento de la clase de talla. En Canal del Embudo se capturaron representantes de las cuatro clases de talla. En las primeras tres clases el ítem dominante fue el misidáceo *Arthromysis magellanica*. En la Clase I también consumió copépodo *Acartia tonsa* y las Clases II y III el decápodo *Peisos petrunkevitchi*. Los adultos presentaron una dieta diferente. Ésta estuvo integrada por tres especies de decápodos, dentro de ellos principalmente por *Peisos petrunkevitchi*, y por juveniles de *Ramnogaster arcuata* (Tabla II.37). En Puerto Galván se capturaron únicamente las clases correspondientes a juveniles. La dieta de la Clase I estuvo integrada únicamente por *Arthromysis magellanica*. La Clase II principalmente por *Peisos petrunkevitchi* seguido por *Arthromysis magellanica* y en la III, esta última especie fue la presa más importante seguida por decápodos y dentro de ellos principalmente *Artemesia longinaris* y en menor importancia juveniles de *Ramnogaster arcuata* (Tabla II.38).

En abril, campaña VI, en ambos sitios se observó variación de la dieta con el incremento de talla. En Canal del Embudo si bien sólo se capturaron individuos de la Clase II y III, y la dieta integrada por decápodos *Peisos petrunkevitchi* y misidáceos *Neomysis americana*, la importancia en cada una de ellas varió con la talla. Aumentó la importancia de *Peisos petrunkevitchi* y disminuyó la de *Neomysis americana* (Tabla II.39). En Puerto Galván, se capturaron ejemplares de las Clases II, III y adultos. La dieta de la Clase II estuvo integrada por misidáceos *Neomysis americana* y decápodos *Peisos petrunkevitchi* y *Artemesia longinaris*. La Clase III se alimentó principalmente de *Peisos petrunkevitchi*. Los adultos presentaron una dieta más diversificada,

integrada principalmente por camarón *Artemesia longinaris*, seguido por *Peisos petrunkevitchi* y por estadios juveniles de *Micropogonia furnieri* y *Ramnogaster arcuata* (Tabla II.40).

Tabla II.29: Composición de la dieta de juveniles de *Cynoscion guatucupa* por sitio de muestreo expresada en porcentaje en número (%N_i), porcentaje en peso (%P_i), porcentaje de frecuencia de ocurrencia (%F_i), índice de importancia relativa (IRI) y porcentaje del índice de importancia relativa (%IRI).

Sitio	Canal del Embudo				Puerto Galván			
Número de individuos	238				330			
Rango de talla (mm)	24-126				40-129			
Longitud total media ± d.s.	75,77 ± 25,16				86,54 ± 22,92			
Composición de la dieta								
Presa	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI
Copépodos	28,72	0,17	23,11	6,73	17,2	0,03	4,18	0,71
<i>Labidocera fluviatilis</i>	1,01	0,01	3,30	0,05	0,2	<0,01	0,38	<0,01
<i>Acartia tonsa</i>	25,78	0,11	20,28	7,70	17	0,03	3,80	0,97
<i>Calanoides carinatus</i>	1,93	0,05	2,36	0,07				
Misidáceos	53,94	33,75	74,53	65,92	57,97	26,37	58,17	53,37
<i>Arthromysis magellanica</i>	23,03	19,45	53,3	33,69	49,95	24,66	44,87	50,21
<i>Neomysis americana</i>	30,91	14,30	34,43	22,82	8,02	1,71	13,69	2
Decápodos	17,16	64,94	33,02	27,34	24,54	71,13	44,11	45,90
<i>Peisos petrunkevitchi</i>	16,06	60,51	31,60	35,46	22,13	56,5	38,40	45,28
<i>Pleoticus muelleri</i>					0,19	2,61	0,76	0,03
<i>Artemesia longinaris</i>	1,10	3,79	2,83	0,20	2,32	12,26	6,84	1,50
Teleósteos	0,18	1,14	0,94	0,01	0,20	2,23	0,76	0,02
<i>Ramnogaster arcuata</i>	0,09	1,03	0,47	0,01	0,10	0,86	0,38	0,01
<i>Micropogonias furnieri</i>	0,09	0,11	0,47	<0,01	0,10	1,37	0,38	0,01

Tabla II.30: Composición de la dieta de *Cynoscion guatucupa* durante la campaña I realizada en junio en Puerto Galván, expresada en porcentaje en número (%N_i), porcentaje en peso (%P_i), porcentaje de frecuencia de ocurrencia (%F_i) y porcentaje del índice de importancia relativa (%IRI).

Puerto Galván	Clase I				Clase II				Clase III				Adultos			
Rango de talla (mm)	20 - 49				50 - 89				90 - 129				>350 mm			
Número de individuos	6				36				38				Sin captura			
Longitud total media ± d.s.	47,83 ± 1,47				68,67 ± 10,25				109,58 ± 10,67							
Índice de repleción medio	0,77				3,17				1,63							
Índice vacuidad	33,33				36,11				18,42							
Composición de la dieta																
Presas	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI
Copépodo	77,8	1,6	50	39,7												
<i>Acartia tonsa</i>	77,8	1,6	50	39,7												
Misidáceos	22,2	98,4	50	60,3	34,5	5,4	30,4	9,3								
<i>Arthromysis magellanica</i>	22,2	98,4	50	60,3	34,5	5,4	30,4	9,3								
Decápodos					65,5	94,6	73,9	90,7	98	88,4	96,8	99,8				
<i>Peisos petrunkevitchi</i>					65,5	94,6	73,9	90,7	98	88,4	96,8	99,8				
Teleósteos									2	11,6	3,2	0,2				
<i>Micropogonias furnieri</i>									2	11,6	3,2	0,2				

OBSERVACIÓN: En Canal del Embudo no se capturó ningún ejemplar de *Cynoscion guatucupa* durante la Campaña I realizada en Julio.

Tabla II.31: Composición de la dieta de *Cynoscion guatucupa* durante la campaña II realizada en agosto en Canal del Embudo, expresada en porcentaje en número (%N_i), porcentaje en peso (%P_i), porcentaje de frecuencia de ocurrencia (%F_i) y porcentaje del índice de importancia relativa (%IRI).

Canal del Embudo	Clase I				Clase II				Clase III				Adultos			
Rango de talla (mm)	20 - 49				50 - 89				90 - 129				>350 mm			
Número de individuos	11				39				32				Sin captura			
Longitud total media ± d.s.	46,64 ± 3,14				68,44 ± 10,78				106,72 ± 9,82							
Índice de repleción medio	1,96				2,06				3,50							
Índice vacuidad	9,09				7,69				3,13							
Composición de la dieta																
Presas	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI
Copépodos	66	1,6	90	33,8	59,8	1,3	58,3	21,7	7,4	0,2	16,1	0,8				
<i>Labidocera fluviatilis</i>	4	0,1	10	0,4	1,5	<0,1	8,3	0,1								
<i>Acartia tonsa</i>	38	0,9	50	19	58,3	1,3	58,3	27,3	4,7	0,1	12,9	0,5				
<i>Calanoides carinatus</i>	24	0,6	40	9,6					2,7	0,1	3,2	0,1				
Misidáceos	34	98,4	90	66,2	39,8	96,1	94,4	78,2	81,1	55,6	93,5	80,3				
<i>Arthromysis magellanica</i>	18	46,9	60	38	9,7	44,5	44,4	18,9	21,5	27,9	71	28				
<i>Neomysis americana</i>	16	51,6	50	33	30,1	51,7	83,3	53,6	59,6	29	67,7	47,9				
Decápodos					0,4	2,5	2,8	<0,1	11,2	43,9	54,8	19				
<i>Peisos petrunkevitchi</i>									11,2	42,7	54,8	23,6				
<i>Artemesia longinaris</i>					0,4	2,5	2,8	0,1								
Teleósteo									0,3	0,3	3,2	<0,1				
<i>Micropogonias furnieri</i>									0,3	0,3	3,2	<0,1				

Tabla 32: Composición de la dieta de *Cynoscion guatucupa* durante la campaña 2 realizada en agosto en Puerto Galván, expresada en porcentaje en número (%N_i), porcentaje en peso (%P_i), porcentaje de frecuencia de ocurrencia (%F_i) y porcentaje del índice de importancia relativa (%IRI).

Puerto Galván	Clase I				Clase II				Clase III				Adultos			
Rango de talla (mm)	20 - 49				50 - 89				90 - 129				>350 mm			
Número de individuos	1				28				9				Sin captura			
Longitud total media ± d.s.	46 ± 0				64,25 ± 9,77				110,22 ± 10,96							
Índice de repleción medio	0				1,26				3,45							
Índice vacuidad	100				21,43				66,67							
Composición de la dieta																
Presas	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI
Copépodos					81,4	2,4	36,4	25,4								
<i>Labidocera fluviatilis</i>					1	0,1	4,5	0,1								
<i>Acartia tonsa</i>					80,5	2,2	36,4	25,1								
Misidáceos					17,6	85,3	86,4	74,1								
<i>Neomysis americana</i>					17,6	85,3	86,4	74,3								
Decápodos					1	12,4	4,5	0,5	100	100	100	100				
<i>Peisos petrunkevitchi</i>									28,6	13,2	66,7	14,9				
<i>Artemesia longinaris</i>					1	12,4	4,5	0,5	71,4	86,8	100	85,1				

Tabla II.33: Composición de la dieta de *Cynoscion guatucupa* durante la campaña III realizada en noviembre en Canal del Embudo, expresada en porcentaje en número (%N_i), porcentaje en peso (%P_i), porcentaje de frecuencia de ocurrencia (%F_i) y porcentaje del índice de importancia relativa (%IRI).

Canal del Embudo	Clase I				Clase II				Clase III				Adultos			
Rango de talla (mm)	20 - 49				50 - 89				90 - 129				>350 mm			
Número de individuos	2				6				4				5			
Longitud total media ± d.s.	40,50 ± 6,36				65 ± 8,99				99,25 ± 10,24				434 ± 16,90			
Índice de repleción medio	4,37				2,27				1,35				0,56			
Índice vacuidad	0,00				33,33				0,00				40			
Composición de la dieta																
Presas	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI
Copépodos	66,7	1	50	33,8	42,9	0,2	50	12,1								
<i>Labidocera fluviatilis</i>	16,7	0,2	50	8,5	21,4	0,1	25	3,1								
<i>Acartia tonsa</i>	50	0,7	50	25,4	21,4	0,1	50	6,2								
Misidáceos	33,3	99	50	66,2	57,1	99,8	100	87,9	100	100	100	100	93,8	27,8	100	60,8
<i>Arthromysis magellanica</i>	33,3	99	50	66,2	57,1	99,8	100	90,7	100	100	100	100	93,8	27,8	100	70,9
Decápodos													6,2	72,2	100	39,2
<i>Pleoticus muelleri</i>													3,1	68,4	66,7	27,8
<i>Artemesia longinaris</i>													3,1	3,8	33,3	1,3

Tabla II.34: Composición de la dieta de *Cynoscion guatucupa* durante la campaña III realizada en octubre en Puerto Galván, expresada en porcentaje en número (%N_i), porcentaje en peso (%P_i), porcentaje de frecuencia de ocurrencia (%F_i) y porcentaje del índice de importancia relativa (%IRI).

Puerto Galván	Clase I				Clase II				Clase III				Adultos			
Rango de talla (mm)	20 - 49				50 - 89				90 - 129				>350 mm			
Número de individuos	12				40				39				5			
Longitud total media ± d.s.	45,42 ± 3,42				70,98 ± 11,95				108,82 ± 11,45				443,2 ± 22,76			
Índice de repleción medio	2,67				1,82				1,63				0,48			
Índice vacuidad	25				7,50				0				0,00			
Composición de la dieta																
Presas	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI
Misidáceos	100	100	100	100	100	100	100	100	99,5	98,5	100	100	97,8	58,8	100	92,1
<i>Arthromysis magellanica</i>	100	100	100	100	100	100	100	100	99,5	98,5	100	100	97,8	58,8	100	92,1
Decápodos									0,5	1,5	2,6	<0,1	1,3	10,7	60	4,2
<i>Artemesia longinaris</i>									0,5	1,5	2,6	<0,1	1,3	10,7	60	4,2
Teleósteos													0,9	30,5	20	3,7
<i>Ramnogaster arcuata</i>													0,4	3,7	20	0,5
<i>Brevoortia aurea</i>													0,4	26,8	20	3,2

Tabla II.35: Composición de la dieta de *Cynoscion guatucupa* durante la campaña IV realizada en diciembre en Canal del Embudo, expresada en porcentaje en número (%N_i), porcentaje en peso (%P_i), porcentaje de frecuencia de ocurrencia (%F_i) y porcentaje del índice de importancia relativa (%IRI).

Canal del Embudo	Clase I				Clase II				Clase III				Adultos			
Rango de talla (mm)	20 - 49				50 - 89				90 - 129				>350 mm			
Número de individuos	Sin captura				1				3				4			
Longitud total media ± d.s.					76 ± 0				120,67 ± 5,13				436 ± 8,37			
Índice de repleción medio					0,21				1,86				1,23			
Índice vacuidad					0				33,33				0,00			
Composición de la dieta																
Presas	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI
Misidáceo					100	100	100	100	50	4,8	100	43	92,5	20,4	100	68,6
<i>Arthromysis magellanica</i>					100	100	100	100	50	4,8	100	43	92,5	20,4	100	73,9
Decápodos									25	29	50	21,2	4,5	28,7	75	15,1
<i>Peisos petrunkevitchi</i>													0,7	1,1	25	0,3
<i>Pleoticus muelleri</i>													0,7	12,3	25	2,1
<i>Artemesia longinaris</i>									25	29	50	21,2	3,0	15,3	50	6
Teleósteos									25	66,1	50	35,8	3,0	50,9	50	16,4
<i>Ramnogaster arcuata</i>									25	66,1	50	35,8	3,0	50,9	50	17,6

Tabla II.36: Composición de la dieta de *Cynoscion guatucupa* durante la campaña IV realizada en diciembre en Puerto Galván, expresada en porcentaje en número (%N_i), porcentaje en peso (%P_i), porcentaje de frecuencia de ocurrencia (%F_i) y porcentaje del índice de importancia relativa (%IRI).

Puerto Galván	Clase I				Clase II				Clase III				Adultos			
Rango de talla (mm)	20 - 49				50 - 89				90 - 129				>350 mm			
Número de individuos	Sin captura				Sin captura				Sin captura				5			
Longitud total media ± d.s.													430,8 ± 22,26			
Índice de repleción medio													1,66			
Índice vacuidad													20			
Composición de la dieta																
Presas	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI
Misidáceo													99,6	31,2	75	85
<i>Arthromysis magellanica</i>													99,6	31,2	75	85
Teleósteo													0,4	68,8	25	15
<i>Micropogonias furnieri</i>													0,4	68,8	25	15

Tabla II.37: Composición de la dieta de *Cynoscion guatucupa* durante la campaña V realizada en febrero en Canal del Embudo, expresada en porcentaje en número (%N_i), porcentaje en peso (%P_i), porcentaje de frecuencia de ocurrencia (%F_i) y porcentaje del índice de importancia relativa (%IRI).

Canal del Embudo	Clase I				Clase II				Clase III				Adultos			
Rango de talla (mm)	20 - 49				50 - 89				90 - 129				>350 mm			
Número de individuos	30				39				15				5			
Longitud total media ± d.s.	34,50 ± 7,60				69,13 ± 10,94				94,93 ± 4,17				432 ± 26,86			
Índice de repleción medio	1,74				1,25				2,71				1,85			
Índice vacuidad	0				20,51				20				0			
Composición de la dieta																
Presas	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI
Copépodos	75,4	4,9	33,3	25,1												
<i>Acartia tonsa</i>	75,4	4,9	33,3	25,1												
Misidáceo	24,6	95,1	66,7	74,9	86,7	58,9	90,3	91,4	58,5	31,1	75	59,4	8,6	1,6	40	2,7
<i>Arthromysis magellanica</i>	24,6	95,1	66,7	74,9	86,7	58,9	90,3	91,4	58,5	31,1	75	59,4	8,6	1,6	40	4,0
Decápodos					13,3	41,1	22,6	8,6	41,5	68,9	41,7	40,6	90,2	84,7	80	91,5
<i>Peisos petrunkevitchi</i>					13,3	41,1	22,6	8,6	41,5	68,9	41,7	40,6	88,9	45,4	60	78,4
<i>Pleoticus muelleri</i>													0,9	34,4	20	6,9
<i>Artemesia longinaris</i>													0,4	4,9	40	2,1
Teleósteos													1,1	13,7	60	5,8
<i>Ramnogaster arcuata</i>													1,1	13,7	60	8,6

Tabla II.38: Composición de la dieta de *Cynoscion guatucupa* durante la campaña V realizada en marzo en Puerto Galván, expresada en porcentaje en número (%N_i), porcentaje en peso (%P_i), porcentaje de frecuencia de ocurrencia (%F_i) y porcentaje del índice de importancia relativa (%IRI).

Puerto Galván	Clase I				Clase II				Clase III				Adultos			
Rango de talla (mm)	20 - 49				50 - 89				90 - 129				>350 mm			
Número de individuos	1				32				27				Sin captura			
Longitud total media ± d.s.	40 ± 0				75,56 ± 7,85				100,15 ± 7,47							
Índice de repleción medio	2				3,62				2,92							
Índice vacuidad	0				18,75				25,93							
Composición de la dieta																
Presas	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI
Misidáceo	100	100	100	100	64	22,8	38,5	27,7	89,3	8,9	60	55,5				
<i>Arthromysis magellanica</i>	100	100	100	100	64	22,8	38,5	27,7	89,3	8,9	60	69,3				
Decápodos					36	77,2	76,9	72,3	9,8	83,9	50	44,1				
<i>Peisos petrunkevitchi</i>					36	77,2	76,9	72,3	0,8	3,0	5	0,2				
<i>Pleoticus muelleri</i>									1,6	21,9	10	2,8				
<i>Artemesia longinaris</i>									7,4	58,9	35	27,3				
Teleósteos									0,8	7,2	5	0,4				
<i>Ramnogaster arcuata</i>									0,8	7,2	5	0,5				

Tabla II.39: Composición de la dieta de *Cynoscion guatucupa* durante la campaña VI realizada en abril en Canal del Embudo, expresada en porcentaje en número (%N_i), porcentaje en peso (%P_i), porcentaje de frecuencia de ocurrencia (%F_i) y porcentaje del índice de importancia relativa (%IRI).

Canal del Embudo	Clase I				Clase II				Clase III				Adultos			
Rango de talla (mm)	20 - 49				50 - 89				90 - 129				>350 mm			
Número de individuos	Sin captura				28				28				Sin captura			
Longitud total media ± d.s.					74,96 ± 6,39				102,75 ± 8,51							
Índice de repleción medio					3,75				4,72							
Índice vacuidad					7,14				17,86							
Composición de la dieta																
Presas	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI
Copépodos					1,4	<0,1	3,8	<0,1								
<i>Labidocera fluviatilis</i>					1,4	<0,1	3,8	<0,1								
Misidáceos					54,9	5,6	46,2	21,7	10,1	1,1	21,7	1,5				
<i>Neomysis americana</i>					54,9	5,6	46,2	22	10,1	1,1	21,7	1,7				
Decápodos					43,7	94,4	73,1	78,3	89,9	98,9	87	98,5				
<i>Peisos petrunkevitchi</i>					42,3	92,8	73,1	77,8	80,8	89,3	82,6	96,6				
<i>Artemesia longinaris</i>					1,4	1,5	3,8	0,1	9,1	9,6	13	1,7				

Tabla II.40: Composición de la dieta de *Cynoscion guatucupa* durante la campaña VI realizada en abril en Puerto Galván, expresada en porcentaje en número (%N_i), porcentaje en peso (%P_i), porcentaje de frecuencia de ocurrencia (%F_i) y porcentaje del índice de importancia relativa (%IRI).

Puerto Galván Rango de talla (mm)	Clase I 20 - 49				Clase II 50 - 89				Clase III 90 - 129				Adultos >350 mm			
Número de individuos	Sin captura				20				41				3			
Longitud total media ± d.s.					79,15 ± 5,10				107,98 ± 11,57				443,33 ± 9,24			
Índice de repleción medio					2,36				4,68				2,28			
Índice vacuidad					20				21,95				0			
Composición de la dieta																
Presas	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI
Misidáceos					81,3	23,8	75	72,6	7	0,3	15,6	0,6				
<i>Arthromysis magellanica</i>					2,1	8,5	6,3	0,7								
<i>Neomysis americana</i>					79,2	15,3	75	80,9	7	0,3	15,6	0,7				
Decápodos					18,8	76,2	31,3	27,4	93	99,7	93,8	99,4	88,9	67,3	100	84,2
<i>Peisos petrunkevitchi</i>					12,5	55	18,8	14,4	89,6	94,5	87,5	98,6	58,3	8,1	100	38,1
<i>Artemesia longinaris</i>					6,3	21,2	12,5	3,9	3,5	5,2	12,5	0,7	30,6	59,2	100	51,4
Teleósteos													11,1	32,7	66,7	15,8
<i>Ramnogaster arcuata</i>													5,6	5,9	66,7	4,4
<i>Micropogonias furnieri</i>													5,6	26,8	33,3	6,2

Alimentación del gatuzo, *Mustelus schmitti*

Durante el ciclo anual se analizó el contenido estomacal de 40 gatuzos. El rango de talla de los ejemplares juveniles fue 336 - 455 mm de Lt, con una media de $406 \pm 33,4$ mm, y el de los adultos fue de 465 - 622 mm de Lt, con una media de $528 \pm 54,9$ mm. El IV de ambos estadios fue de 0% y el IR fue de 2,47 y 1,88 para juveniles y adultos, respectivamente.

El número total de presas ingeridas por el gatuzo fue de 175 con un peso total de 252,7 g. La dieta general estuvo integrada por 9 ítems presa, correspondientes a misidáceos, decápodos, poliquetos y teleósteos.

En Canal del Embudo, las presas más importantes fueron los decápodos, y dentro de éstos el cangrejo *Neohelice granulata* (Figura II.35). La segunda categoría presa en importancia fueron los poliquetos (Figura II.36) (Tabla II.41). En Puerto Galván, los decápodos, específicamente el cangrejo *Neohelice granulata* y el camarón *Artemesia longinaris* (Figura II.37), fueron la categoría presa más importante seguido por poliquetos (Tabla II.41).



Figura II.35: Cangrejos *Neohelice granulata*



Figura II.36: Poliqueto Nereididae



Figura II.37: Camarón *Artemesia longinaris*

El análisis de la composición de la dieta de gatuzo por clase de talla evidenció variación con el aumento de la talla en ambos sitios y campañas de muestreo. Durante la campaña de noviembre en el Canal del Embudo se capturaron gatuzos de Clase III y Adultos. Ambos estadios consumieron principalmente cangrejo *Neohelice granulata* y poliquetos de la familia Nereididae (Tabla II.42). En Puerto Galván, se capturó un único ejemplar adulto que consumió cangrejo *Neohelice granulata* y poliquetos de la familia Nereididae (Tabla II.43).

En diciembre en Canal del Embudo, la dieta de la Clase III y Adultos estuvo dominada por decápodos, y dentro de ellos principalmente por el cangrejo *Neohelice granulata* (Tabla II.44). En Puerto Galván, se observó que la importancia de los decápodos aumentó con el incremento de la clase de talla del gatuzo y disminuyó la contribución de poliquetos. La Clase III consumió principalmente langostinos *Pleoticus muelleri* (Figura II.38) y cangrejos *Neohelice granulata* a diferencia de los Adultos donde los camarones *Artemesia longinaris* fueron el ítem presa más importante (Tabla II.45).



Figura II.38: Langostino *Pleoticus muelleri*

Durante la campaña de febrero en Canal del Embudo no se capturaron gatuzos. En Puerto Galván si bien se capturó un bajo número de individuos estuvieron representadas las cuatro clases de talla. En la Clase I, camarones *Artemesia longinaris* fue el ítem dominante seguido por cangrejo *Neohelice granulata*. La Clase II presentó una dieta más variada y representada por partes iguales por decápodos, poliquetos y peces. La Clase III y Adultos consumieron decápodos. Dentro de ellos, los dos individuos de la Clase III consumieron *Neohelice granulata* y *Artemesia longinaris* y el único ejemplar Adulto sólo *Neohelice granulata* (Tabla II.46).

En abril sólo se capturaron tres ejemplares de la Clase II y uno de la III en Canal del Embudo. La dieta de la Clase II estuvo integrada principalmente por decápodos y dentro de ellos en orden de importancia fueron cangrejo *Neohelice granulata*, camaroncito *Peisos petrunkevitchi* (Figura II.39) y el camarón *Artemesia longinaris* las presas más importantes seguidas por poliquetos. En la Clase III, se los ítems antes mencionados, sólo no se observó el camarón *Artemesia longinaris* (Tabla II.47). En Puerto Galván se capturaron sólo dos ejemplares, uno de la Clase II y un Adulto. La dieta de ambos estuvo dominada principalmente por decápodos (Tabla II. 48).



Figura II.39: Sergéstido *Peisos petrunkevitchi*

Tabla II.41: Composición de la dieta de *Mustelus schmitti* por sitio de muestreo expresada en porcentaje en número (%N_i), porcentaje en peso (%P_i), porcentaje de frecuencia de ocurrencia (%F_i) y porcentaje del índice de importancia relativa (%IRI).

Sitio	Canal del Embudo				Puerto Galván			
Número de individuos	27				13			
Rango de talla (mm)	363 - 622				336 - 569			
Longitud total media ± d.s.	462,52 ± 73,33				439,62 ± 75,46			
Composición de la dieta								
Presa	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI
Misidáceo	2,7	0,1	11,1	0,2				
<i>Arthromysis magellanica</i>	2,7	0,1	11,1	0,3				
Decápodos	65,5	94,7	100	88,2	76,9	86,8	100	90,2
<i>Peisos petrunkevitchi</i>	13,6	1,6	7,4	1,0	9,2	1,9	7,7	0,6
<i>Artemesia longinaris</i>	11,8	9,9	25,9	4,8	30,8	33,3	76,9	36,3
<i>Pleoticus muelleri</i>	0,9	3,8	3,7	0,2	3,1	7,0	15,4	1,1
<i>Neohelice granulata</i>	32,7	67,0	85,2	72,9	33,8	44,6	84,6	48,9
<i>Cyrtograpsus angulatus</i>	5,5	7,6	22,2	2,5				
<i>Libinia espinosa</i>	0,9	4,8	3,7	0,2				
Poliqueto	30,9	4,8	59,3	11,6	21,5	10,8	53,8	9,6
Nereididae	30,9	4,7	59,3	18,1	21,5	10,8	53,8	12,8
Teleósteo	0,9	0,4	3,7	<0,01	1,5	2,4	7,7	0,2
<i>Ramnogaster arcuata</i>	0,9	0,4	3,7	<0,01	1,5	2,4	7,7	0,2

Tabla II.42: Composición de la dieta de *Mustelus schimitti* durante la campaña III realizada en noviembre en Canal del Embudo, expresada en porcentaje en número (%N_i), porcentaje en peso (%P_i), porcentaje de frecuencia de ocurrencia (%F_i) y porcentaje del índice de importancia relativa (%IRI).

Canal del Embudo	Clase I				Clase II				Clase III				Adultos			
Rango de talla (mm)	300 - 349				350 - 399				400 - 450				>450 mm			
Número de individuos	Sin captura				Sin captura				5				5			
Longitud total media ± d.s.									429 ± 17,2				558 ± 62,0			
Índice de repleción medio									3,04				1,46			
Índice vacuidad									0,00				0,00			
Composición de la dieta																
Presas	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI
Misidáceo													4,5	0,3	20	0,6
<i>Arthromysis magellanica</i>													4,5	0,3	20	1,0
Decápodos									56,3	94,9	100	79,5	40,9	87,2	100	75,7
<i>Artemesia longinaris</i>									6,3	6,4	20	2,0	18,2	29,9	40	19,0
<i>Pleoticus muelleri</i>									6,3	22,7	20	4,6				
<i>Neohelice granulata</i>									37,5	54,8	80	59,2	18,2	43,9	60	36,8
<i>Cyrtograpsus angulatus</i>									6,3	11,0	20	2,8	4,5	13,4	20	3,5
Poliquetos									43,8	5,1	80	20,5	54,5	12,5	60	23,8
Nereididae									43,8	5,1	80	31,3	54,5	12,5	60	39,7

Tabla II.43: Composición de la dieta de *Mustelus schimitti* durante la campaña III realizada en octubre en Puerto Galván, expresada en porcentaje en número (%N_i), porcentaje en peso (%P_i), porcentaje de frecuencia de ocurrencia (%F_i) y porcentaje del índice de importancia relativa (%IRI).

Puerto Galván	Clase I				Clase II				Clase III				Adultos			
Rango de talla (mm)	300 - 349				350 - 399				400 - 450				>450 mm			
Número de individuos	Sin captura				Sin captura				Sin captura				1			
Longitud total media ± d.s.													490 ± 0			
Índice de repleción medio													0,71			
Índice vacuidad													0,00			
Composición de la dieta																
Presas	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI
Decápodos													20	83,1	100	51,6
<i>Neohelice granulata</i>													20	83,1	100	51,6
Poliquetos													80	16,9	0	48,4

Tabla II.44: Composición de la dieta de *Mustelus schimitti* durante la campaña IV realizada en diciembre en Canal del Embudo, expresada en porcentaje en número (%N_i), porcentaje en peso (%P_i), porcentaje de frecuencia de ocurrencia (%F_i) y porcentaje del índice de importancia relativa (%IRI).

Canal del Embudo Rango de talla (mm)	Clase I 300 - 349				Clase II 350 - 399				Clase III 400 - 450				Adultos >450 mm			
Número de individuos	Sin captura				Sin captura				8				5			
Longitud total media ± d.s.									428 ± 16,4				520 ± 65,3			
Índice de repleción medio									2,34				2,67			
Índice vacuidad									0,00				0,00			
Composición de la dieta																
Presas	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI
Misidáceo									4	<0,01	12,5	0,3	4,8	0,1	20	0,5
<i>Arthromysis magellanica</i>									4	<0,01	12,5	0,3	4,8	0,1	20	0,6
Decápodos									68	98,6	100	93,5	71,4	97,2	100	92,1
<i>Artemesia longinaris</i>									12	6,7	25	3,1	4,8	3,6	20	1,1
<i>Neohelice granulata</i>									48	83,4	100	86,6	52,4	75,0	100	83,4
<i>Cyrtograpsus angulatus</i>									8	8,5	25	2,7	9,5	4,2	40	3,6
<i>Libinia espinosa</i>													4,8	14,3	20	2,5
Poliqueto									28	1,3	37,5	6,2	19	1,4	60	6,7
Nereididae									28	1,3	37,5	7,2	19	1,4	60	8
Teleósteo													4,8	1,3	20	0,7
<i>Ramnogaster arcuata</i>													4,8	1,3	20	0,8

Tabla II.45: Composición de la dieta de *Mustelus schimitti* durante la campaña IV realizada en diciembre en Puerto Galván, expresada en porcentaje en número (%N_i), porcentaje en peso (%P_i), porcentaje de frecuencia de ocurrencia (%F_i) y porcentaje del índice de importancia relativa (%IRI).

Puerto Galván	Clase I				Clase II				Clase III				Adultos			
Rango de talla (mm)	300 - 349				350 - 399				400 - 450				>450 mm			
Número de individuos	Sin captura				Sin captura				1				3			
Longitud total media ± d.s.									420 ± 0				512 ± 7,64			
Índice de repleción medio									2,80				2,04			
Índice vacuidad									0,00				0,00			
Composición de la dieta																
Presas	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI
Decápodos									75	66,3	100	70,6	94,1	94,2	100	98
<i>Artemesia longinaris</i>													58,8	65,2	100	74,1
<i>Pleoticus muelleri</i>									25	60,1	100	42,6	9,5	4,3	33,3	2
<i>Neohelice granulata</i>									50	6,1	100	28,1	29,4	24,7	66,7	21,6
Poliquetos									25	33,7	100	29,4	5,9	5,8	33,3	2

Tabla II.46: Composición de la dieta de *Mustelus schimitti* durante la campaña V realizada en marzo en Puerto Galván, expresada en porcentaje en número (%N_i), porcentaje en peso (%P_i), porcentaje de frecuencia de ocurrencia (%F_i) y porcentaje del índice de importancia relativa (%IRI).

Puerto Galván	Clase I				Clase II				Clase III				Adultos			
Rango de talla (mm)	300 - 349				350 - 399				400 - 450				>450 mm			
Número de individuos	2				1				2				1			
Longitud total media ± d.s.	377,5 ± 2,12				359 ± 0				408 ± 9,90				465 ± 0			
Índice de repleción medio	3,38				1,67				1,65				0,64			
Índice vacuidad	0,00				0,00				0,00				0,00			
Composición de la dieta																
Presas	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI
Decápodos	90.9	98.2	100	97.2	40	33	100	36.5	100	100	100	100	100	100	100	100
<i>Artemesia longinaris</i>	45.5	52.6	100	65.8	20	11.8	100	15.9	40	28	100	34				
<i>Neohelice granulata</i>	45.5	45.6	50	30.5	20	21.2	100	20.6	60	72	100	66	100	100	100	100
Poliquetos	9.1	1.8	50	2.8	40	20.1	100	30.1								
<i>Nereididae</i>	9.1	1.8	50	3.7	40	20.1	100	30.1								
Teleósteos					20	46.9	100	33.5								
<i>Ramnogaster arcuata</i>					20	46.9	100	33.5								

OBSERVACIÓN: En Canal del Embudo no se capturó ningún ejemplar de *Mustelus schimitti* durante la campaña V realizada en febrero.

Tabla II.47: Composición de la dieta de *Mustelus schimitti* durante la campaña VI realizada en abril en Canal del Embudo, expresada en porcentaje en número (%N_i), porcentaje en peso (%P_i), porcentaje de frecuencia de ocurrencia (%F_i) y porcentaje del índice de importancia relativa (%IRI).

Canal del Embudo	Clase I				Clase II				Clase III				Adultos			
Rango de talla (mm)	300 - 349				350 - 399				400 - 450				>450 mm			
Número de individuos	Sin captura				3				1				Sin captura			
Longitud total media ± d.s.					372 ± 9				412 ± 0							
Índice de repleción medio					2,03				2,45							
Índice vacuidad					0,00				0,00							
Composición de la dieta																
Presas	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI
Decápodos					85,7	89,2	100	91,3	83,3	89,7	100	86,5				
<i>Peisos petrunkevitchi</i>					42,9	9,6	33,3	17,1	75	34,9	100	54,9				
<i>Artemesia longinaris</i>					28,6	13,4	33,3	13,7								
<i>Neohelice granulata</i>					14,3	66,3	66,7	52,7	8,3	54,9	100	31,6				
Poliquetos					14,3	10,8	66,7	8,7	16,7	10,3	100	13,5				
Nereididae					14,3	10,8	66,7	16,4	16,7	10,3	100	13,5				

Tabla II.48: Composición de la dieta de *Mustelus schimitti* durante la campaña VI realizada en abril en Puerto Galván, expresada en porcentaje en número (%N_i), porcentaje en peso (%P_i), porcentaje de frecuencia de ocurrencia (%F_i) y porcentaje del índice de importancia relativa (%IRI).

Puerto Galván	Clase I				Clase II				Clase III				Adultos			
Rango de talla (mm)	300 - 349				350 - 399				400 - 450				>450 mm			
Número de individuos	Sin captura				1				Sin captura				1			
Longitud total media ± d.s.					386 ± 0								569 ± 0			
Índice de repleción medio					2,35								1,93			
Índice vacuidad					0,00								0,00			
Composición de la dieta																
Presas	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI
Decápodos					88.9	89.5	100	89.2					50	77.7	100	63.9
<i>Peisos petrunkevitchi</i>					66.7	31.7	100	49.2								
<i>Artemesia longinaris</i>					11.1	9.8	100	10.5					12.5	1.1	100	6.8
<i>Neohelice granulata</i>					11.1	48.1	100	29.6					37.5	76.7	100	57.1
Poliquetos					11.1	10.5	100	10.8					50	22.3	100	36.1
<i>Nereididae</i>					11.1	10.5	100	10.8					50	22.3	100	36.1

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- 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. y 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.
- 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.
- 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. y 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. y Sidorkewicz, N. 2009. Some biological parameters of Jenyns's sprat *Ramnogaster arcuata* (Pisces: Clupeidae) in south-western Atlantic waters. *Marine Biodiversity Records* 2 (e127):1-8.

Lopez Cazorla, A., Pettigrosso, R., Tejera, L. y Camina, R. 2011. Diet and food selection by *Ramnogaster arcuata* (Osteichthyes, Clupeida). *Journal of Fish Biology* 78 (7): 2052-2066.

López Rojas, H. y Bonilla Rivero, A.L. 2000. Anthropogenically induced fish diversity reduction in Lake Valencia Basin, Venezuela. *Biodiversity and Conservation* 6: 757-765.

Molinero, A. y 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. y 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 e Iverson, I.L.K. 1971. Food habits of albacore, bluefin tuna, and bonito in California waters. *Fishery Bulletin* 152: 105p.

Sánchez, F. y Prenske, L.B. 1996. Ecología trófica de peces demersales en el Golfo San Jorge. *Revista de Investigación y Desarrollo Pesquero* 10: 57-71.

Sardiña, P. y 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. y 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.

Viana, A.P., Lucena Frédou, F., Frédou, T., Torres, M.F. y 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. y 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.

CAPITULO III

Microbiología de la zona interna del estuario de Bahía Blanca

**Coordinadoras: *Dra. Mónica Baldini y
Dra. María Amelia Cubitto***

INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas estuarinos, a diferencia de las cuencas oceánicas, se caracterizan por poseer una trama trófica mucho más compleja, ya que disponen de mayor cantidad de nutrientes alóctonos, provenientes de los ríos, escurrimientos terrestres y manto freático, y autóctonos procedentes del reciclado de estos por la degradación microbiana del detritus. Las bacterias quimio heterótrofas participan activamente en estos ecosistemas, debido a que disponen de elementos reducidos que pueden ser oxidados gracias a la disponibilidad de oxígeno durante las bajamares y, así, obtienen la energía que requieren para la biosíntesis y otros procesos vitales.

De este modo las poblaciones bacterianas constituyen un componente esencial en la cadena trófica de los ecosistemas marinos y costeros. A través de su interacción con otros seres, modifican los ambientes, y son capaces de crecer en áreas contaminadas. En sedimentos marinos, las bacterias juegan un rol importante, ya que pueden degradar una amplia variedad de compuestos contaminantes de origen orgánico (Boschker et al., 2001). Los microorganismos son responsables de una enorme variedad de las transformaciones bioquímicas en los ciclos biogeoquímicos de la Tierra y son capaces de mineralizar casi todos los productos químicos derivados de la industria humana.

Es bien conocido que las zonas costeras son el receptáculo final de los vertidos de ríos y ciudades que se asientan en sus márgenes, y es allí donde convergen la presión demográfica, el turismo, la industria y el comercio. Por ende es el área donde se produce el mayor deterioro ambiental por causa de las actividades antrópicas. El estudio de poblaciones bacterianas cuidadosamente seleccionadas como indicadoras, permite obtener una visión integral del estado de los ambientes marinos y costeros, sacando el máximo provecho de la información disponible y asegurando diagnósticos con un margen de error estrecho.

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 control sanitario de riesgos microbiológicos es importante y constituye una medida básica para mantener un grado de salud adecuado en la población humana.

La bacteria *Escherichia coli* es utilizada tradicionalmente como indicador de contaminación fecal. Se asume que su comportamiento es similar al de otras bacterias de origen fecal cuando son liberadas al medio (Salas 2000; Jeng et al. 2005). Su detección en el ambiente alerta sobre la posible presencia de microorganismos patógenos intestinales, con el consiguiente riesgo higiénico sanitario para la población que utilice las aguas con diversos fines.

El volcado de aguas servidas o residuales además de microorganismos potencialmente peligrosos para la salud del hombre, provee nutrientes, que se convierten en un problema cuando se descargan en grandes cantidades o cuando los cuerpos receptores son cerrados y con poco recambio de agua, pudiendo producir eutroficación.

La contaminación con petróleo crudo y sus derivados en las aguas costeras ha sido un problema desde que comenzó el uso de combustibles fósiles. La biodegradación de estos compuestos en el ambiente ocurre principalmente por la actividad de los microorganismos. Se trata de un grupo de microorganismos con capacidad de utilizar hidrocarburos como única fuente de carbono y energía. En el medio marino son las bacterias degradadoras de hidrocarburos (BDH), los principales miembros de dicho grupo fisiológico. Estas bacterias 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. Por lo tanto, el número de bacterias con capacidad de crecer a expensas de hidrocarburos como única fuente de carbono y energía nos alertan sobre la llegada de estos compuestos al sistema (Atlas 1991; Delille & Delille, 2000; Hassanshahian 2014). El tamaño de los recuentos da cuenta de la magnitud o frecuencia del impacto.

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 y estimar qué microorganismos son capaces de actuar ante la posibilidad de derrames de hidrocarburos de baja envergadura, como aquellos ocasionados por los trabajos de rutina en el transporte y descarga de estos compuestos.

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 campañas realizadas entre el mes de junio de 2015 y marzo de 2016.

MATERIALES Y METODOS

Zona de estudio y obtención de las muestras:

Las muestras para este estudio se obtuvieron a bordo de la lancha "BUEN DIA SEÑOR" en 6 sitios de muestreo dentro del estuario de Bahía Blanca ycoincidentes con los del grupo de Química Marina (Figura I.2). Se recolectó agua subsuperficial (30 cm de profundidad) con un muestreador manual, en frascos estériles y sedimentos superficiales con rastra. Las muestras fueron obtenidas por personal del IADO.

1	CLO	Proximidades Desagüe Cloacal (Canal La Ballena)
2	IW	Proximidades Pto. Ing. White
3	cPG	Canal Galván en proximidades descarga Polo Petroquímico
4	M	Proximidades de Maldonado
5	3^aC	Proximidades del vuelco de la 3 ^a Cuenca Cloacal
6	PC	Proximidades de Puerto Cuatrerros



Figura III.1: ubicación de las estaciones de muestreo en la zona interna del Estuario de Bahía Blanca.

METODOLOGÍA

1- Cuantificación de bacterias en muestras de sedimentos

1.1 Bacterias degradadoras de hidrocarburos (BHI)

El recuento de bacterias degradadoras de hidrocarburos 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. Esta metodología se basa en el cálculo matemático de la densidad de bacterias en una muestra combinando resultados positivos y negativos obtenidos en la prueba de tubos múltiples. 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 y petróleo crudo como única fuente de carbono y energía. Se incluyeron controles sin petróleo inoculados con la primer dilución, a fin de considerar la turbidez ocasionada por la adición de nutrientes por el inóculo. Se inocularon 3 tubos por dilución y se incubaron a 25°C durante 45 días. Luego del periodo de incubación se consideraron positivos aquellos tubos que presentaron turbidez superior al control y

alteraciones visibles en el petróleo. El Número Más Probable (NMP) por gramo de sedimento se determinó utilizando las tablas de McCrady. Los resultados se informan como NMP de bacterias degradadoras de hidrocarburos por gramo de sedimento seco (NMP BDH/g).

Para la determinación del peso seco 10 g de sedimentos de cada muestra se secaron a en estufa a 105 °C, en cajas de aluminio hasta peso constante, determinado en una balanza de precisión (OHAUS-PA 153) y se calculó el contenido de agua.

1.2 *Escherichia coli*

Se resuspendieron 6 gramos de sedimento en 54 ml de Locke (dilución 10^{-1}). Se agitó vigorosamente (450 rpm) durante 15 minutos en un agitador rotatorio (New Brunswick Scientific Company) a fin de desprender las bacterias adsorbidas al sedimento. Posteriormente se tomaron alícuotas de 1ml del sobrenadante y se sembraron por la técnica del agar volcado en los medios de cultivos apropiados para *Escherichia coli*. Se incubó a 44,5°C por 24-48 horas. Los resultados se expresaron en UFC g⁻¹ sedimento seco.

2- Cuantificación de bacterias en aguas

2.1 *Escherichia coli*:

Se utilizó la técnica de la doble capa a fin de recuperar las bacterias estresadas por las condiciones ambientales. La revivificación se hizo durante 2 h en agar PlateCount, transcurrido ese tiempo se volcó el agar Endo (Merck) (Streitenberger y Baldini, 2010). Se incubó a 44,5 ± 0,5 °C durante 24 h. Los resultados se expresaron en UFC/100ml (Unidades Formadoras de Colonias por 100 ml de agua). Cuando se consideró necesario, por la baja concentración de la bacteria indicadora, se aplicó la técnica de filtro de membrana (100 ml de agua) y luego se procedió de igual manera que lo descrito previamente. Para la identificación bioquímica se sembraron las pruebas IMViC y TSI (McFaddin, 2003).

2.2 Bacterias Heterótrofas de origen terrestre y marino

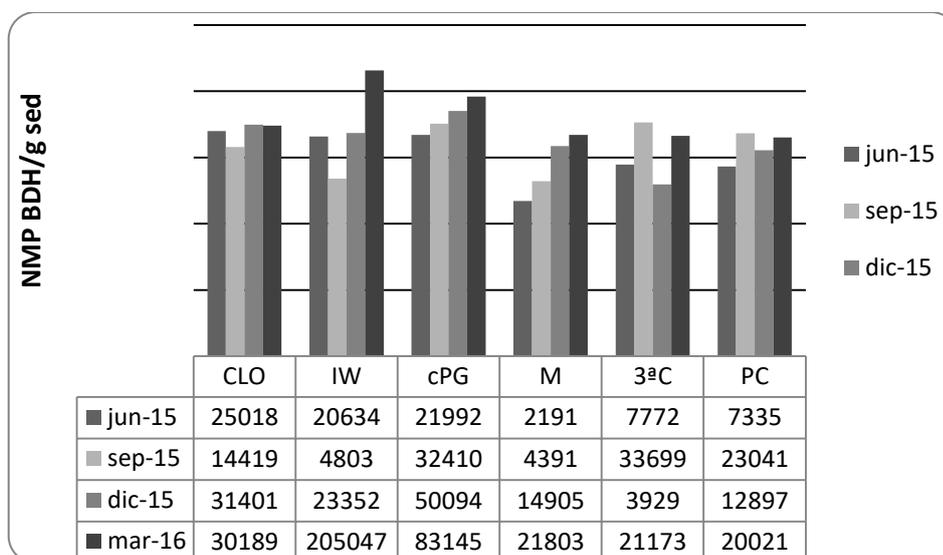
Se utilizó la técnica de recuento en placa (RHP), en agar PlateCount (Merck) para las primeras y Marine 2216 (Difco) para las segundas. La incubación se realizó a 25 °C durante 72h para bacterias terrestres y una semana para las marinas. En ambos casos se cuantifican las colonias en cuenta-colonias y los resultados se expresaron en UFC/ml (Cabezalí *et al.*, 2004).

RESULTADOS

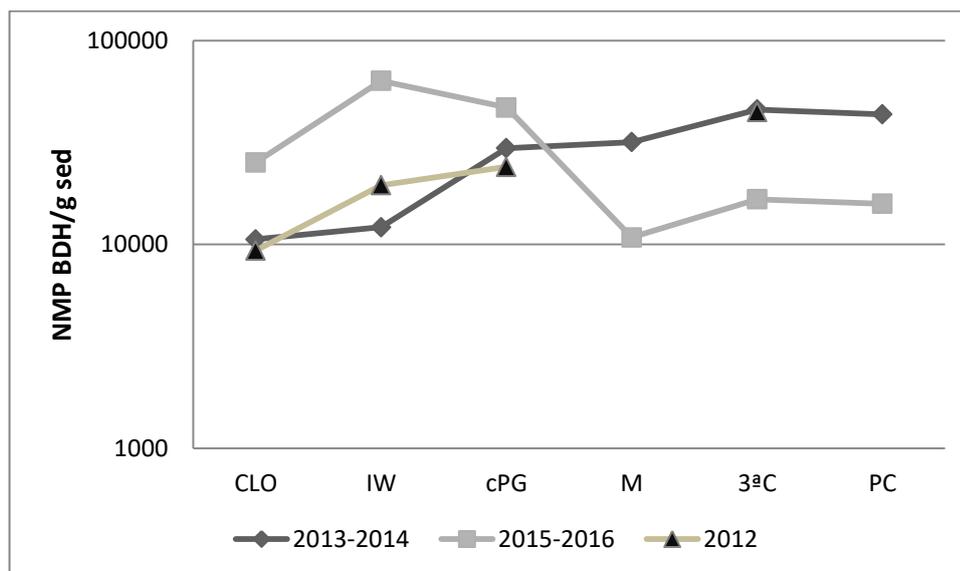
Los resultados obtenidos a partir del análisis bacteriológico de las muestras se presentan en las Figuras 1 a 5.

En la Figura 1a se muestran los recuentos de BDH obtenidos en los sedimentos muestreados. En todos los sitios y muestreos se detectó un número significativo de BDH, alcanzando o superando en promedio recuentos de 10^4 por gramo de sedimento seco. Estos resultados alertan sobre la existencia de vuelcos en el sector muestreado y su acumulación en los sedimentos. Cabe destacar el alto valor detectado en la estación correspondiente a Ingeniero White en la campaña de marzo de 2016 (NMP 2.10^5 BHI/g sedimento). En el presente estudio se observó una tendencia diferente, en relación a estudios anteriores, en cuanto a la distribución de los valores, representada por un incremento de BDH en la zona más externa con respecto a la interna. En estudios anteriores los valores se incrementaban hacia las estaciones más internas. En la Figura 1b se muestran los valores promedios en comparación con los estudios realizados en la campaña 2013-2014 y 2012 (en 2012 solo se incluyeron los sitios coincidentes). Si bien ninguno de estos recuentos significa un cambio en el orden de magnitud en los recuentos, debe prestarse atención en los próximos estudios.

a)



b)



Figuras III 1a y b: a-Número Más Probable de bacterias degradadoras de hidrocarburos por gramo de sedimento seco (NMP BDH/g), obtenidos en las 4 campañas de muestreo. b-Valores promedio de BDH/g de sedimento seco.

Como se puede observar en las Figuras 2 y 3 la distribución espacial de la bacteria *E. coli* en la zona de estuario estudiada, sigue una tendencia similar en agua y sedimentos, si bien se detecta una propensión a la acumulación en estos últimos que en general es de un orden de magnitud superior a la columna de agua del mismo lugar. Este es un hecho que coincide con la

bibliografía existente (Thevenon et al., 2012). Los recuentos de la bacteria indicadora en los sedimentos de las estaciones más internas (4 y 5) y particularmente la Est.6 tienen poca variabilidad entre las campañas.

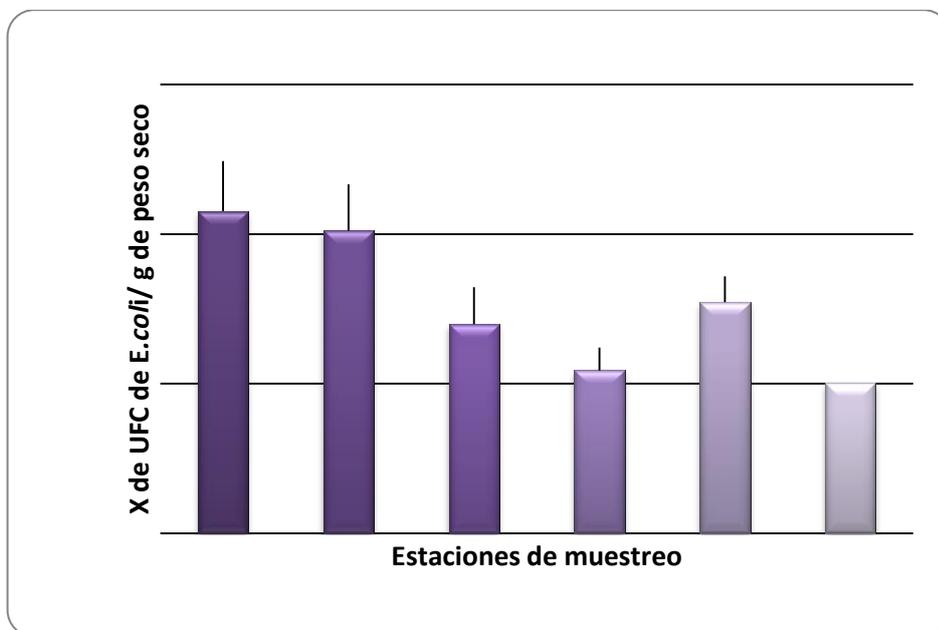


Figura III. 2: Media aritmética de los recuentos de *Escherichia coli* por gramo de sedimento seco (\pm Desvío estándar).

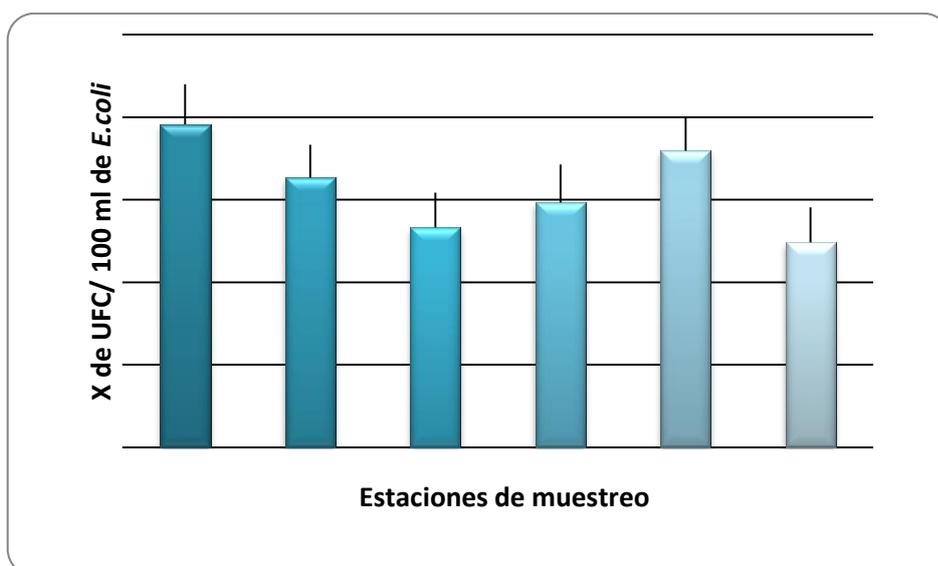


Figura III 3: Media aritmética de los recuentos de *Escherichia coli* en aguas (\pm Desvío estándar).

Al igual que en estudios anteriores, las mayores densidades de *E.coli* en aguas y sedimentos se registran en las zonas afectadas por la influencia de los volcados cloacales: Est. 1 (en cercanías de la cloaca máxima de Bahía Blanca) y la Est. 5 (ubicada en el área de influencia de la Planta de Tratamiento para la 3º Cuenca). En los sedimentos además aparece la Est. 2 con una carga importante.

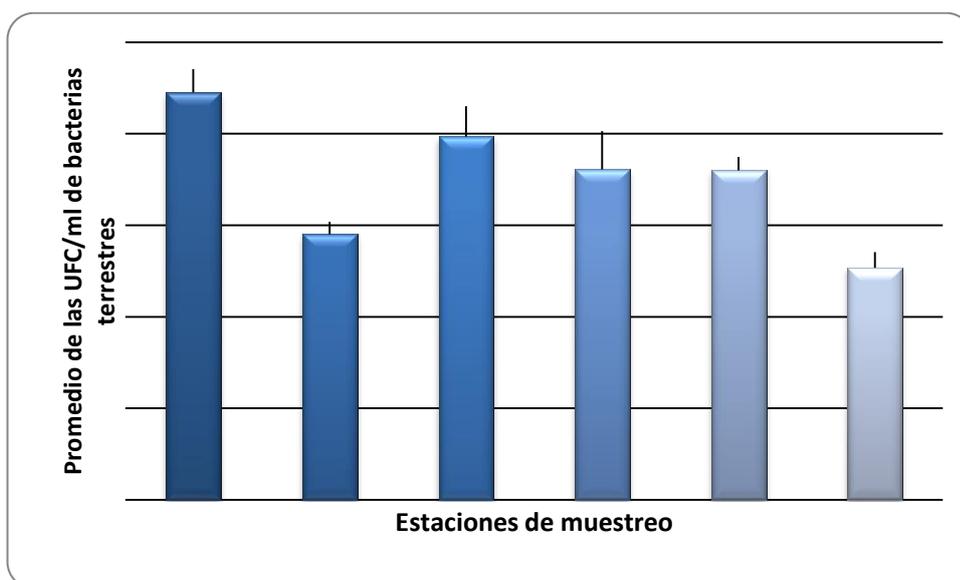


Figura III.4: Valores promedio de los recuentos de bacterias heterótrofas de origen terrestre (\pm desvío estándar).

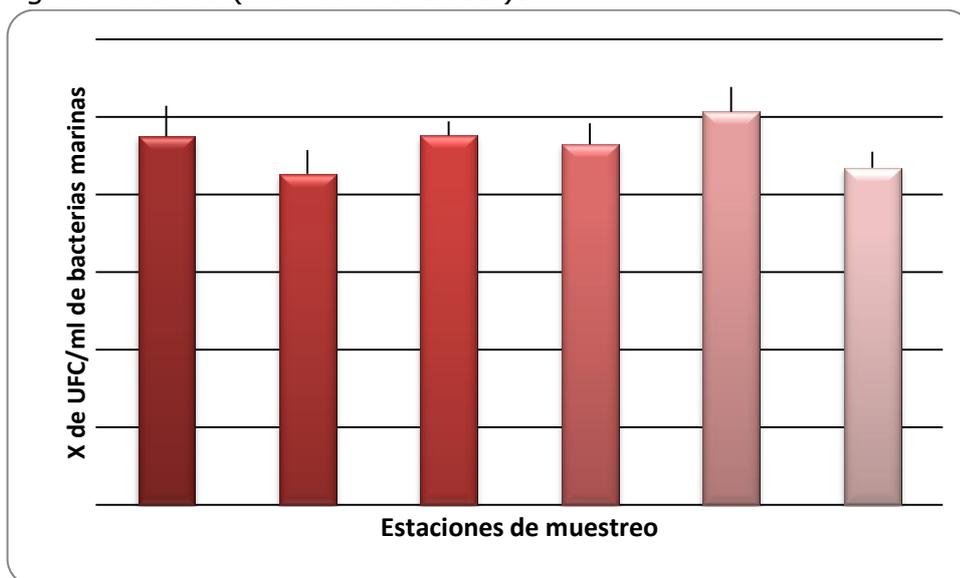


Figura III.5: Valores promedio de los recuentos de bacterias heterótrofas de origen marino (\pm desvío estándar).

En términos generales, los promedios de los recuentos de las bacterias heterótrofas de origen marino en las distintas estaciones de muestreo mantienen la misma tendencia y abundancia (en órdenes de magnitud) que los registrados en muestreos de años anteriores. Con valores que oscilan entre las 1.10^4 y los 1.10^5 UFC.ml⁻¹. Algo muy similar ocurre con las heterótrofas de origen terrestre, cuyos recuentos fluctúan entre 3.10^2 y 1.10^4 UFC.ml⁻¹.

Los recuentos de bacterias heterótrofas terrestres en la Est.4 tiene un desvío mayor que el resto de las estaciones (Figura 4), esto podría deberse a que está sufriendo la influencia del canal derivador Maldonado, que debido a las copiosas lluvias podría estar arrastrando materia orgánica disuelta y bacterias. Algo similar ocurre con la Est. 1 que estaría recibiendo el influjo de la desembocadura del Arroyo Napostá. En estudios previos (Streitenberger y Baldini, 2016) se pone en evidencia la contribución que hacen estos afluentes a mantener niveles elevados de materia orgánica y bacterias en ciertas zonas del estuario de Bahía Blanca.

Es importante continuar con los estudios bacteriológicos a fin de contar con descripciones comparables y completas que permitan mantener un diagnóstico actualizado de la situación de este ecosistema costero y seguir su evolución.

Asimismo se enfatiza, en coincidencia con Cifuentes *et al* (2012), que monitorear el cuerpo receptor no alcanza, si el mismo Estado no es estricto con sus obligaciones, adecuando los estándares de calidad de sus efluentes cloacales, si no pone énfasis en la corrección de problemas que atentan contra la sustentabilidad de la actividad alrededor del estuario de Bahía Blanca.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Atlas RM. 1991. Microbial hydrocarbon degradation-bioremediation of oil spills. *J. Chem. Technol. Biotechnol.*, 52, 149–156.

Boschker HTS, de Graaf W, KosterM, Meyer-Reil L, Cappenberg TE. 2001. Bacterial populations and processes involved in acetate and propionate consumption in anoxic brackish sediment. *FEMS Microbiol Ecol* 35:97–103

Cabecalí CB. y Cubitto MA. 1990. Detección bacteriológica de contaminación por petróleo en el estuario de Bahía Blanca. *Revista Argentina de Microbiología*, 22:167-174.

Cabecalí CB, Baldini MD, Cubitto MA. Estudios Microbiológicos. Bacterias Indicadoras de Contaminación. En: Piccolo C, Hoffmayer M, editores. *Ecosistemas del estuario de Bahía Blanca*. Bahía Blanca, Argentina, EDIUNS, 2004, p. 109-20.

Cifuentes O, Escudero D y Devoto B. 2012. Procedencia del Cadmio detectado en el estuario Bahiense. Publicado en CD del 18º Congreso Argentino de Saneamiento y Medio Ambiente. AIDIS. Bs.As. Argentina.

Delille D., Delille B. 2000. Field observations on the variability of crudeoil impact on indigenous hydrocarbon-degrading bacteria from sub-Antarctic intertidal sediments. *Marine Environmental Research* 49: 403-417

Hassanshahian 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* Volume 2, Issue 1, 1-17.

JengHAC., Englande AJ., Bakeer RM. y Bradford HB. 2005. Impact of urban stormwater runoff on estuarine environmental quality. *Estuar. Coast. Shelf S.* 63, 513526. DOI: 10.1016/j.ecss.2004.11.024

McFaddin JF. 2003. Pruebas bioquímicas para la identificación de bacterias de importancia clínica. 3ª edición. Médica Panamericana. Ciudad de México, México, 850 pp.

Salas HJ. 2000. Historia y aplicación de normas microbiológicas de calidad de agua en el medio marino. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS). OPS-OMS. Hojas de Divulgación Técnica 29: 1-11.

Streitenberger ME. y Baldini MD. 2010. Deterioro de un área recreacional por efectos del volcado de líquidos cloacales. Rev. Arg. Microbiol. 42, 307-310.

Streitenberger ME. y Baldini MD. 2016. Aporte de los afluentes a la contaminación fecal del estuario de Bahía Blanca, Argentina. Rev. Int. Contam. Ambie. 32 (2) 243-248.

Thevenon F.; Regier N.; Benagli C.; Tonolla M.; Adatte T.; Wildi W. y Pote J. 2012. Characterization of fecal indicator bacteria in sediments cores from the largest freshwater lake of Western Europe (Lake Geneva, Switzerland). Ecotoxicol. Environ. Saf., 78: 50-56.

CAPITULO IV

Comunidades bentónicas

Coordinadora: *Dra. Sandra Fiori*

IV. COMUNIDADES BENTÓNICAS

INTRODUCCIÓN

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. Los planes de gestión de este tipo de sistemas deberían apoyarse sobre un inventario unificado y detallado de las especies y ambientes que albergan para valorar sus características, funcionamiento y las causas específicas de degradación.

Las comunidades bentónicas, por su alta sensibilidad a los cambios ambientales, tienen la capacidad de reflejar las anomalías y procesos de degradación tan frecuentes en los ambientes costeros, como ha sido demostrado en diversos estudios desarrollados en diferentes partes del mundo. Esto las convierte en indicadores biológicos, mundialmente reconocidos, para detectar el grado de contaminación que las actividades humanas generan sobre los ecosistemas costeros (Muniz *et al.*, 2013).

OBJETIVO

El objetivo de este trabajo es comenzar a 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, diagnosticar la calidad ambiental del estuario.

MATERIALES Y METODOS

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. Se han elegido estos sectores por ser las áreas del estuario con mayor impacto directo de actividades antrópicas (recepción de efluentes industriales, desagües cloacales, tránsito de embarcaciones, etc.).

Zona portuaria – Intermareal de fondos duros.

En la zona portuaria del estuario de Bahía Blanca (Puerto Ingeniero White y Puerto Cuatrerros), se realizaron dos muestreos biológicos, uno en cada puerto, en mayo de 2015. Sobre los pilares de sostén de los muelles de ambos puertos, se definieron dos zonas: una cercana a la base del pilar en marea baja (nivel inferior) y otra a 1,50 m del piso (nivel superior). En cada nivel se tomaron tres muestras con parcela circular de 184 cm².

Canal Principal de Navegación – Submareal de fondos blandos.

En abril de 2015, se realizaron seis estaciones de muestreo a lo largo del Canal Principal de Navegación del estuario de Bahía Blanca, a bordo de la lancha "Buen día señor". En cada estación se tomaron cinco muestras con draga Van Veen de 30 x 55 cm de abertura (0,16m²), cinco muestras de sedimentos y se midieron parámetros fisicoquímicos del agua de mar (temperatura, pH, turbidez y conductividad) con una sonda multiparamétrica (Figura IV.1, Tabla IV.1).

En ambos tipos de muestreo el material obtenido se tamizó a través de una malla de 0,5 mm, los organismos retenidos se fijaron en una solución de formaldehído en agua de mar al 4%. Las muestras se analizaron bajo un microscopio estereoscópico de amplificación máxima 11,5X. Los organismos separados se contabilizaron e identificaron hasta el menor nivel taxonómico posible utilizando literatura específica (Bastida & Torti, 1969, 1970, 1973; Bernasconi, 1969; Bernasconi & D'Agostino, 1971, 1977; Banse & Hobson, 1974; Orensanz, 1976; Fauchald, 1977; Hobson & Banse, 1981; Rios, 1985; Boschi *et al.*, 1992; Castellanos, 1992; 2009).

Tabla IV.1: Posición geográfica de las estaciones de muestreo ubicadas sobre el Canal Principal de Navegación.

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 en descarga Polo Petroquímico	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´

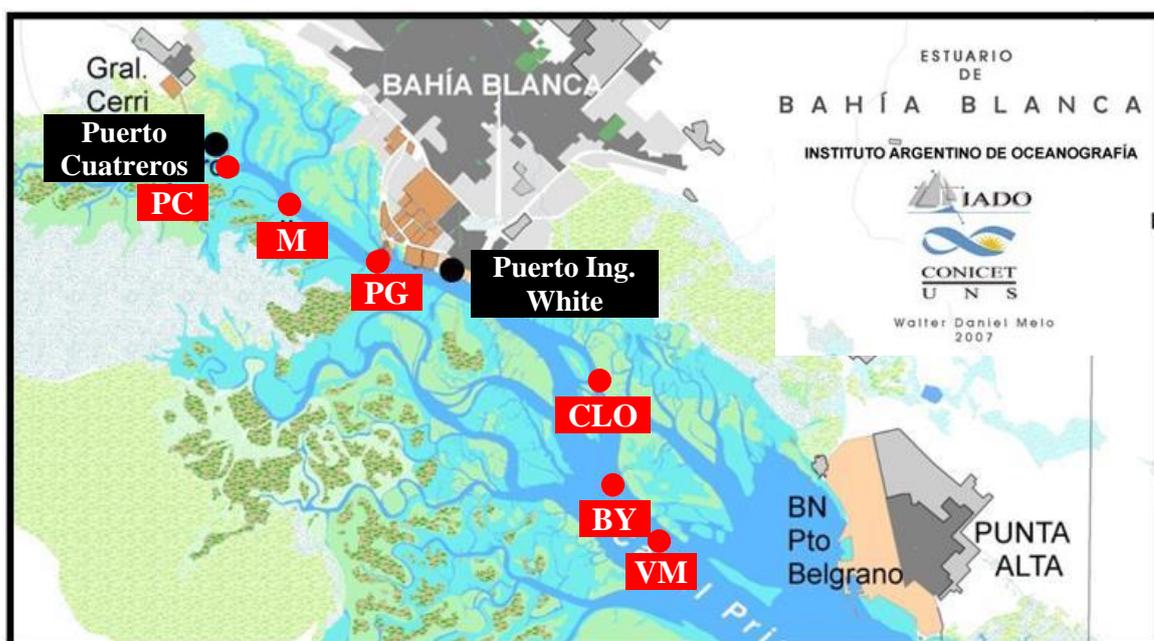


Figura IV.1: Mapa del estuario de Bahía Blanca. Los círculos negros indican las áreas donde se realizaron los muestreos de puertos y los rojos las estaciones del muestreo sobre el Canal Principal de Navegación.

Los organismos de los taxones dominantes fueron secados en estufa a 60°C durante 24 h y pesados (peso seco) con balanza de precisión ($\pm 0,001g$).

El análisis granulométrico de los sedimentos se realizó con analizador laser de partículas, y el contenido de materia orgánica total se determinó por pérdida de peso por calcinación.

Con el fin de estimar la diversidad de los sitios de estudio durante el período de muestreo, 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.

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

donde n_i 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.

Se calculó el índice de abundancia de exóticas (Abundance Invasion Metric - AIM) (Hayslip *et al.*, 2006). Donde N_e y N_n son las abundancias totales de las especies exóticas y nativas respectivamente, presentes en la muestra.

$$AIM = N_e / (N_e + N_n) \times 100$$

Este índice se interpreta según la siguiente escala, entre 0-10% se considera escasa presencia de exóticas, entre 10-50% ambiente moderadamente invadido y >50% altamente invadido.

El análisis de escalamiento multidimensional no-métrico (MDS) fue utilizado para representar la comunidad analizada. Se utilizó una matriz construida con el índice de similitud 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 & Warwick, 1994). Las abundancias de las especies fueron comparadas entre niveles de muestreo y entre sitios de muestreo. Las diferencias entre puertos y niveles fueron evaluadas con un análisis de similitud de una vía (ANOSIM), a un nivel de significación de $p < 0,05$ y un estadístico $R > 0,5$. Un 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 & Gorley, 2006).

RESULTADOS

Comunidad intermareal de fondo duro - Puerto Ingeniero White

Se contabilizaron un total de 3.392 organismos. El 65% de los organismos se colectaron en el nivel inferior y el 35% en el nivel superior. Se identificaron un total de 23 taxa, 17 de las cuales sólo fueron encontrados en el nivel inferior (10 poliquetos, 4 moluscos, 1 sipuncúlido, 1 nemertino y 1 anémona) (Figura IV.2). Los poliquetos fueron el grupo taxonómico con mayor riqueza de especie (10 especies), representados por los siguientes órdenes: Terebellida (4 especies), Phyllodocida (3 especies), Sabellida (1 especie), Eunicida (1 especie) y Sipionida (1 especie). Los crustáceos fueron el grupo con mayor abundancia e incluyeron 4 especies, representados por los órdenes Amphipoda (1 especies), Sessilia (2 especies) e Isopoda (1 especies). Los moluscos estuvieron representados por 5 especies pertenecientes a los órdenes Ostreoida, (2 especies), Mytiloida (1 especie), Anomalodesmata (1 especie). Otros grupos menos representados fueron también colectados: Anthozoa, Sipuncula y Nemertea, 3 taxa en total (Tabla IV.2).

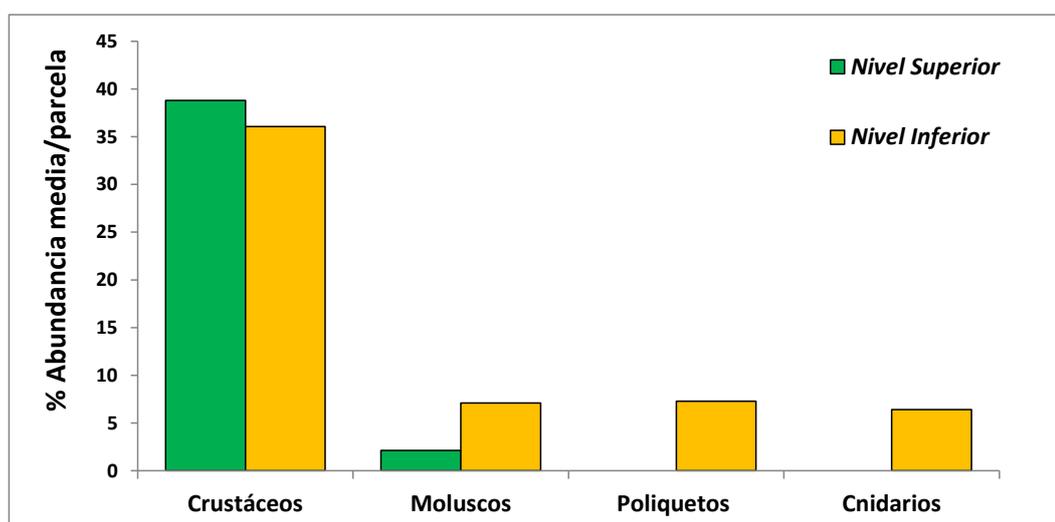


Figura IV.2: Composición de la comunidad bentónica asociada al Puerto Ingeniero White en mayo de 2015. Se excluyeron de la gráfica los grupos taxonómicos con densidades inferiores al 5%.

Tabla IV.2: Listado de especies de la comunidad bentónica del Puerto Ingeniero White (densidad media \pm desvío estándar expresada en individuos/parcela).

PHYLUM	TAXONES	Nivel Superior	Nivel Inferior
	Clase Anthozoa		
CNIDARIA	<i>Anthozoa indet.</i>		23,50 \pm 13,44
NEMERTEA	<i>Nemertea indet.</i>		1,5 \pm 0,71
	Clase Bivalvia		
MOLLUSCA	<i>Crassostrea gigas</i>	2,67 \pm 1,53	
	<i>Ostrea spreta</i>		47,00 \pm 25,24
	<i>Brachidontes rodriguezii</i>	13,00 \pm 5,29	45,67 \pm 13,65
	<i>Entodesma sp.</i>		3,00 \pm 1,73
	Clase Polychaeta		
ANNELIDA	<i>Halosydnella australis</i>		14,00 \pm 1,73
	<i>Dodecaderia sp.</i>		75,67 \pm 23,59
	<i>Cirratulus cirratus</i>		94,67 \pm 62,61
	<i>Terebellides totae</i>		7,33 \pm 3,21
	<i>Syllis prolixa</i>		7,00 \pm 3,00
	<i>Lumbrinereidae indet.</i>		2,33 \pm 0,58
	<i>Spionidae indet.</i>		18,00 \pm 5,29
	<i>Flabelligeridae indet.</i>		0,67 \pm 0,58
	<i>Serpulidae indet.</i>		3,67 \pm 1,53
	<i>Phyllodocidae indet.</i>		0,33 \pm 0,58
	Clase Cirripedia		
ARTHROPODA	<i>Balanus glandula</i>	335,00 \pm 134,71	30,67 \pm 11,59
(Subphylum	<i>Amphibalanus amphitrite</i>	43,33 \pm 15,63	14,67 \pm 9,45
Crustacea)	Clase Malacostraca		
	<i>Monocorophium insidiosum</i>		351,00 \pm 269,57
	<i>Spaeroma serratum</i>	0,33 \pm 0,58	
SIPUNCULIDA	<i>Sipunculida indet.</i>		6,5 \pm 0,71

Comparando los valores de los índices utilizados para caracterizar los niveles analizados, se evidencia que el nivel inferior tiene mayor abundancia y densidad de organismos, y mayor riqueza, diversidad y uniformidad que el superior, mientras que el nivel superior presenta mayor dominancia (Tabla IV.3). El índice de exóticas (nivel superior: 97%; nivel inferior: 54%) indica que este ambiente puede ser considerado como altamente invadido. Las especies exóticas encontrados en este puerto son: los crustáceos *Balanus*

glandula, *Amphibalanus amphitrite*, *Monocorophium insidiosum* y *Spaeroma serratum* y la ostra del Pacífico *Crassostrea gigas*.

Tabla IV.3: Valores de abundancia, densidad, riqueza, diversidad y equitatividad para cada nivel de muestreo y estación del año de la comunidad bentónica del Puerto Ingeniero White.

	NIVEL SUPERIOR	NIVEL INFERIOR
Número de especies	5	19
Abundancia	1184	2208
Densidad (*)	395 ± 194	736 ± 258
Índice de Margalef	0,62 ± 0,12	2,54 ± 0,13
Índice de Shannon	0,55 ± 0,19	1,84 ± 0,36
Índice de Pielou	0,36 ± 0,11	0,65 ± 0,14
Índice de Simpson	0,72 ± 0,13	0,27 ± 0,15

*Nota= densidad expresada en individuos/parcela

En la Figura IV.3 se muestran los valores de biomasa de los taxones dominantes. En ambos niveles los moluscos son los que hacen el aporte más significativo a la biomasa del lugar.

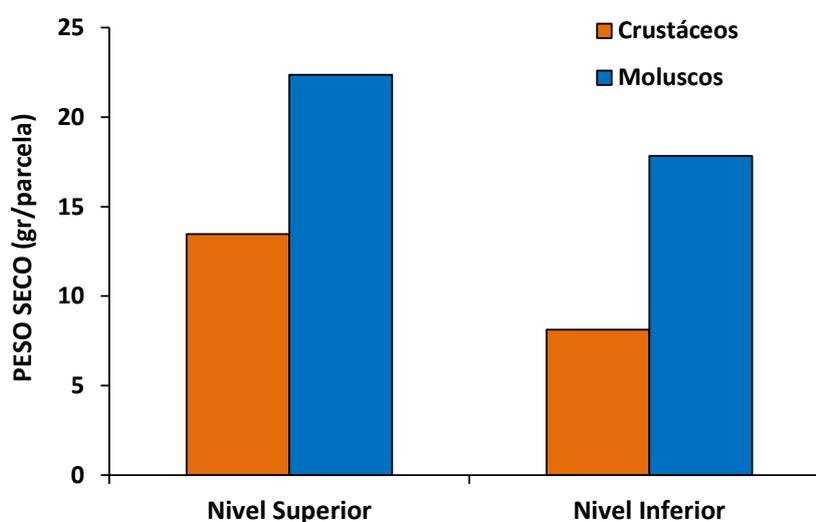


Figura IV.3: Biomasa de los dos grupos taxonómicos más abundantes de la comunidad bentónica de Puerto Ingeniero White.

Comunidad intermareal de fondo duro - Puerto Cuatrerros

Se contabilizaron un total de 3.741 organismos. El 44% en el nivel superior y el 56% en el nivel inferior. Se identificaron un total de 21 especies, 10 de las cuales sólo fueron encontradas en el nivel inferior (6 poliquetos, 2 moluscos y 2 crustáceos).

Los poliquetos fueron el grupo taxonómico con mayor riqueza de especies (8 especies), representados por los siguientes órdenes: Terebellida (2 especie), Phyllodocida (2 especies), Sabellida (1 especie), Eunicida (1 especie) y Sipionida (1 especie). Los crustáceos fueron el grupo con mayor abundancia e incluyeron 6 especies, representados por los órdenes Amphipoda (2 especies), Sesillia (2 especies), Decapoda (1 especie) e Isopoda (1 especie). Los moluscos estuvieron representados por 5 especies cada una de ellas pertenecientes a los órdenes Myoida, Ostreoida, Mytiloida y Anomalodesmata. Otro grupo colectado fue una especie de Sipuncula (Figura IV.4, Tabla IV.4).

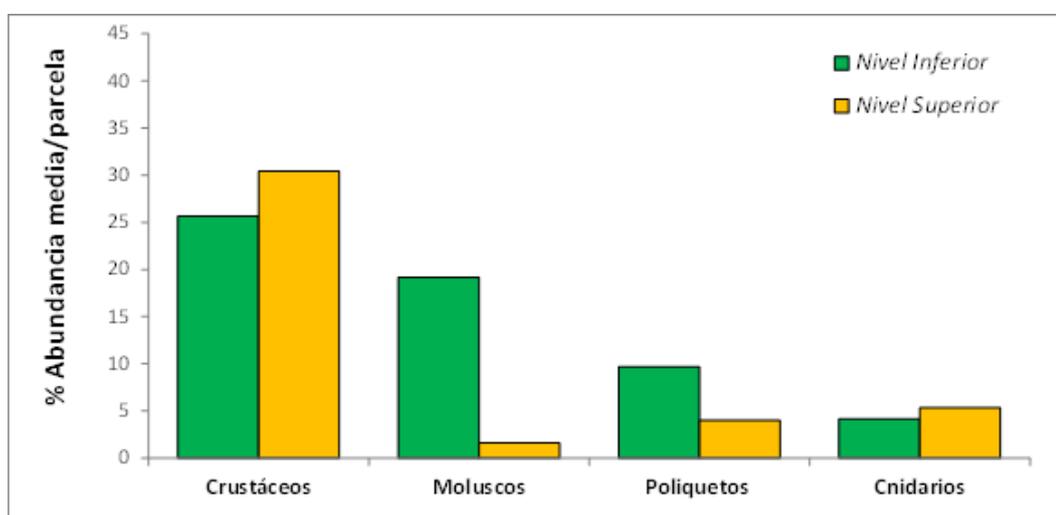


Figura IV.4: Composición de la comunidad macrobentónica asociada al Puerto Cuatrerros en abril de 2015.

Tabla IV.4: – Listado de especies de la comunidad incrustante de Puerto Cuatrerros (densidad media \pm desvío estándar expresada en individuos/parcela).

PHYLUM	TAXONES	Nivel Superior	Nivel Inferior
	Clase Anthozoa		
CNIDARIA	<i>Diadumene lineata</i>	16,67 \pm 21,96	13,00 \pm 3,46
	Clase Bivalvia		
MOLLUSCA	<i>Crassostrea gigas</i>	1,00 \pm 0,00	
	<i>Ostrea spreta</i>	0,33 \pm 0,58	92,00 \pm 22,00
	<i>Brachidontes rodriguezii</i>	10,33 \pm 11,85	67,00 \pm 6,56
	<i>Lyonsia alvarezii</i>		0,33 \pm 0,58
	<i>Entodesma sp.</i>		0,33 \pm 0,58
	Clase Polychaeta		
ANNELIDA	<i>Cirratulus cirratus</i>	9,00 \pm 6,24	62,33 \pm 22,19
	<i>Dodecaderia sp.</i>	0,33 \pm 0,58	91,00 \pm 24,64
	<i>Halosydnella australis</i>		28,67 \pm 4,04
	<i>Lumbrinereidae indet.</i>		5,67 \pm 4,16
	<i>Serpulidae indet.</i>		3,00 \pm 1,41
	<i>Spionidae indet.</i>		13,00 \pm 6,93
	<i>Syllis proluxa</i>	8,00 \pm 13,86	12,67 \pm 5,13
	<i>Terebellides totae</i>		17,00 \pm 2,65
	Clase Cirripedia		
	<i>Balanus glandula</i>	455,33 \pm 121,55	112,67 \pm 41,77
ARTHROPODA	<i>Amphibalanus amphitrite</i>	26,33 \pm 9,87	46,00 \pm 26,66
	Clase Malacostraca		
	<i>Monocorophium insidiosum</i>	10,33 \pm 16,17	134,33 \pm 124,95
	<i>Hyalidae indet.</i>	9,00 \pm 6,24	
	<i>Spaeroma serratum</i>	5,33 \pm 4,93	
	<i>Cyrtograpsus altimanus</i>	0,33 \pm 0,58	0,67 \pm 0,58
SIPUNCULIDA	<i>Sipunculida indet.</i>		1,00 \pm 1,73

Comparando los valores de los índices utilizados para caracterizar los dos niveles analizados, se evidencia que el nivel inferior tiene mayor riqueza, diversidad y uniformidad que el superior, mientras que el nivel superior presenta mayor dominancia (Tabla IV.5). Según los valores del índice de exóticas, 91,20% y 41,76% en los niveles superior e inferior respectivamente, este ambiente puede ser considerado como altamente invadido. Las especies exóticas encontrados en este puerto son: los crustáceos *Balanus glandula*, *Amphibalanus amphitrite*, *Monocorophium insidiosum* y *Spaeroma serratum*, la anémona *Diadumene lineata* y la ostra *Crassostrea gigas*.

Tabla IV.5: Valores de abundancia, densidad, riqueza, diversidad y equitatividad para cada nivel de muestreo de la comunidad macrobentónica asociada a Puerto Cuatrerros.

	NIVEL SUPERIOR	NIVEL INFERIOR
Número de especies	12	17
Abundancia	1629	2099
Densidad (*)	395 ± 194	736 ± 258
Índice de Margalef	1,27 ± 0,29	2,19 ± 0,06
Índice de Shannon	0,69 ± 0,57	2,22 ± 0,12
Índice de Pielou	0,30 ± 0,23	0,81 ± 0,05
Índice de Simpson	0,71 ± 0,25	0,13 ± 0,03

**Nota= densidad expresada en individuos/parcela*

En la Figura IV.5 se muestran los valores de peso seco promedio de los taxones dominantes. Las gráficas indican que los moluscos son el taxón que hace un aporte más significativo a la biomasa.

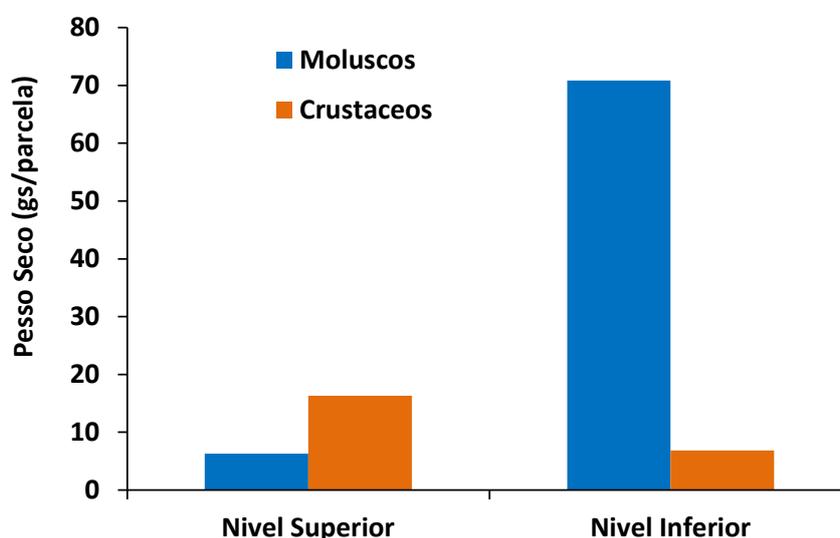


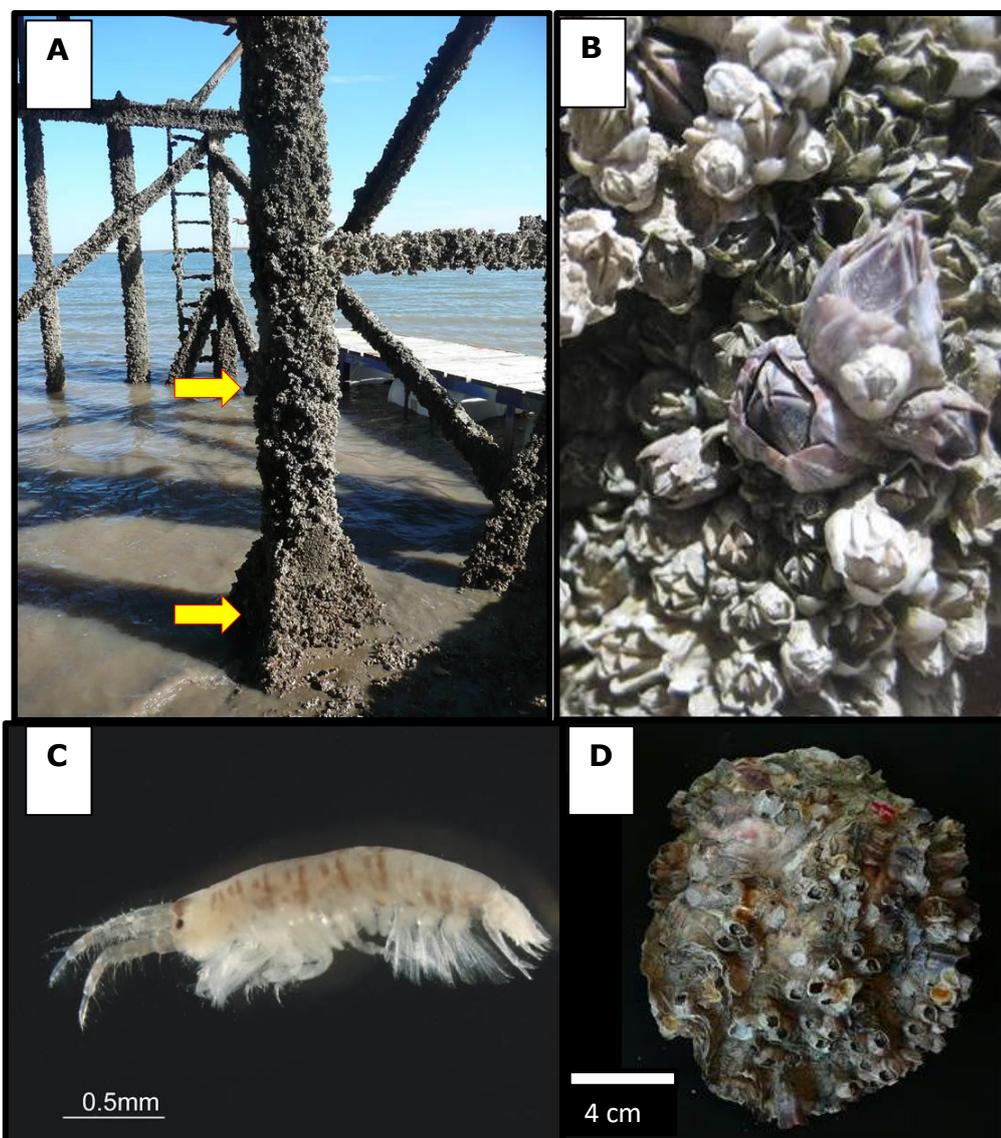
Figura IV.5: Peso seco promedio de los dos grupos taxonómicos más abundantes de la comunidad bentónica de Puerto Cuatrerros.

Comparación entre puertos

Se colectaron un número similar de organismos en ambos puertos, distribuidos en forma similar entre los dos niveles de muestreo considerados. La composición faunística de la comunidad bentónica es similar en ambos puertos (ANOSIM: $R = -0,51$; $p = 1$), destacándose la abundancia numérica y de biomasa de los crustáceos, la diversidad de los poliquetos, seguidos en importancia por los moluscos y los cnidarios. La estructura de la comunidad de ambos puertos mostraron diferencias entre los niveles de muestreo (ANOSIM: $R = 1$; $p < 0,001$), los crustáceos *Balanus glandula* y *Monocorophium insidiosum* y los poliquetos *Dodecaderia* sp y *Cirratulus cirratus* las especies que presentan el mayor porcentaje de contribución al promedio de disimilitud entre niveles (rutina SIMPER) (Tabla IV.6). La primera especie es más abundante en el nivel superior, mientras que las otras están más representadas en el nivel inferior.

Tabla IV.6: Análisis de similitud (SIMPER) entre grupos descriptos por ANOSIM, mostrando los organismos que más contribuyeron a las diferencias observadas entre niveles (superior e inferior).

	N. Sup Abund.	N. Inf Promedio	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
<i>Balanus glandula</i>	395,17	71,67	27,07	2,57	33,55	33,79
<i>Monocorophium insidiosum</i>	5,33	242,67	18,74	1,39	23,38	57,17
<i>Dodecaderia</i> sp.	0,17	83,33	7,07	4,06	8,82	65,99
<i>Cirratulus cirratus</i>	0,00	78,50	6,76	1,73	8,43	74,42



Lamina IV. I. (A) Muelle donde realizó el muestreo del Puerto de Ingeniero Withe, las flechas indican los niveles donde se tomaron las muestras (B) *Amphibalanus amphitrite* (C) *Monocorophium insidiosum* (D) *Crassostrea gigas* (Fotos: A, B y D Sandra Fiori; C Cecilia Carcedo).

Comunidades de fondos blandos - Canal Principal de Navegación

Los valores de las variables de la columna del agua medidas en cada sitio de muestreo se presentan en la Tabla IV.7. La temperatura más baja se registró **PC**; la conductividad disminuyó hacia la cabecera del estuario. La turbidez de las tres estaciones más internas (**PC, M, PG**) fue casi tres veces mayor que la de las tres estaciones de la zona externa (**CLO, BY, VM**). Los sedimentos en la zona interna son limo-arcillosos (fangos), en la zona externa presentan un mayor porcentaje de arenas (Figura IV.6).

Tabla IV.7: Variables ambientales medidas en el Canal Principal de Navegación en abril de 2015.

Sitio	pH (upH)	Conductividad (mS/cm)	Turbidez (UNT)	Temperatura (°C)	% Materia orgánica
PC	7,90	38,00	122	12,50	4,05
M	7,90	44,40	220	16,90	2,94
PG	7,80	45,70	140	17,10	3,28
CLO	7,80	49,70	37	17,30	3,98
BY	7,80	52,10	45	16,00	3,17
VM	7,80	50,90	54	16,80	2,54

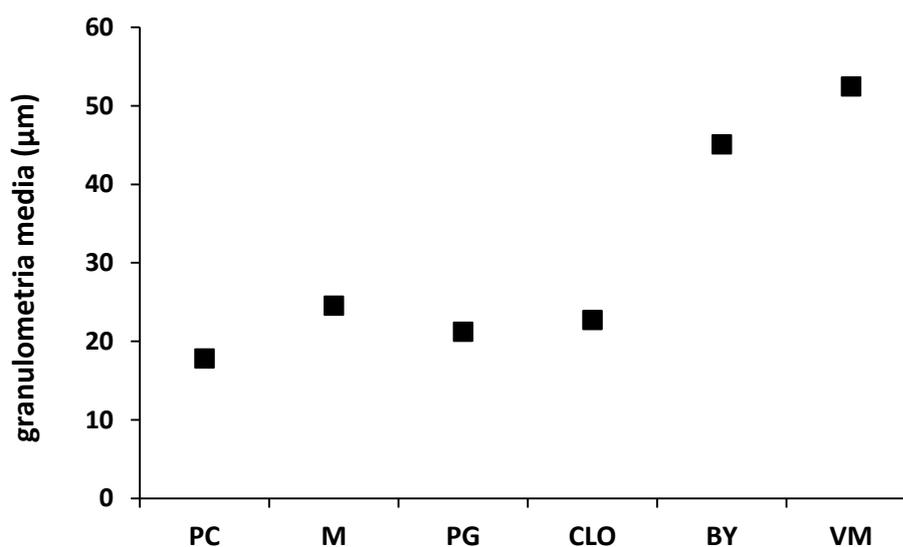


Figura IV.6: Caracterización granulométrica de los sedimentos del Canal Principal de Navegación.

Se contabilizaron un total de 4.191 organismos pertenecientes a 107 taxa. La Tabla IV.8 presenta un resumen de los valores de los índices utilizados para caracterizar los sitios de muestreo, se observa que los sectores denominados **BY** y **VM** son los sitios con mayor riqueza y diversidad. En todas las estaciones los poliquetos fueron el grupo taxonómico más abundante y con mayor riqueza de especies (3.456 organismos; 52 especies), seguidos por los crustáceos (364 organismos; 22 especies) y moluscos (154 organismos; 20 especies). Otros grupos menos representados fueron también colectados: Cnidarios (3 especies) Briozoos (5 especies) Platelminetos (2 especies), Nemertinos (2 especies) y Equinodermos (1 especies) (Figura IV.7; Tabla IV.9). Los organismos que más contribuyen a la biomasa de la comunidad son los poliquetos y los moluscos. En las estaciones **PG**, **BY** y **VM** la biomasa de los equinodermos, representados por pocos ejemplares de ofiuras, son los que se encuentran en mayor abundancia; mientras que los cnidarios son los que más aportan a la biomasa del sector **CLO** (Figura IV.8).

Tabla IV.8: Valores de abundancia, densidad, riqueza (d), diversidad (H'), dominancia (λ) y equitatividad (J') para cada sitio de muestreo y estación del año de la comunidad macrobentónica submareal asociada al Canal Principal de Navegación del estuario de Bahía Blanca durante abril de 2015.

SITIO	Número de especies	Densidad N/draga	d	J'	H'	$1-\lambda$
PC	20	82,80 ± 43,11	2,55	0,74	1,80	0,75
M	13	166,40 ± 110,01	1,87	0,54	1,25	0,57
PG	15	93,20 ± 54,60	2,27	0,64	1,51	0,66
CLO	23	110,20 ± 71,89	2,88	0,80	2,04	0,84
BY	29	243,33 ± 217,44	3,77	0,77	2,31	0,85
VM	26	104,40 ± 93,23	3,48	0,81	2,25	0,87

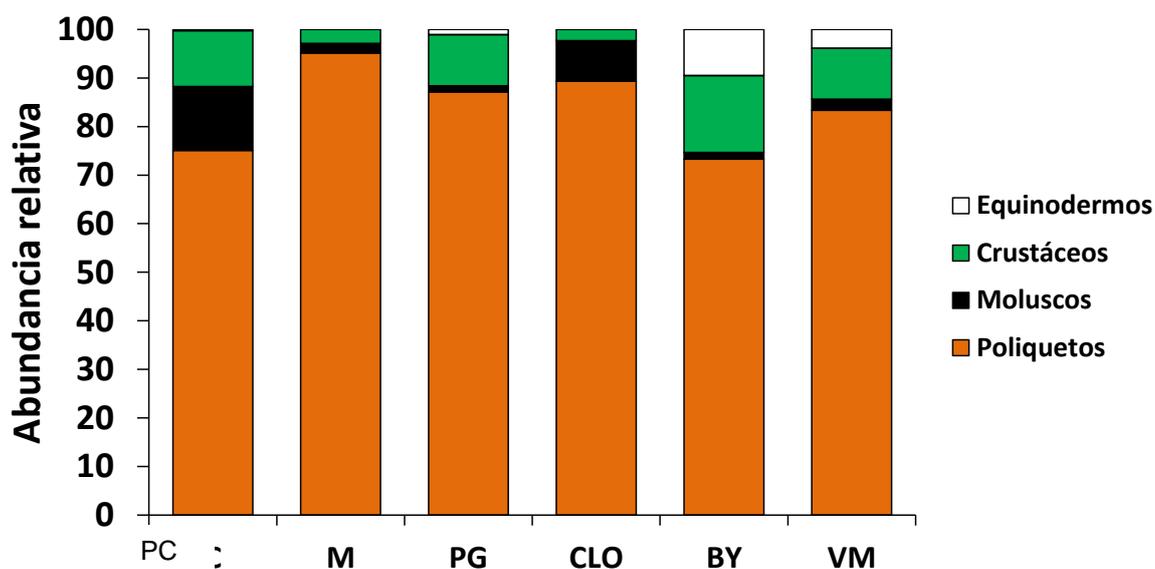


Figura IV.7: Composición taxonómica de la comunidad bentónica del Canal Principal de Navegación del estuario de Bahía Blanca (Abril 2015). Se excluyen los taxones que representan menos del 1%.

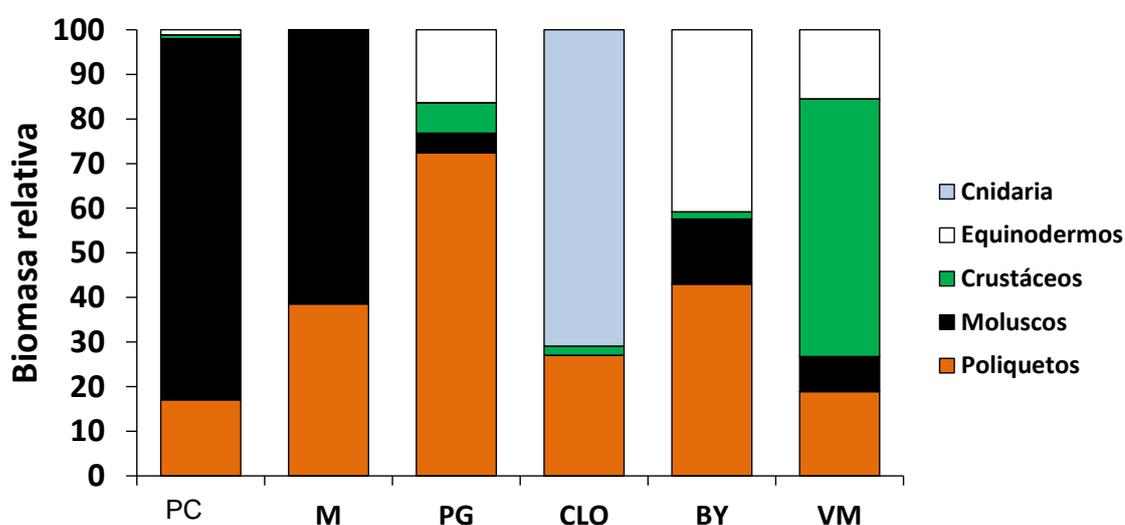


Figura IV.8: Biomasa de los grupos taxonómicos más abundantes de la comunidad bentónica del Canal Principal de Navegación del estuario de Bahía Blanca (Abril 2015).

Tabla IV.9: Listado de especies macrobentónicas colectadas, durante abril de 2015, en la zona submareal del Canal Principal de Navegación del estuario de Bahía Blanca (valores densidad media \pm desvío estándar expresada en indiv./draga).

Phylum Annelida Clase Polychaeta Familias	PC		M		PG		CLO		BY		VM	
	μ	σ	μ	σ	μ	σ	μ	σ	μ	σ	μ	σ
Orbiniidae <i>Scoloplos L. verax</i>	22,60	13,56	111,80	125,66	39,60	25,89	4,50	3,32	42,20	33,45	9,00	4,40
Nereididae Nereididae indet. 1	2,50	2,12	4,00	2,55	1,00	0,01	3,67	2,52	4,33	2,89	19,80	29,35
Nereididae Nereididae indet. 2											1,00	0,52
Nereididae Nereididae indet. 3					3,00	2,83			1,00	0,01		
Glyceridae <i>Glycera americana</i>	1,50	1,00					1,40	0,89	2,00	0,01	1,33	0,58
Glyceridae Glyceridae indet. 1									1,00	0,53		
Glyceridae Glyceridae indet. 2			1,00	0,01	1,00	0,58			1,00	0,02		
Onuphidae <i>Kimbergonuphis tenuis</i>			6,00	0,01	1,00	0,01					23,00	16,97
Onuphidae Onuphidae indet. 1			1,50	0,71					5,20	2,49	10,67	10,60
Onuphidae Onuphidae indet. 2	1,00	0,01			1,00	0,02						
Spionidae Spionidae indet. 1	1,00	0,01	19,67	14,57	32,50	38,60	1,00	0,01				
Spionidae Spionidae indet. 2	7,00	5,23					4,50	4,95			1,00	0,01
Spionidae Spionidae indet. 4												
Lumbrineridae Lumbrineridae indet. 1			2,00	0,01	8,50	7,78	1,00	0,01			1,00	0,01
Lumbrineridae Lumbrineridae indet. 2					1,00	0,00						
Lumbrineridae Lumbrineridae indet. 3									1,00	0,53	1,50	0,71
Lumbrineridae Lumbrineridae indet. 4									1,00	0,53	2,00	0,01

Tabla IV.9 continuación

Phylum Annelida Clase Polychaeta Familias		PC		M		PG		CLO		BY		VM	
		μ	σ										
Lumbrineridae	<i>Lumbrineris tetraura</i>			3,00	0,58	11,00	0,01			3,00	0,01	4,00	0,01
Syllidae	Syllidae indet.1			1,00	0,02			4,00	0,01	16,00	0,01	7,00	0,01
	Syllidae indet.2	2,00	0,58					1,00	0,01				
	Syllidae indet.3			1,00	0,01					17,00	0,01		
	Syllidae indet.4					6,00	0,01						
Flabelligeridae	Flabelligeridae indet.							2,00	0,01	7,00	11,34		
Paraonidae	Paraonidae indet. 1	1,50	0,71	1,00	0,01					1,00	0,01		
	Paraonidae indet. 2	5,00	1,41	1,00	0,01								
	Paraonidae indet. 3	1,00	0,02					24,00	17,07	12,60	13,72	9,67	13,32
	Paraonidae indet. 4			1,00	0,01	1,00	0,01	20,50	4,95	4,50	2,12	7,67	9,87
Cirratulidae	Cirratulidae indet. 1	37,50	26,16	16,33	10,02	4,33	2,52	18,25	20,12	16,00	16,19	4,75	2,63
	Cirratulidae indet. 2	23,50	19,09	40,00	1,41	3,50	0,71	15,00	0,01	4,00	0,00	18,00	12,00
	Cirratulidae indet. 3	9,00	2,83	1,00	0,01							4,50	0,71
	Dodecaceria sp.											1,00	0,01
Maldanidae	<i>Axiothella sp.</i>							12,67	8,39	5,60	5,68	3,25	0,96
Sabellidae	Chone sp.							1,00	0,01			1,50	0,71
	Sabellidae indet.											2,00	0,01
	<i>Sabelaria nanella</i>									6,00	0,01		
Terebellidae	Terebellidae indet. 1	2,50	0,71	1,00	0,01					18,00	1,41	5,50	2,12
	Terebellidae indet. 3					4,00	1,41						

Tabla IV.9 continuación

		PC		M		PG		CLO		BY		VM	
		μ	σ										
Phylum Annelida													
Clase Polychaeta													
Familias													
Trichobranchidae	Trichobranchidae	1,00	0,01					22,20	16,38	32,67	17,10	10,00	8,54
	Poliqueto indet. 1			5,00	5,66								
Phyllodocidae	Phyllodocidae indet.											1,00	0,01
Polynoidae	Lepidonotinae indet.	1,00	0,01	1,50	0,71	2,00	0,01						
Dorvilleidae	Dorvilleidae indet.	1,00	0,01	1,00	0,01								
Serpulidae	Serpulidae indet.					1,00	0,01						
Pectinariidae	Pectinariidae indet. 1							3,40	1,52	8,80	13,03		
Phylum Mollusca													
Clase Gasterópoda													
Epitoniidae	<i>Epitonium georgettinum</i>							1,00	0,01				
Pleurobranchaeidae	<i>Pleurobranchaea sp.</i>							1,00	0,01			1,00	0,01
Nassariidae	<i>Buccinanops globulosus</i>	1,00	0,00	6,00	0,01								
Olivellidae	<i>Olivella sp.</i>											1,00	0,01
Columbellidae	Columbellidae indet.											1,00	0,01
Cochliopidae	<i>Heleobia australis</i>											1,00	0,01
Clase Bivalvia													
Lyonsiidae	<i>Lyonsia hyalina</i>												
Nuculidae	Nuculidae indet.	8,00	0,01	1,50	0,71			8,50	6,45				
	Bivalvia indet.							3,00	0,01				
Mytilidae	<i>Brachidontes rodriguezii</i>					1,00	0,01						

Tabla IV.9 continuación

		PC		M		PG		CLO		BY		VM	
		μ	σ										
Phylum Mollusca													
Clase Bivalvia													
Familias													
Tellinidae	<i>Tellina petitiiana</i>									1,00	0,01		
Kelliidae	<i>Kellia suborbicularis</i>												
Corbulidae	<i>Corbula patagonica</i>	10,50	1,91	1,50	0,71	1,00	0,00	1,00	0,01	1,25	0,50	1,50	1,00
Veneridae	<i>Pitar rostratus</i>	4,00	0,01	2,00	0,00			2,00	0,01	3,50	0,71		
Pholadidae	<i>Barnea sp.</i>											1,00	0,00
Solecurtidae	<i>Tagelus plebeius</i>												
Nuculanidae	<i>Adrana electa</i>									1,00	0,01		
Malletidae	<i>Malletia sp.</i>							2,00	0,01	1,00	0,00		
Nuculanidae	<i>Adrana electa</i>									1,00	0,01		
CI Polyplacophora													
F Chaetopleuridae	<i>Chaetopleura angulata</i>			1,00	0,01	1,00	0,00						
Phylum Arthropoda													
Clase Malacostraca													
Familias													
Varunidae	<i>Cyrtograpsus affinis</i>									2,00	0,01		
Varunidae	<i>Cyrtograpsus altimanus</i>	2,00	0,01	1,50	0,71	5,00	3,16	1,50	0,71			3,00	0,01
Paguridae	<i>Pagurus sp.</i>											4,00	0,01
Paguridae	<i>Pagurus criniticornis</i>									3,00	2,83	16,50	20,51
Idoteidae	<i>Idotea sp.</i>							1,00	0,01	13,00	0,01		
Serolidae	<i>Serolis eliptica</i>												
Cirolanidae	Cirolanidae indet.									1,00	0,01		
Gammaridae	Gammaridae indet.					1,00	0,01	2,50	2,12				
Phoxocephalidae	Phoxocephalidae indet.	2,00	0,82			3,00	2,83	2,00	0,01	16,00	19,80	1,00	0,00

Tabla IV.9 continuación

		PC		M		PG		CLO		BY		VM	
		μ	σ	μ	σ	μ	σ	μ	σ	μ	σ	μ	σ
Phylum Arthropoda													
Clase Malacostraca													
Familias													
Ischyroceridae	Ischyroceridae indet.					1,00	0,01			8,60	15,34	2,50	1,91
Amphitoidae	Amphitoidae indet. <i>Monocorophium insidiosum</i>									14,00	0,01		
Corophiidae	Corophiidae indet.	1,00	0,01	3,00	0,01	1,00	0,01					1,00	0,01
Phoxychilidiidae	<i>Anoplodactylus sp.</i>									4,00	0,01		
Mysidae	<i>Neomysis americana</i>					1,00	0,01			1,00	0,01	1,00	0,01
Mysidae	<i>Arthromysis magellanica</i>					1,00	0,01						
Tanaidacea	Tanaidacea indet.	2,00	0,00										
Gammaridae	Gammaridae indet.1												
Gammaridae	Gammaridae indet.2	2,00	0,00			9,00	4,24						
Gammaridae	Gammaridae indet.3	1,00	0,01										
Caridea	Caridea indet.							1,00	0,01	1,67	1,15		
Clase Copepoda													
F Pontellidae	Labidocera fluviatilis			1,00	0,01								
Phylum Cnidaria													
Clase Anthozoa	Anemona indet.	2,00	0,01										
Clase Hydrozoa													
Fam Campanularidae	Obellia spp	1,00	0,01										
Clase Pennatulacea													
Fam Vigulariidae	<i>Stylatula darwini</i>							1,25	0,50				

Tabla IV.9 continuación

		PC		M		PG		CLO		BY		VM	
		μ	σ										
Phylum Nemertea	Nemertea indet.	1,00	0,01					1,00	0,01			1,00	0,01
Phylum Nematoda	Nematoda indet.	7,00	7,07	4,00								1,50	0,71
Phylum Bryozoa	Bryozoa indet. 1					p				p			
Cl: Gymnolaemata	<i>Membranipora sp.</i>	p*		p		p		p		p			p
Cl: Stenolaemata	<i>Crisia sp.</i>												
	Bryozoa indet. 2	p				p		p		p			
	Bryozoa indet.3					p							
Ph: Platyhelminthes	Platyhelminthes indet. 1							1,00	0,01	1,00	0,01	2,00	0,01
	Platyhelminthes indet. 2							9,00	1,41	3,00	0,01		
Ph: Echinodermata Clase: Ophiuroidea	<i>Ophiura sp.</i>	1,00	0,01			1,25	0,50			18,80	23,75	5,00	2,94

Nota: p* indica la presencia de los organismos coloniales.

La estructura de la comunidad bentónica submareal a lo largo del Canal Principal de Navegación presenta diferencias entre sitios de muestreo (ANOSIM: $R=0,28$; $p=0,001$; Figura IV.9). El test de comparación de a pares indica diferencias significativas en todos los pares de comparaciones (R global $0,63$; $p < 0,01$ - Tabla IV.10). Considerando sólo aquellas especies que más contribuyen a las diferencias entre sitios (Rutina SIMPER) **PC** se diferencia del resto de los sitios de muestreo por la abundancia de un crustáceo perteneciente a la familia Idoteidae; en **M** las especies que más contribuyen al porcentaje de disimilitud son dos poliquetos uno perteneciente a la familia Cirratulidae y otro a la familia Terebellidae; **PG** se caracteriza por la abundancia de un poliqueto de la familia Orbinidae; **CLO** se diferencia por la abundancia de dos poliquetos pertenecientes a las familias Paraonidae y Terebellidae; por último los sitios más externos **BY** y **VM** difieren del resto por una mayor diversidad de especies de grupos taxonómicos distintos a los poliquetos (Lamina IV-II). Por otra parte, las estaciones PC, M y PG la especie más abundante es el poliqueto *Scoloplos L. verax*, representando más del 30% de la abundancia total de

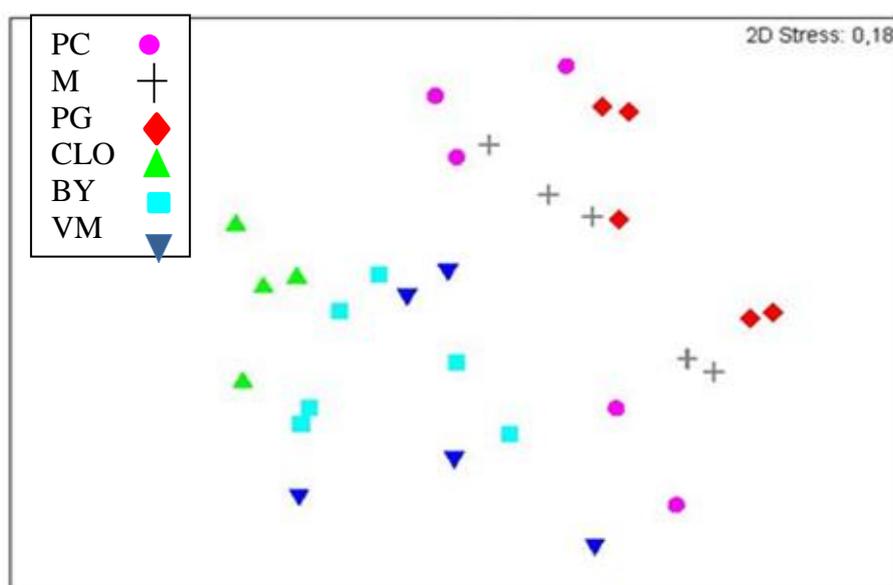


Figura IV.9: Análisis de ordenamiento multidimensional (MDS) de la estructura de la comunidad bentónica submareal del Canal Principal de Navegación del estuario de Bahía Blanca.



Lamina IV-II – A) Embarcación utilizada para la toma de muestras submareales en el Canal Principal, **B)** Draga, **C)** Rastra, **D)** Primer tamizado de las muestras, **E)** Muestras de sedimentos, **F)** Segundo tamizado de las muestras biológicas, **G)** Determinación de organismos bajo lupa (Fotos Sandra Fiori).

CONSIDERACIONES FINALES

Zona de Puertos- Comunidades intermareales de fondos duros

Las comunidades incrustantes asociadas a la zona portuaria del estuario de Bahía Blanca, presentan una marcada estratificación vertical, evidenciándose una mayor riqueza, diversidad y equitatividad en el nivel inferior. Estas comunidades tienen baja riqueza específica y están dominadas por especies exóticas.

Canal Principal de Navegación- Comunidades submareales de fondos blandos

Las asociaciones de macroinvertebrados bentónicos a lo largo del Canal Principal de Navegación del estuario de Bahía Blanca, presentan una alta diversidad de poliquetos seguida por una diversidad intermedia de crustáceos y moluscos. En la zona interna del estuario (**PC, M, PG**) la especie más representada es *Scolopos L verax*, se recomienda explorar la potencialidad de esta especie como posible indicador de la calidad ambiental.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Banse K. & Hobson K. 1974.** Benthic errantiate polychaetes of British Columbia and Washington. Fisheries and Marine Service, Ottawa, Bull. N 185.
- Bastida Ro & Torti Mr. 1971.** Estudio preliminar de las incrustaciones biológicas de Puerto Belgrano (Argentina). LEMIT-Anales 3: 45-75.
- Bastida R L'hoste S Spivak E & He Adabbo. 1974.** Las incrustaciones biológicas en Puerto Belgrano. I. Estudio de la fijación sobre paneles mensuales, período 1971-1972. LEMIT, 3-1974: 97-163.
- Bastida Ro & Lichtschein De Bastida V. 1978.** Las incrustaciones biológicas de Puerto Belgrano. IV. Estudio de los procesos de epibiosis registrados sobre paneles acumulativos. CIDEPINT-Anales 57-97.
- Bernasconi I & Mm D'Agostino. 1971.** Ofiuroideos argentinos. Physis 30 (81): 447-469.
- Bernasconi I & Mm D'Agostino. 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.
- Boschi EE Fischbach CE & Iorio Mi. 1992.** Catálogo ilustrado de los crustáceos estomatópodos y decápodos marinos de la Argentina. Frente Marítimo. 10: 7-94.
- Bravo ME. 2013.** Estado de la invasión de la ostra del Pacífico, *Crassostrea gigas*, en el estuario de Bahía Blanca. Tesina de licenciatura, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Argentina, 40 pp.

-
- Bremec CS Martínez DE & R Elías. 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 ZJA de. 1992.** Catálogo descriptivo de la malacofauna magallánica. Neogastropoda, Columbellidae, Pyrenidae, Cominellidae y Fasciolaridae. Comisión de Investigaciones Científicas, Provincia de Buenos Aires, Argentina. 41 pp.
- Clarke KR & RN Gorley. 2006.** PRIMER V6: User Manual/Tutorial. Primer-E, Plymouth: 190 p.
- Clarke KR & R Warwick. 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.
- Fauchald K. 1977.** The polychaete worms; definitions and keys to the orders, families and genera. Natural History Museum of Los Angeles Country & the Allan Hancock Foundation. Science Series 28: 188 p.
- Hobson K & Banse K. 1981.** Sedentariate and archiannelid polychaetes of British Columbia and Washington. Fisheries and Marine Service, Ottawa, Bull. Nº 209
- Magurran AE. 1988.** Diversidad ecológica y su medición. Ed. Vedral, Barcelona. 200 pp.
- Nehring S. 2011.** NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Crassostrea gigas*. From: Online Database of the European Network on Invasive Alien Species - NOBANIS www.nobanis.org. Fecha de consulta: 15/02/2014

Orensanz JM. 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.

CAPITULO V

Química Marina de la Zona Interna del estuario de Bahía Blanca

Coordinadores: *Dr. Jorge Marcovecchio, Dra Sandra Botté, Dra Carla Spetter y Dr Andrés Arias*

(i) NUTRIENTES Y PARÁMETROS OCEANOGRÁFICOS

OBJETIVO

En el presente informe, esta sección tiene como objetivo describir la distribución estacional de los parámetros oceanográficos y nutrientes en agua de mar de seis (6) estaciones del estuario de Bahía Blanca durante el período comprendido entre el invierno de 2015 y otoño de 2016.

MATERIALES Y METODOS

Toma y procesamiento de las muestras

Se realizaron 4 campañas a bordo de la lancha "Buen día señor", con una frecuencia estacional en seis sitios de muestreo dentro del estuario de Bahía Blanca: (1) Canal cercano a la descarga cloacal (CLO), (2) en cercanías a la Termoeléctrica de Ing. White (IW), (3) Canal de Puerto Galván (cPG), (4) en cercanías a la salida del canal Maldonado (M), (5) en cercanías a la desembocadura de la Planta de tratamiento "Tercera Cuenca" (3^a C) y (6) Puerto Cuatreros (PC) (Figura I.2). Las fechas de dichas campañas fueron: Junio 2015, Septiembre 2015, Diciembre 2015 y Marzo 2016.

Las muestras de agua de mar superficial (≈ 0.50 m prof.) para la determinación de nitrito, nitrato, fosfato, silicatos, clorofila *a*, feopigmentos y materia orgánica particulada 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, oxígeno disuelto y turbidez) mediante una sonda multisensor Horiba U-10.

Las muestras de agua para la determinación de nutrientes inorgánicos disueltos (NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} como fósforo reactivo soluble, y Silicatos) y materia orgánica particulada (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, previamente 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 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 *a* y 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. Los filtros utilizados en este caso, 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) y fue ampliado a un quinto canal (para la determinación de amonio). 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). Límite de cuantificación: 0,02 μM

Nitrato (NO_3^-): Treguer y Le Corre (1975a). Límite de cuantificación: 0,10 μM .

Amonio (NH_4^+): Richards y Klestch (1964) descrito por Treguer y Le Corre (1975b). Límite de cuantificación: 0,01 μM

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

Silicatos Disueltos (*DSi*): Technicon®, 1973. Límite de detección: 1,00 μM .

El contenido de pigmentos fotosintéticos (Clorofila *a* y Feopigmentos) se determinó mediante una 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-visible, Jenway 6715. Límite de detección 0,02 $\mu g L^{-1}$.

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%. Para ello, se empleó la versión 2015 de Infostat (Di Rienzo, J. A. et al, 2015).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Variables físico-químicas y contenido de Materia Orgánica Particulada:

La distribución estacional del pH mostró los mayores valores (8,1 – 9,4) en Junio de 2015 para todas las estaciones analizadas (Figura V.i.1a). Los

menores valores de pH se detectaron en Septiembre de 2015 y Marzo de 2016 (7,0 – 7,8). Durante todo el período de muestreo el pH fue de $7,9 \pm 0,4$, detectándose la mayor variabilidad en las estaciones 1 (CLO) y 2 (IW) (Tabla 1). Estos valores de pH, se encuentran dentro de los valores reportados para el estuario de Bahía Blanca (IADO, 1997, 2000, 2003, 2010, 2014; Spetter 2006 y referencias allí citadas).

La Temperatura del agua superficial siguió una marcada tendencia estacional presentando los menores valores en Septiembre de 2015 (10,0 – 11,6°C), que como la campaña se realizó a principios de dicho mes fue coincidente con la finalización del invierno y los mayores valores en Diciembre de 2015 (20,2 – 22,2 °C), coincidente con la finalización de la primavera y el comienzo del verano (Figura V.i.1b); excepto la estación 1 (CLO) quién presentó el máximo de todo el período estudiado en Marzo de 2016 (24.3 °C). Teniendo en cuenta todo el período muestreado, la temperatura del agua fue de $15,9 \pm 4,6$ °C; las mayores variaciones respecto a este parámetro se observaron en la estación 1 (CLO) (Tabla V.i.1).

La variación estacional de la salinidad mostró los mayores valores en Diciembre de 2015 (33,50 – 35,03) y Marzo de 2016 (33,18 – 36,94) coincidente con las altas temperaturas y una mayor evaporación del agua superficial (Figura V.i.1c). Los menores valores de Salinidad se observaron en Septiembre de 2015 (29,09 – 33,43) registrando el mínimo valor en la estación 1 (CLO).

La distribución estacional de la turbidez fue muy variable (13 – 215 UNT) registrando los mayores valores en Junio de 2015 en la estación 3 (cPG, 190 UNT) y 5 (3°C, 215 UNT) y en Septiembre de 2015 en la estación 3 (cPG, 163 UNT), 4 (M, 160 UNT) y 6 (PC, 120 UNT) (Figura V.i.2a). Los mínimos de este parámetro se detectaron en Marzo de 2016 (13 – 80 UNT) para todos los sitios analizados. En general, este parámetro mostró valores de 94 ± 60 UNT, observando la mayor variabilidad en la estación 5 (3ª C) (Tabla V.i.1). Cabe aclarar que no se pudo contar con los valores de este

parámetro durante la campaña realizada en Diciembre debido a un desperfecto en el sensor al momento de la lectura. Los valores de turbidez reportados en este estudio se encuentran dentro de los valores normales para la zona interna del estuario de Bahía Blanca (IADO, 1997, 2000, 2003, 2010, 2014).

En el caso del oxígeno disuelto, se detectaron elevadas concentraciones en Septiembre de 2015 ($9,93 - 12,14 \text{ mg L}^{-1}$); mientras que las concentraciones más bajas se registraron en Diciembre de 2015 ($6,53 - 7,92 \text{ mg L}^{-1}$) (Figura V.i.2b, Tabla V.i.1). La estación 1 (CLO) presentó el menor valor promedio ($8,96 \pm 2,91 \text{ mg L}^{-1}$); mientras que, la estación 5 (3°C) presentó el mayor valor promedio ($9,82 \pm 2,50 \text{ mg L}^{-1}$). Los niveles de oxígeno disuelto reportados en este estudio se encuentran dentro de los valores normales para la zona interna del estuario de Bahía Blanca (IADO, 1997, 2000, 2003, 2010, 2014).

La variación estacional del contenido de materia orgánica particulada presentó las mayores concentraciones en Diciembre de 2015 ($4836 - 8314 \text{ mgC m}^{-3}$) en todos los sitios analizados. Sin embargo, el máximo observado en este parámetro se observó en Marzo de 2016 en la estación 1 (CLO) y fue de 8495 mgC m^{-3} (Figura V.i.2c). Las menores concentraciones ($1868 - 2745 \text{ mgC m}^{-3}$) se detectaron en Junio de 2015 a excepción de la estación 3 (cPG) y 5 (3°C) que presentaron sus mínimos en Septiembre de 2015 (1567 mgC m^{-3}) y en Marzo de 2016 (1840 mgC m^{-3}), respectivamente. En general, el contenido de materia orgánica particulada fue de $4104 \pm 2065 \text{ mgC m}^{-3}$, registrando la máxima concentración promedio en la estación 1 (CLO) como se dijo anteriormente (Tabla V.i.1). Los valores de MOP reportados en este estudio ($1567 - 8495 \text{ mgC m}^{-3}$) son mayores a los detectados en estudios anteriores para la zona interna del Estuario de Bahía Blanca (IADO, 2000, 2003, 2008, 2009, 2010, 2014). Un incremento en la concentración de Materia Orgánica en el material particulado conduce a un aumento de la materia orgánica en los sedimentos, lo cual puede modificar las condiciones químicas de los mismos produciendo condiciones anaerobias, incrementando la actividad microbiana y disminuyendo el

potencial redox. Por otro lado, el enriquecimiento de Materia Orgánica en los sedimentos produce cambios en la comunidad bentónica (Pearson & Rosenberg, 1978).

El análisis estadístico realizado para estos parámetros no arrojó diferencias significativas entre los sitios estudiados ($p > 0.05$).

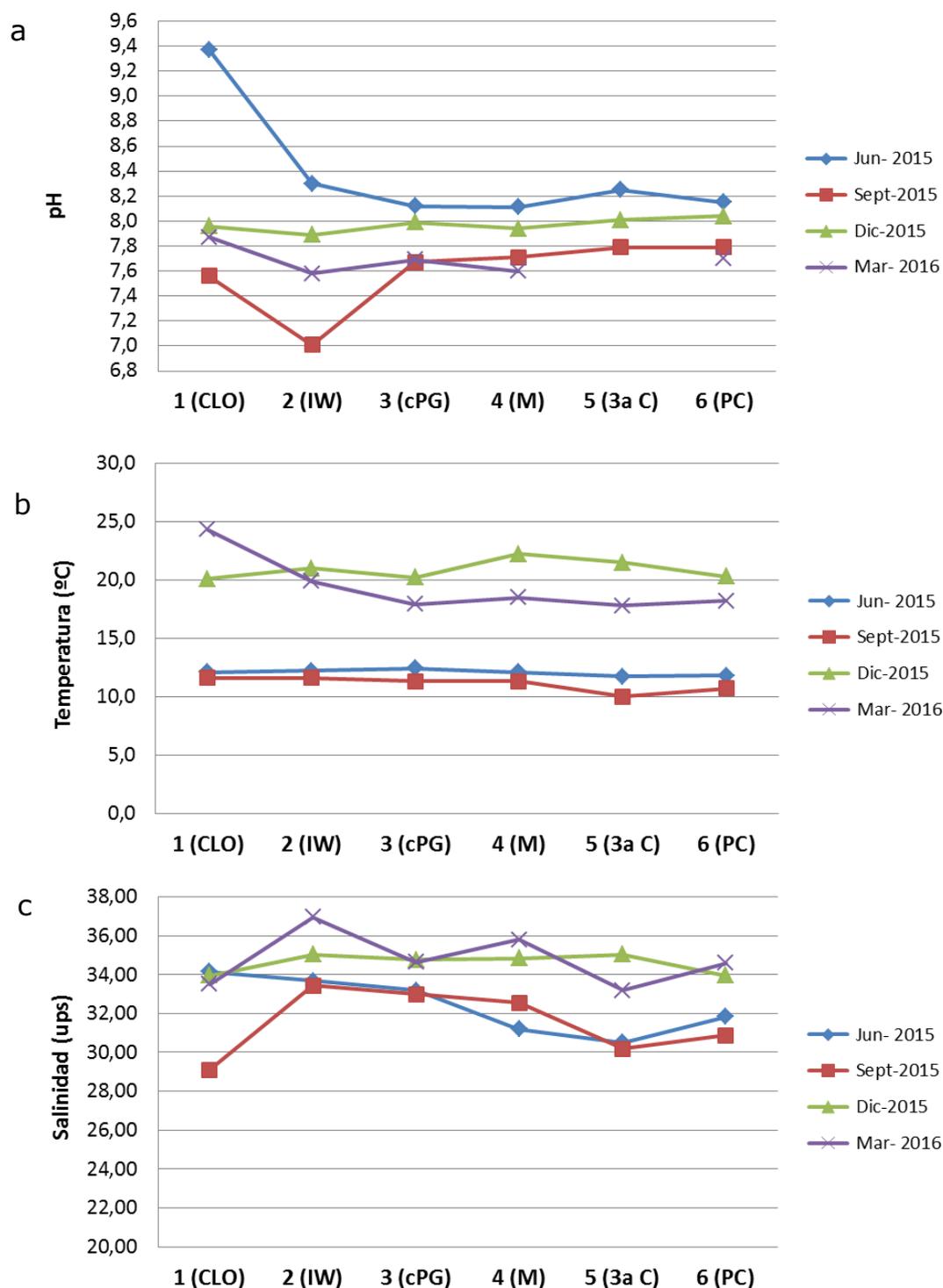


Figura V.i.1: Distribución de (a) pH, (b) temperatura y (c) salinidad en seis estaciones de la zona interna del estuario de Bahía Blanca durante los meses Junio 2015, Septiembre 2015, Diciembre 2015 y Marzo 2016.

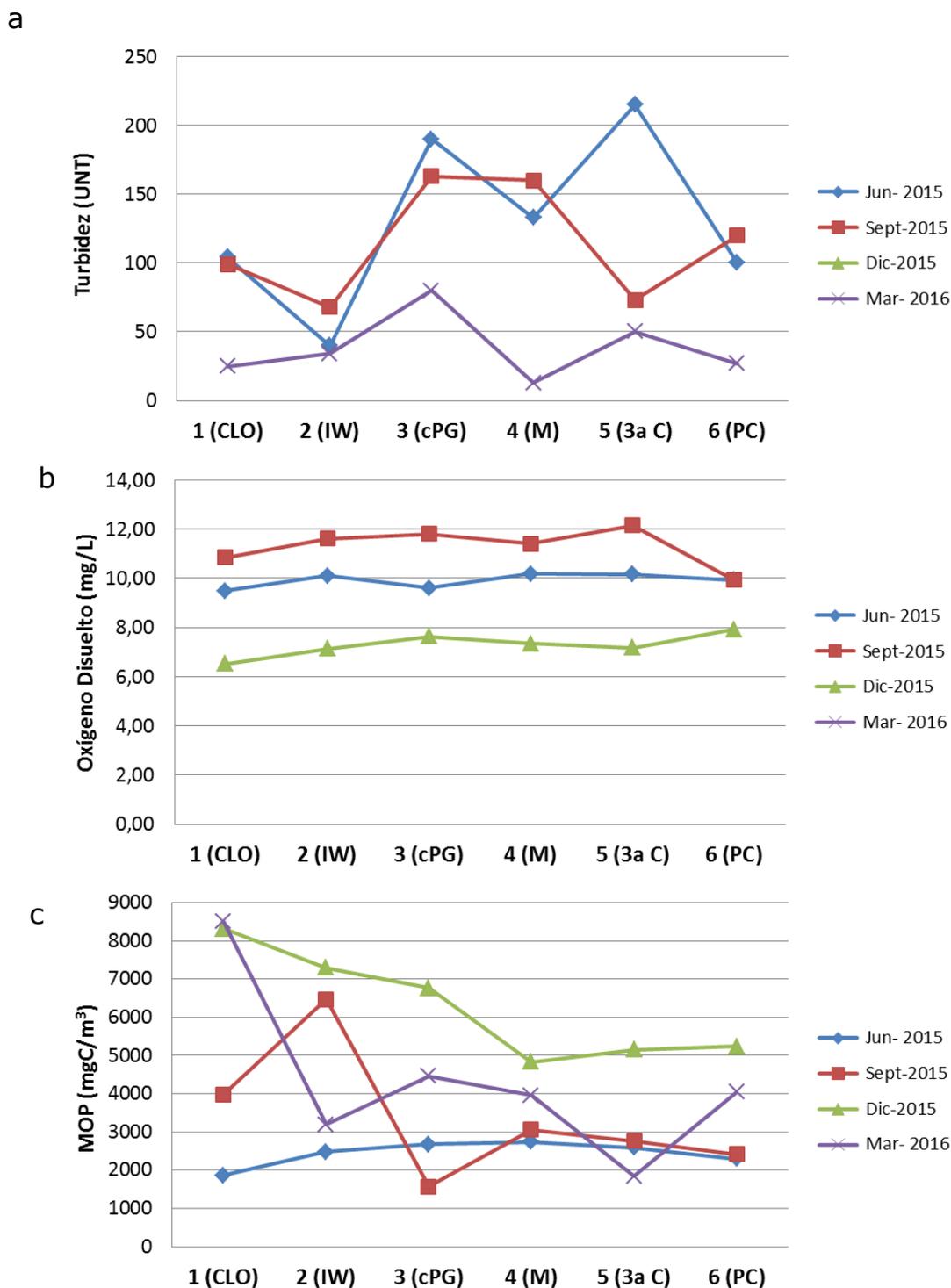


Figura V.i.2: Distribución de (a) Turbidez, (b) Oxígeno Disuelto y (c) Materia Orgánica Particulada en seis estaciones de la zona interna del estuario de Bahía Blanca durante los meses Junio 2015, Septiembre 2015, Diciembre 2015 y Marzo 2016.

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 Diciembre de 2015 (10,15 – 16,55 $\mu\text{g L}^{-1}$) para todas las estaciones analizadas; excepto en la estación 2 (IW) en donde el máximo (11,96 $\mu\text{g L}^{-1}$) se detectó en Septiembre del mismo año (Figura V.i.3a). La estación más interna, 6 (PC) fue la que presentó los mayores valores promedios (9,88 \pm 5,72 $\mu\text{g L}^{-1}$) (Tabla V.i.1). La concentración de feopigmentos mostró un pico máximo en Diciembre de 2015 para la estación 1 (CLO, 8,97 $\mu\text{g L}^{-1}$) y otro para la estación 5 (3^a C, 6,69 $\mu\text{g L}^{-1}$) (Figura V.i.3b). Durante el mes de Junio de 2015, la concentración de los feopigmentos se mantuvo generalmente en valores no detectables en todas las estaciones analizadas, excepto en las estaciones 5 (3aC) y 6 (PC) en donde se detectó una concentración de 4,17 $\mu\text{g L}^{-1}$ y 0,58 $\mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente.

Al igual que en informes anteriores, los máximos de Clorofila *a* estarían relacionados con la floración fitoplanctónica típica anual del estuario de Bahía Blanca (Spetter *et al.*, 2015 y referencias allí citadas); la cual, durante los últimos años ha presentado un aumento de la floración de verano debido al incremento de la temperatura del agua, la turbidez y la concentración de nutrientes disueltos (Guinder *et al.*, 2013).

Del análisis estadístico realizado para estos parámetros se concluye que no hubo diferencias significativas entre los sitios estudiados ($p > 0.05$).

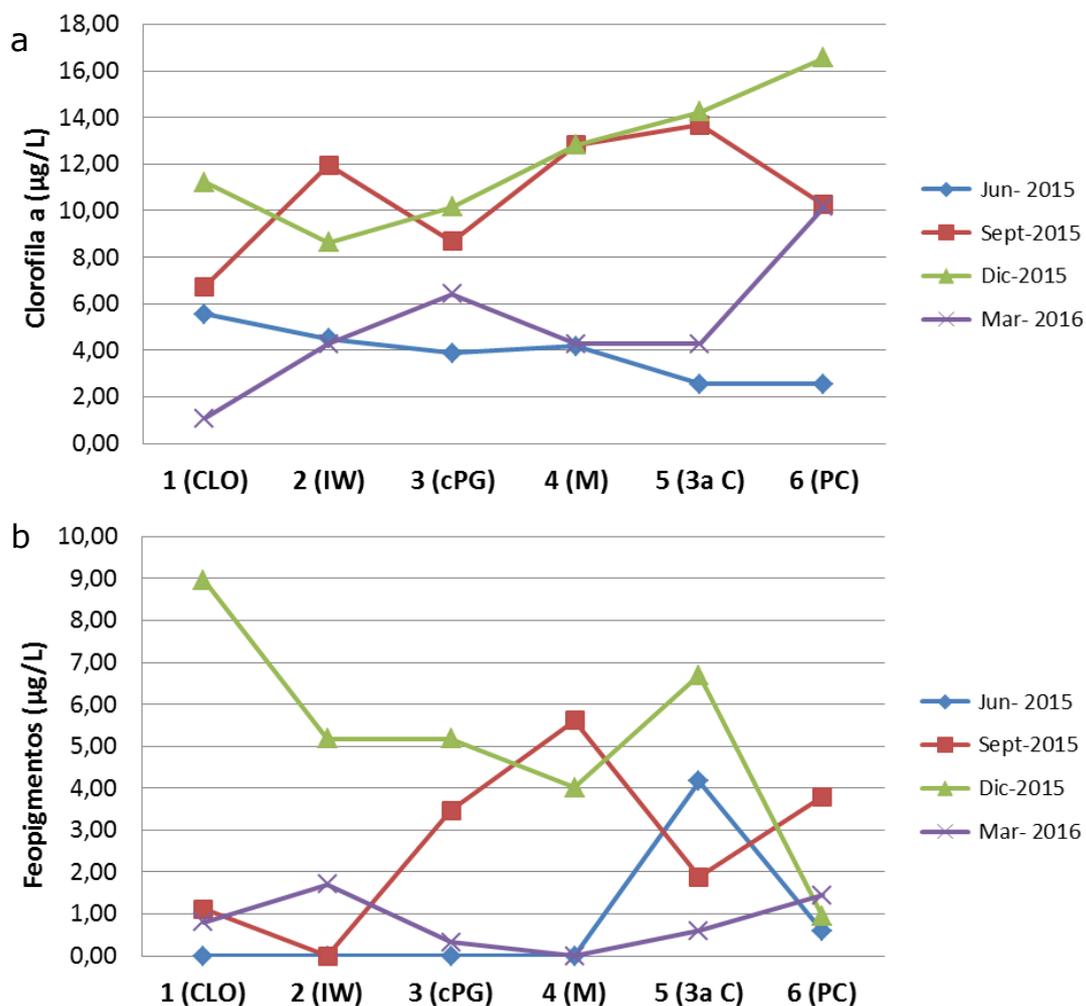


Figura V.i.3: Distribución de (a) Clorofila a y (b) Feopigmentos en seis estaciones de la zona interna del estuario de Bahía Blanca durante los meses Junio 2015, Septiembre 2015, Diciembre 2015 y Marzo 2016.

Nutrientes Inorgánicos Disueltos

La concentración de los nutrientes inorgánicos disueltos durante todo el período muestreado fue de $1,77 \pm 1,27 \mu\text{mol L}^{-1}$ para NO_2^- , $16,99 \pm 22,76$ para NO_3^- , $28,27 \pm 29,39 \mu\text{mol L}^{-1}$ para NH_4^+ , $3,89 \pm 6,07 \mu\text{mol L}^{-1}$ para FRS y $76,43 \pm 37,03 \mu\text{mol L}^{-1}$ para DSi.

En la distribución estacional se pudo observar que las menores concentraciones promedio de nitrito, nitrato, fosfatos y silicatos se detectaron en Septiembre de 2015 ($0,50 \pm 0,30 \mu\text{mol L}^{-1}$, $0,76 \pm 1,28 \mu\text{mol L}^{-1}$, $1,44 \pm 0,81 \mu\text{mol L}^{-1}$ y $42,70 \pm 12,61 \mu\text{mol L}^{-1}$, respectivamente) (Figura V.i.4a, 4b, 5a y 5b); mientras que, las mayores concentraciones promedios para estos mismos analitos se detectaron en la campaña de Diciembre de 2016 ($3,08 \pm 1,46 \mu\text{mol L}^{-1}$, $37,90 \pm 34,95 \mu\text{mol L}^{-1}$, $9,49 \pm 10,78 \mu\text{mol L}^{-1}$ y $112,44 \pm 28,57 \mu\text{mol L}^{-1}$). En cambio, el amonio presentó los menores valores promedio en Diciembre de 2015 ($0,22 \pm 0,35 \mu\text{mol L}^{-1}$), en donde en su mayoría se registraron valores no detectables, y las mayores concentraciones promedio en Junio de 2015 ($62,07 \pm 5,76 \mu\text{mol L}^{-1}$) (Figura V.i.4c).

La dinámica de nitrito, nitrato, fosfatos y silicatos durante los meses de Junio y Septiembre de 2015 siguió prácticamente la misma tendencia; con un incremento de la concentración detectada en la estación 5 (3a C) (Figura V.i.4a, 4b, 5a y 5b).

En cuanto a la distribución espacial, la máxima concentración de nitritos se detectó en la estación de muestreo 4 (M) y fue de $4,09 \mu\text{mol L}^{-1}$ en Marzo de 2016 en donde cabe destacar que, excepto la estación 1 (CLO) que presentó el mínimo de $0,21 \mu\text{mol L}^{-1}$, en el resto de las estaciones se registraron valores altos de $\sim 3,65 \mu\text{mol L}^{-1}$ (Figura V.i.4a, Tabla V.i.1).

En el caso de la concentración de nitratos, se observó un marcado ascenso de la misma en las estaciones 2 (IW) y 3 (cPG), en Marzo de 2016, en donde se alcanzan valores de $54,66 \mu\text{mol L}^{-1}$ y $99,40 \mu\text{mol L}^{-1}$, respectivamente. Para el resto de los meses analizados el máximo de éste

analito se obtuvo en la estación 5 (3a C). En promedio, para todo el período analizado, las concentraciones más altas de nitrito fueron detectadas en la estación 5 (3a C) y de nitratos en la estación 3 (cPG) (Figura V.i.4b, Tabla V.i.1).

El amonio presentó un máximo de $76,51 \mu\text{mol L}^{-1}$ en la estación 1(CLO) en Marzo de 2016; sin embargo, durante dicho mes, en el resto de las estaciones se detectaron valores de $1,48 \mu\text{mol L}^{-1}$ a $8,53 \mu\text{mol L}^{-1}$ (Figura V.i.4c). En Septiembre de 2015, la concentración de amonio fue muy variable presentando los valores más altos en la estación 3 (cPG) y 4(M), de $65,45 \mu\text{mol L}^{-1}$ y $60,42 \mu\text{mol L}^{-1}$, respectivamente. La menor concentración de amonio para este mes se detectó en la estación 6 (PC) y fue de $5,15 \mu\text{mol L}^{-1}$; en el resto de las estaciones se detectaron valores entre $16,03$ y $28,69 \mu\text{mol L}^{-1}$. Durante el mes de Junio de 2015 la concentración de amonio se mantuvo en valores elevados y estables, detectando el máximo de $71,65 \mu\text{mol L}^{-1}$ en la estación 5 (3^a C) y el mínimo de $56,34 \mu\text{mol L}^{-1}$ en la estación 4 (M) (Tabla V.i.1). En promedio, para todo el período analizado, las concentraciones más altas de amonio fueron detectadas en la estación 1 (CLO) (Tabla V.i.1).

En Junio y Septiembre de 2015, el amonio tendió a ser la especie predominante del nitrógeno inorgánico disuelto (DIN, por sus siglas en Inglés *Dissolved Inorganic Nitrogen*) tal como se ha encontrado en trabajos anteriores realizados en la zona interna del estuario de Bahía Blanca (Spetter, 2006; Spetter et al., 2008; Popovich et al., 2008, Spetter et al., 2013); sin embargo, en Diciembre de 2015 y Marzo de 2016 la especie predominante del DIN fue el nitrato, excepto para la estación 1 (CLO) que obtuvo su máximo de amonio en Marzo de 2016. El incremento en la concentración de nitratos ha sido detectada en el informe anterior (período 2014 – 2015) en el cual se alertaba sobre el incremento de la concentración de nitratos en algunas estaciones en particular.

El Fósforo Reactivo Soluble (FRS) presentó las concentraciones más altas en Marzo de 2016 alcanzando un máximo de $30,19 \mu\text{mol L}^{-1}$ en la estación

1(CLO) y de $12,59 \mu\text{mol L}^{-1}$ en la estación 5 (3a C) y el mínimo de $2,94 \mu\text{mol L}^{-1}$ en la estación 6 (PC) (Figura V.i.1.5a). Durante Junio y Septiembre de 2015, el máximo se observó también en la estación 5 (3a C) pero no superó los $4 \mu\text{mol L}^{-1}$. En el mes de Diciembre de 2015 se detectaron las concentraciones más bajas y estables de todo el período muestreado, en un rango desde $0,76 \mu\text{mol L}^{-1}$ en 6(PC) hasta $1,99 \mu\text{mol L}^{-1}$ en 1(CLO). En promedio, para todo el período analizado, las concentraciones más altas de FRS fueron detectadas en la estación 1 (CLO) (Tabla V.i.1).

En el caso de los silicatos disueltos (DSi), durante Marzo de 2016 se detectó un pico máximo de $163,61 \mu\text{mol L}^{-1}$ en la estación 3 (cPG) y un mínimo de $78,99 \mu\text{mol L}^{-1}$ en la estación 2(IW), mientras que el resto de las estaciones mantuvieron una concentración de entre 96 y $116 \mu\text{mol L}^{-1}$ (Figura V.i.5b). En Diciembre de 2015, se registró un máximo en la concentración de DSi de 115,58 en la estación 5 (3a C) y el mínimo de $22,34 \mu\text{mol L}^{-1}$ en la estación 2 (IW), el cual fue el valor más bajo obtenido para todo el período estudiado. En promedio, para todo el período analizado, las concentraciones más altas de silicatos disueltos fueron detectadas en la estación 5 (3a C) (Tabla V.i.1).

Del análisis estadístico realizado para estos analitos se concluye que no hubo diferencias significativas entre los sitios estudiados ($p > 0.05$).

Un incremento en la concentración de los nutrientes de N y P estimulan el crecimiento de los productores primarios (ej. las algas) y conducen a que se produzcan serios problemas de eutroficación en los ecosistemas acuáticos. El ingreso de nutrientes al sistema puede provenir de fuentes naturales o bien de fuentes relacionadas con las actividades humanas, las cuales producen un exceso de nutrientes en los ecosistemas producto de la alta densidad de población, el uso de fertilizantes en agricultura, la quema de combustibles fósiles y la descarga de desechos municipales e industriales. La óptima relación molar para consumo por parte del fitoplancton en un sistema acuático se considera como 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 mayores a 16 durante Junio de 2015 para todos los sitios analizados observando así un enriquecimiento de N por sobre el P; en Septiembre de 2015 este comportamiento se observó en los sitios 2 (IW), 3 (cPG), 4 (M); en Diciembre de 2015 solo en el sitio 5 (3a C) y en Marzo de 2016 en la estación 2(IW) y 3 (cPG). En el caso de la relación DSi:DIN, durante Junio de 2015 mantuvo valores menores o iguales a 1, lo cual demuestra nuevamente un enriquecimiento de N por sobre el Si; mientras que, en Diciembre de 2015 esta relación se mantuvo por encima de 1, alcanzando valores de hasta 10 en la estación 6 (PC), mostrando una predominancia del DSi por sobre el DIN. En Septiembre de 2015 y Marzo de 2016 se registraron valores mayores o iguales a 1, excepto en las estaciones 3(cPG) y 4 (M) que en Septiembre de 2015 presentaron valores menores que 1. Sin embargo, para todo el período analizado, el silicio nunca llegó a valores limitantes (Domingues et al., 2005).

Comparando este estuario con estudios realizados en otros estuarios del mundo (Bricker *et al.*, 1999) y de acuerdo al contenido de Clorofila *a*, DIN y FRS encontrados en este estudio podemos inferir a cerca del estado trófico del sistema; llegamos así a la conclusión que la zona interna del Estuario de Bahía Blanca, durante Junio 2015 – Marzo 2016 tuvo condiciones de un estuario *moderado a altamente eutrófico*.

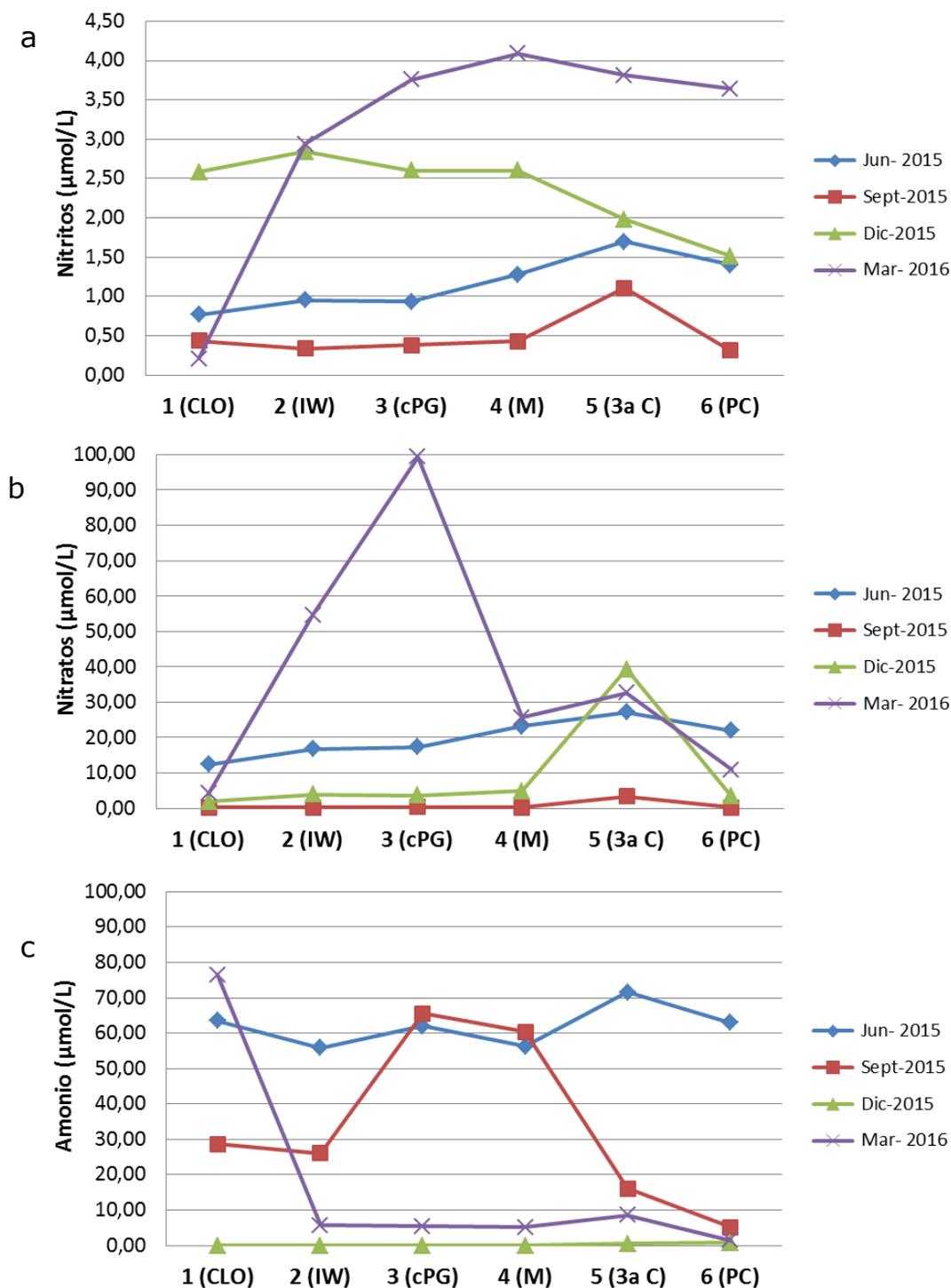


Figura V.i.4: Distribución de (a) Nitrito (NO_2^-), (b) Nitrato (NO_3^-) y (c) Amonio (NH_4^+) en seis estaciones de la zona interna del estuario de Bahía Blanca durante los meses Junio 2015, Septiembre 2015, Diciembre 2015 y Marzo 2016.

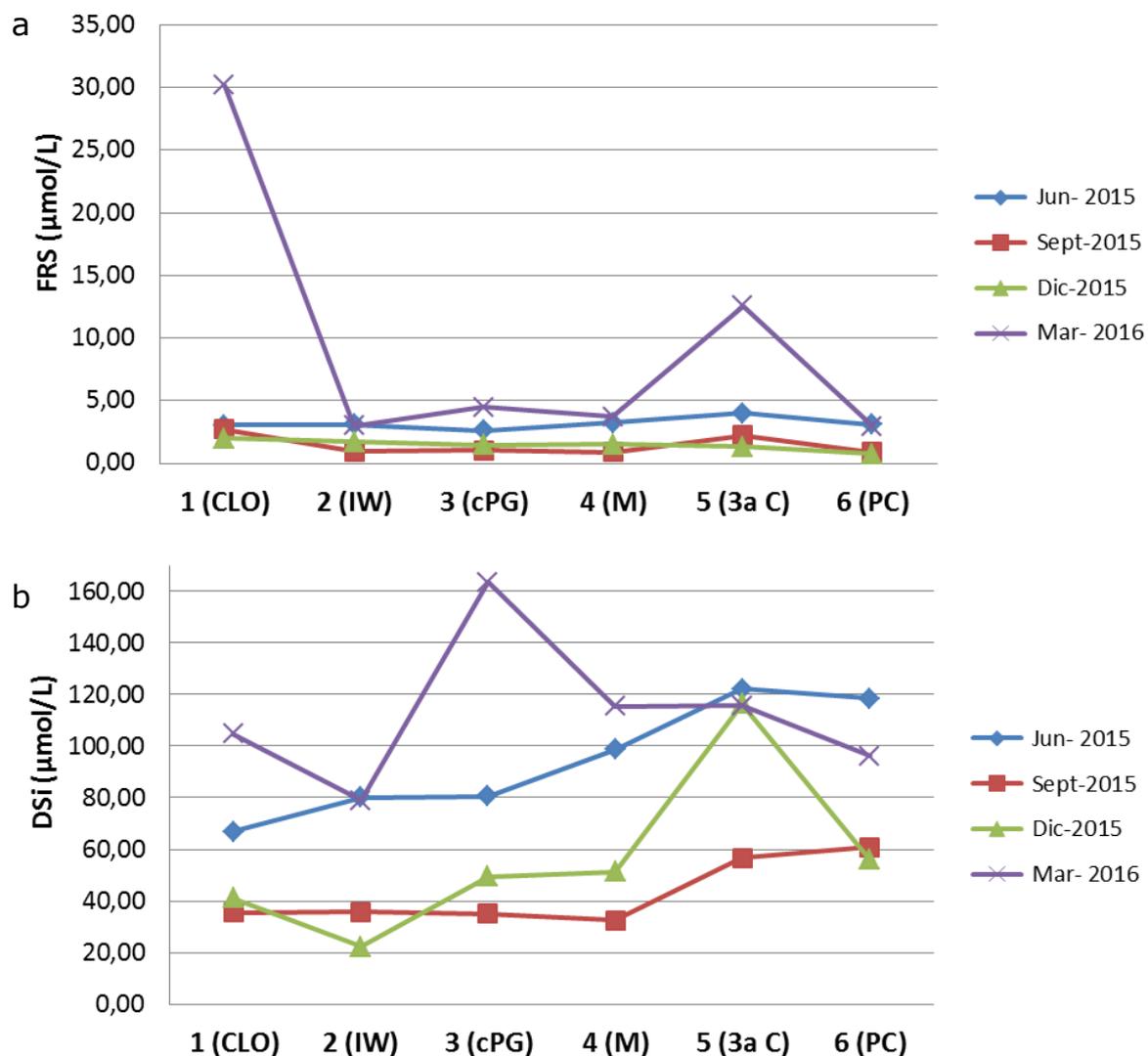


Figura V.i.5: Distribución de (a) Fósforo Reactivo Soluble como ortofosfatos (PO_4^{3-}) y (b) Silicatos Disueltos (DSi) en seis estaciones de la zona interna del estuario de Bahía Blanca durante los meses Junio 2015, Septiembre 2015, Diciembre 2015 y Marzo 2016.

Tabla V.i.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 Junio 2015 – Marzo 2016.

		CLO	IW	cPG	M	3 ^a C	PC
		1	2	3	4	5	6
pH	Media \pm DS	8,2 \pm 0,8	7,7 \pm 0,5	7,9 \pm 0,2	7,8 \pm 0,2	8,0 \pm 0,2	7,9 \pm 0,2
	Máx.	9,4	8,3	8,1	8,1	8,3	8,2
	Mín.	7,6	7,0	7,7	7,6	7,8	7,7
Salinidad (ups)	Media \pm DS	32,67 \pm 2,40	34,77 \pm 1,60	33,89 \pm 0,94	33,59 \pm 2,10	32,22 \pm 2,30	32,81 \pm 1,74
	Máx.	33,94	36,94	34,64	35,79	35,03	34,58
	Mín.	29,09	33,43	32,98	32,53	30,18	30,88
Temperatura (°C)	Media \pm DS	17,0 \pm 6,2	16,2 \pm 5,0	15,5 \pm 4,3	16,0 \pm 5,2	15,3 \pm 5,3	15,3 \pm 4,7
	Máx.	24,3	21,0	20,2	22,2	21,5	20,3
	Mín.	11,6	11,6	11,3	11,3	10,0	10,7
Turbidez (UNT)	Media \pm DS	76 \pm 44	47 \pm 18	144 \pm 57	102 \pm 78	112 \pm 89	82 \pm 49
	Máx.	104	68	190	160	215	120
	Mín.	25	34	80	13	50	27
OD (mg L ⁻¹)	Media \pm DS	8,96 \pm 2,21	9,62 \pm 2,28	9,68 \pm 2,09	9,64 \pm 2,08	9,82 \pm 2,50	9,26 \pm 1,16
	Máx.	10,85	11,62	11,80	11,41	12,14	9,93
	Mín.	6,53	7,14	7,63	7,34	7,18	7,92
MOP (mgC m ⁻³)	Media \pm DS	5664 \pm 3281	4860 \pm 2374	3864 \pm 2267	3649 \pm 945	3084 \pm 1433	3503 \pm 1404
	Máx.	8495	7292	6758	4836	5149	5242
	Mín.	1868	2486	1567	2745	1840	2303
Clorofila a (μ g L ⁻¹)	Media \pm DS	6,14 \pm 4,17	7,34 \pm 3,68	7,28 \pm 2,73	8,52 \pm 4,97	8,69 \pm 6,13	9,88 \pm 5,72
	Máx.	11,21	11,96	10,15	12,82	14,24	16,55
	Mín.	1,07	4,27	3,89	4,27	2,56	2,56
Nitrito (μ mol L ⁻¹)	Media \pm DS	1,00 \pm 1,08	1,77 \pm 1,32	1,92 \pm 1,55	2,10 \pm 1,60	2,15 \pm 1,16	1,71 \pm 1,39
	Máx.	2,59	2,94	3,76	4,09	3,81	3,64
	Mín.	0,21	0,34	0,38	0,43	1,11	0,31
Nitrato (μ mol L ⁻¹)	Media \pm DS	4,66 \pm 5,38	18,90 \pm 24,87	30,17 \pm 46,74	13,49 \pm 12,82	25,61 \pm 15,64	9,09 \pm 9,68
	Máx.	12,36	54,66	99,40	25,66	39,33	21,93
	Mín.	0,24	0,22	0,31	0,25	3,37	0,18
Amonio (μ mol L ⁻¹)	Media \pm DS	42,18 \pm 34,63	21,89 \pm 25,28	33,27 \pm 35,39	30,49 \pm 32,31	24,18 \pm 32,27	17,60 \pm 30,31
	Máx.	76,51	55,90	65,65	60,42	71,65	62,98
	Mín.	nd	nd	nd	nd	0,51	0,80
FRS (PO₄³⁻) (μ mol L ⁻¹)	Media \pm DS	9,49 \pm 13,81	2,18 \pm 1,05	2,40 \pm 1,55	2,34 \pm 1,36	5,03 \pm 5,16	1,92 \pm 1,27
	Máx.	30,19	2,99	4,50	3,73	12,59	2,94
	Mín.	1,99	0,92	1,04	0,88	1,34	0,76
DSi (μ mol L ⁻¹)	Media \pm DS	62,00 \pm 31,63	54,31 \pm 29,72	82,12 \pm 57,55	74,50 \pm 39,08	102,70 \pm 30,80	82,92 \pm 29,72
	Máx.	104,73	78,99	163,61	115,53	112,16	118,53
	Mín.	35,38	22,34	35,02	32,44	56,72	56,05

nd: no detectable

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS (SUB-SECCIÓN i)

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., C.G. Clement, D.E. Pirhalla, S.P. Orlando, and D.R.G. Farrow. 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.

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>

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. Z. Anal. Chem.*, 326: 354 – 357.

Grashoff, K. 1976. Filtration and Storage. In: *Methods of Seawater Analysis*, Verlag Chemie, Weinheim, New York: 21 – 24.

Grasshoff, K.; Erhardt, M.; Kremling, K. 1983. Methods of Seawater Analysis, 2nd Edition, Verlag-Chemie, Weinheim: 365 – 366.

Guinder, V.A., Popovich, C.A., Molinero, J.C., Marcovecchio, J.E. 2013. Phytoplankton summer bloom dynamics in the Bahía Blanca Estuary in relation to changing environmental conditions. *Continental Shelf Research*, 52: 150 – 158.

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.

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 Res.*, 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.

Pearson, T.H.; Rosenberg, R. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 16: 229 – 311.

Popovich, C.A.; Spetter, C.V.; Marcovecchio, J.E., and 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.

Redfield, A.C.; Ketchum, B.H., and 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.

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., and 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. and 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.

Technicon Autoanalyzer II®. 1973. Industrial Methods N° 186-72 W/B.

Treguer, P.; Le Corre, P. 1975a. 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.

Treguer, P.; Le Corre, P. 1975b. Analyse des sels nutritifs sur autoanalyzer II. Methods Richards et Kletsh (modifiée). Manuel D'Analyse des Sels Nutritifs dans L'Eau de Mer, Univ. Bretagne Occidentale, France, pp. 50 - 61.

Zeitzschel, B. 1978. Why study phytoplankton? En: Sournia, A. (Ed.), *Phytoplankton manual*, Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris. Unesco: 1 –5.

(ii) HIDROCARBUROS AROMÁTICOS POLICÍCLICOS

OBJETIVO y marco

La presente sección tiene como objetivo describir los niveles, distribución y frecuencia de Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (PAHs) en sedimentos y peces de la zona interna del Estuario de Bahía Blanca, en el período comprendido entre los meses de Junio de 2015 y Marzo de 2016. 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.

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) y evaporado bajo corriente de N₂ 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 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.

I. SEDIMENTOS

Se presentan a continuación los resultados de los análisis de las muestras obtenidas durante la totalidad del presente programa, a lo largo de la zona interna del estuario de Bahía Blanca.

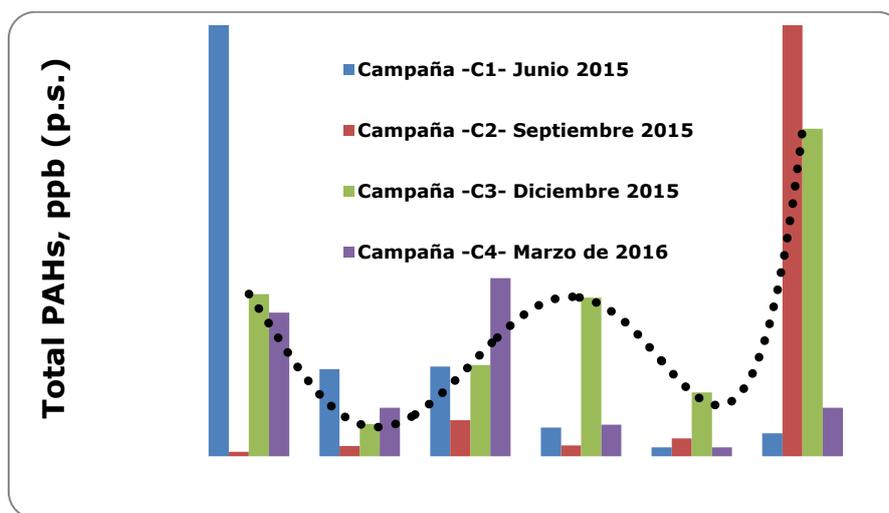


Figura V.ii.1: Concentración de Total PAHs para cada estación de muestreo a lo largo del período de muestreo. La línea punteada ajusta el patrón de distribución de acuerdo a las estaciones geográficas, observándose máximos para CLO, cPG y PC.

En todos los casos se hallaron concentraciones detectables de PAHs, la media de concentraciones para el área en estudio fue de 231.2 ppb (n=24, peso seco), con un mínimo de 29 ppb, p.s. (concentración media 3^aC) y un máximo de 628 ppb, p.s. (concentración media PC). Los compuestos registrados en mayor concentración fueron Fluoranteno, Fenantreno y Naftaleno y los más frecuentes: Naftaleno > Acenaftileno, 2-Me-Naftaleno, Acenafteno, Criseno. En las cuatro campañas de muestreo los máximos en orden cronológico se situaron en CLO, PC, PC y cPG, sugiriendo estos sitios como potenciales puntos de ingreso de PAHs. En términos cuantitativos, la concentración media de PAHs para el área de estudio fue ligeramente superior al muestreo inmediato anterior (2013-2014; 203 ppb); sin diferencias estadísticas significativas. Por otro lado, se mantuvo tanto el patrón de compuestos mayoritarios 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).

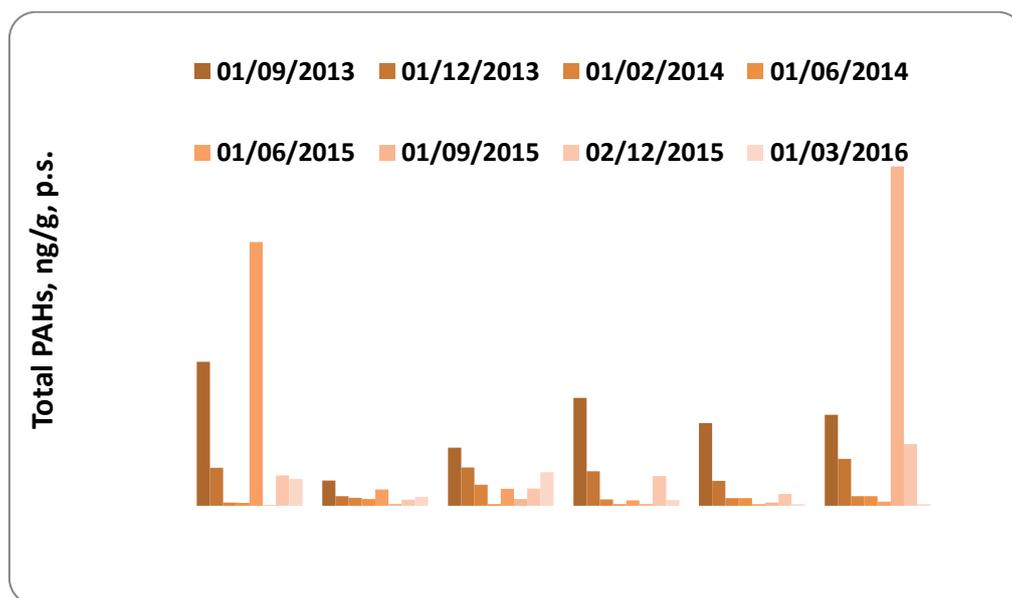


Figura V.ii.2: Distribución espacial de concentraciones medias de PAHs (sumatoria de congéneres analizados) desde el año 2013 al presente estudio.

Es de amplio consenso 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

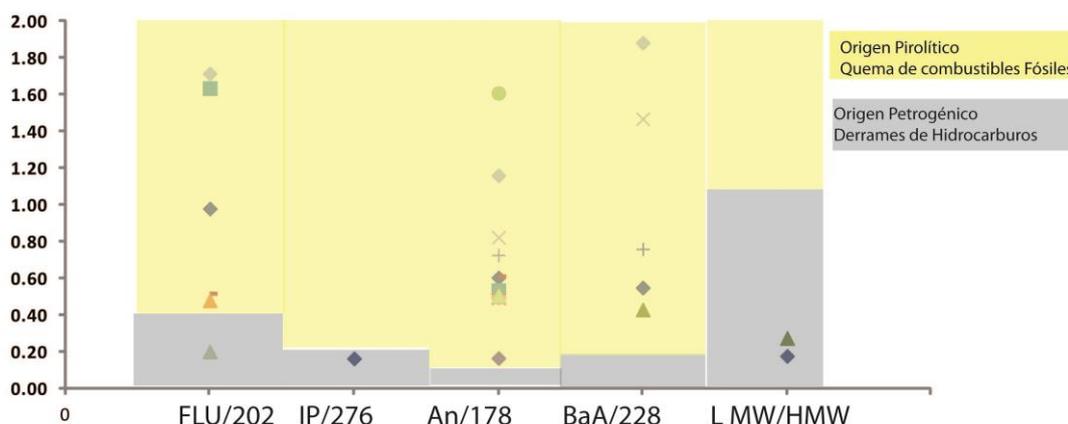


Figura V.ii.4: Puntuaciones obtenidas para cada índice diagnóstico aplicado para todas las muestras obtenidas del sistema en el período en estudio (FLU/202=Fluoranteno/(Flu+Pireno); IP/276=Indenopireno/(IP+BghiP); An/178=Antraceno/(An+Fenantreno); BaA/228=Benzo-a-antraceno/(BaA+Criseno); LMW/HMW=PAHs de bajo peso molecular/PAHs de alto peso molecular).

La citada figura se debe comprender en el contexto de la teoría de “índices moleculares para diagnóstico de fuentes” para PAHs. La misma puede leerse y ampliarse en Yunker et al., 2002; Arias et al., 2010. Brevemente, se evaluó la relación fluoranteno vs fluoranteno + pireno (Fl/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). Estos dos índices fueron suplementados mediante los índices Antraceno vs Antraceno + Fenantreno (An/178) y Benzo-a-antraceno vs Benzo-a-antraceno + Criseno (BaA/228). Por último, el índice de PAHs de bajo peso molecular/PAHs de alto peso molecular (LMW/HMW) también fue incluido en el análisis, previa eliminación estadística de los valores atípicos de la distribución. Los valores de referencia para estos índices según su origen se encuentran resumidos en la siguiente Tabla:

	Origen Pirolítico	Origen Petrogénico
FLU/202	>0,40	<0,40
IP/276	>0,20	<0,20
An/178	>0,10	<0,10
BaA/228	>0,35	<0,20
LMW/HMW	<1	>1

En este contexto la Figura I.4. ubica las puntuaciones de cada índice obtenido de cada muestra de sedimento a lo largo de todo el período analizado, en zonas amarillas/grises de acuerdo al probable origen de los compuestos registrados.

Niveles guía y Ecotoxicidad asociada en sedimentos

Los resultados mostraron que el 33% de las muestras de sedimentos excedió al menos un nivel de "rango de efectos bajos" correspondiente a compuestos individuales (ERL, Long et al., 1995). Los sitios que presentaron dichas excedencias son: PC (50%) > CLO (25%)> IW-M (12% c/u) (Figura I.5).

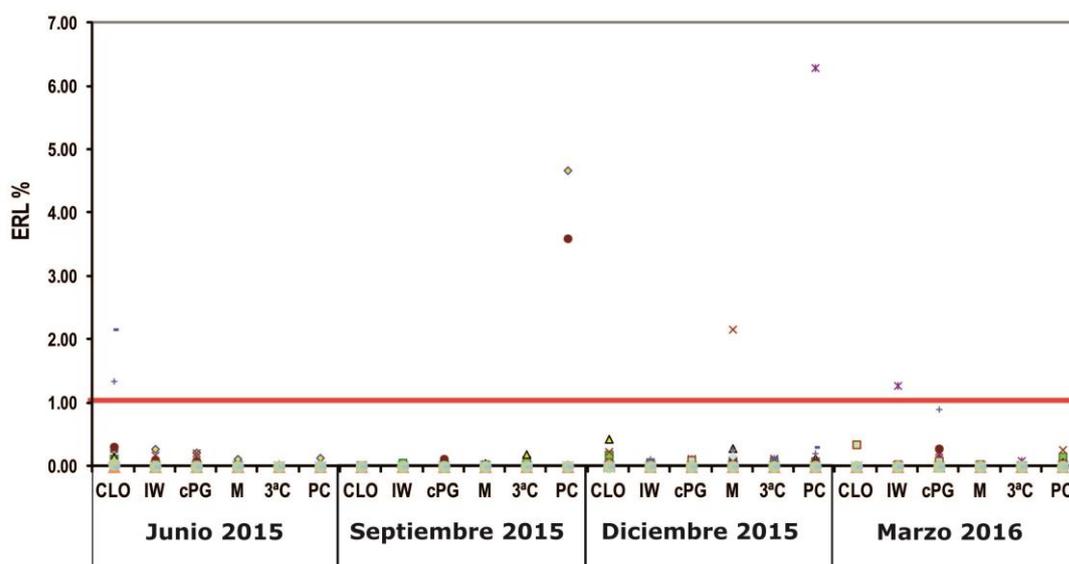


Figura V.ii.5: Excedencia de concentraciones individuales de PAHs en relación a los respectivos ERLs (Long et al., 1995) para sedimentos del estuario de Bahía Blanca.

Tomando esto en cuenta y de acuerdo a la definición del nivel guía utilizado, se predice la ocurrencia ocasional de efectos adversos sobre la flora y fauna bentónica asociada a estos sitios en los períodos citados. Por otro lado, en ningún caso se excedió el nivel ERL para la sumatoria de PAHs (ERL PAHs Totales= 4022 ng/g).

Conclusión

En concordancia con los datos de registro histórico, se demostró la existencia de un nivel dinámico de contaminación por PAHs, definido por niveles generales bajos a moderados, con casos puntuales de altos registros.

Se resalta la persistencia de mayores concentraciones de PAHs en sedimentos de CLO, cPG y PC, al igual que la serie de muestreo inmediata anterior (2013-2014) lo que sugiere la presencia de aportes crónicos en estos sitios.

El análisis de origen mediante el uso de índices moleculares determinó un predominio de deposiciones pirolíticas sobre las de origen petrogénico.

La calidad ecotoxicológica de los sedimentos se abordó utilizando el enfoque de niveles guía a partir de los cuales se concluyó que durante el período muestreado pudieron ocurrir efectos adversos ocasionales sobre la biota adyacente en el 33% de las muestras analizadas. Por otro lado para el 67% restante de las muestras analizadas no se previeron efectos adversos relacionados a la presencia de PAHs.

II. PECES

El presente apartado describe la distribución, frecuencia y concentración de Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (PAHs) en ejemplares de saraquita (*Ramnogaster arcuata*), pescadilla de red (*Cynoscion guatucupa*), corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) y gatuza (*Mustelus schmitti*) en dos sitios del estuario de Bahía Blanca, durante el período comprendido entre Junio de 2015 y Marzo de 2016. En la tabla V.ii.1 se muestra la distribución de peces analizados para PAHs en cada sitio de muestreo durante el programa.

Tabla V.ii.1: Número total de ejemplares analizados por mes y sitio de muestreo

Mes	Canal del Embudo	Puerto Galván
Junio/Agosto 2015	300	570
Septiembre 2015	423	284
Octubre/Noviembre 2015	79	86
Diciembre 2015	54	42
Febrero/Marzo 2016	337	449
TOTAL	1193	1431

Considerando todas las especies y tallas, la variable **Total PAHs** (sumatoria de las concentraciones de 17 compuestos analizados) evidenció un valor medio de 35.8 ppb (peso húmedo, n=60, SD= 51.5 ppb), variando entre el valor "no detectable" (<0.01 ppb; N.D.) y un máximo de 325.17 ppb. La distribución de esta variable fue de orden gaussiano, resultando altamente significativos los test de Normalidad aplicados (Kolmogorov-Smirnov & Lilliefors).

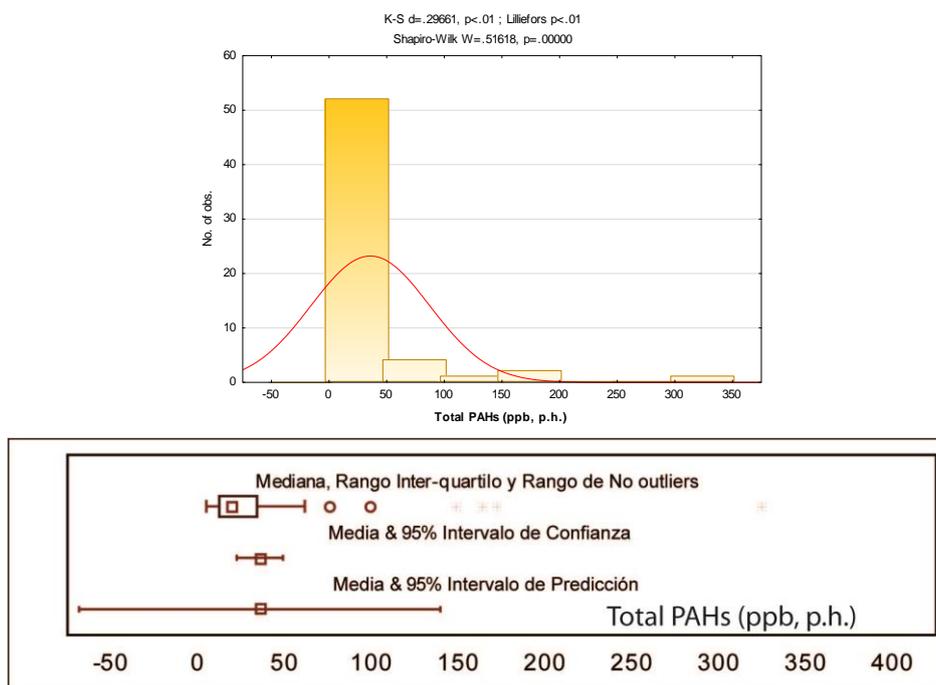


Figura V.ii.6: Distribución normal de la variable Total PAHs, media, mediana, extremos y outliers.

En términos de frecuencia, las especies analizadas evidenciaron mayoritariamente valores por debajo de las 100 ppb a excepción de la campaña efectuada en Junio de 2015, cuando se registraron preeminentemente valores por encima de la media y los máximos computados para cada especie. Esta información se ve plasmada en la Figura V.ii.7.

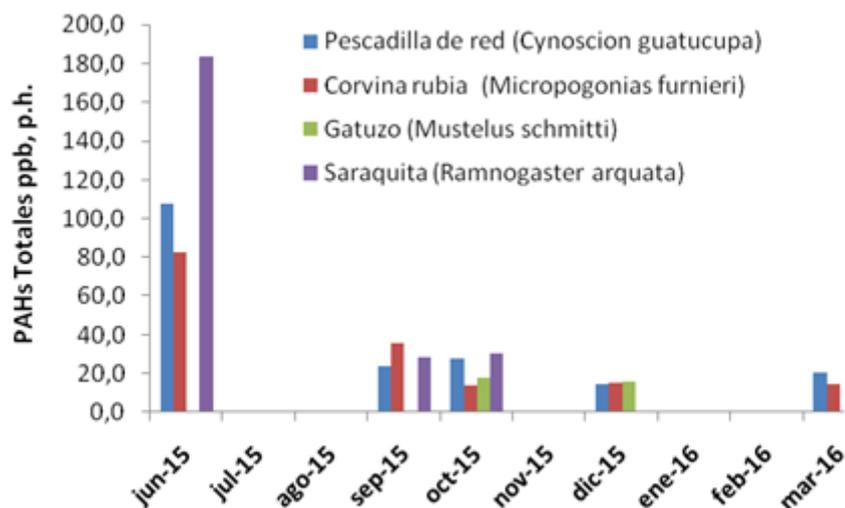


Figura V.ii.7: Concentración promedio de PAHs (17 compuestos) a lo largo del período de muestreo en las 4 especies objetivo, incluyendo todas sus fases madurativas.

La media aritmética general para cada especie se encuentra explicitada en la Tabla V.ii.2. El orden de especies con mayor carga de PAHs fue el siguiente: Saraquita > Corvina > Pescadilla > Gatuzo.

Tabla V.ii.2: Promedio general de concentraciones de PAHs por especie incluyendo todas las fases juveniles y sitios de muestreo.

Especie	Media de Total PAHs (ppb, p.h.)
corvina rubia (<i>Micropogonias furnieri</i>)	37.4
pescadilla de red (<i>Cynoscion guatucupa</i>)	27.3
saraquita (<i>Ramnogaster arcuata</i>)	49.6
gatuzo (<i>Mustelus schmitti</i>)	15.1
Media General	35.8

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 PG=35.2 ppb; media CE= 36.3 ppb). Sin embargo, analizando las especies aisladamente de acuerdo al sitio de muestreo se hallaron diferencias de concentración estadísticamente significativas ($p < 0.05$) para gatuzo,

pescadilla y saraquita. En el caso de gatuzo y saraquita, las concentraciones medias de las muestras obtenidas del Canal Embudo fueron estadísticamente mayores que las obtenidas en PG ($p=0.03$ y 0.02 respectivamente); para pescadilla se halló el patrón inverso, siendo mayores las concentraciones en PG ($p=0.01$; Figura V.ii.8).

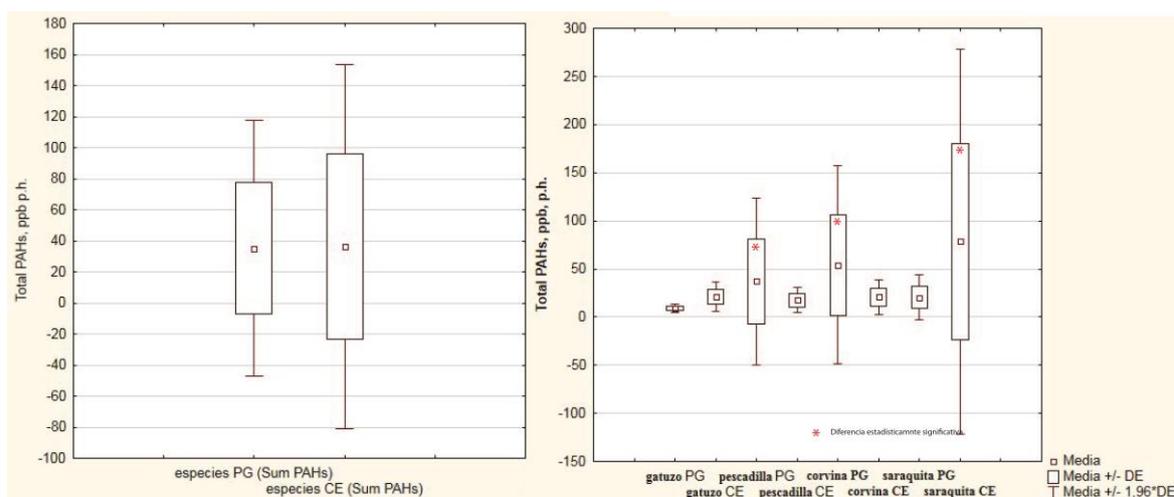


Figura V.ii.8: Medias de Total PAHs de acuerdo al sitio de muestreo y especie.

En comparación con los datos obtenidos del muestreo 2013-2014, la media general del presente estudio fue sensiblemente menor, continuando la tendencia de concentraciones decrecientes de PAHs hallada en 2014. Al igual que en el estudio anterior, para ciertas especies se hallaron diferencias significativas de concentraciones de PAHs de acuerdo al sitio de muestreo, siendo alternativamente preeminentes tanto PG como CE. Al constatarse este patrón por segunda vez, se sugiere la incorporación de muestreos de sedimentos en CE y sitios costeros proximales (Villa del Mar, Base Naval Puerto Belgrano Puerto Rosales).

Saraquita fue la especie más impactada por la presencia de PAHs, repitiendo el patrón hallado en el estudio anterior. Recordando que se trata de una especie que desarrolla todo su ciclo de vida en el sistema, 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 a las otras especies.

De acuerdo a la fase etárea de los ejemplares, con excepción de la especie gatuzo, las especies juveniles evidenciaron mayor acumulación de PAHs que las adultas. La concentración media de PAHs de acuerdo a la especie y fase etárea se encuentra ilustrada en las Figuras V.ii.9 a V.ii.12.

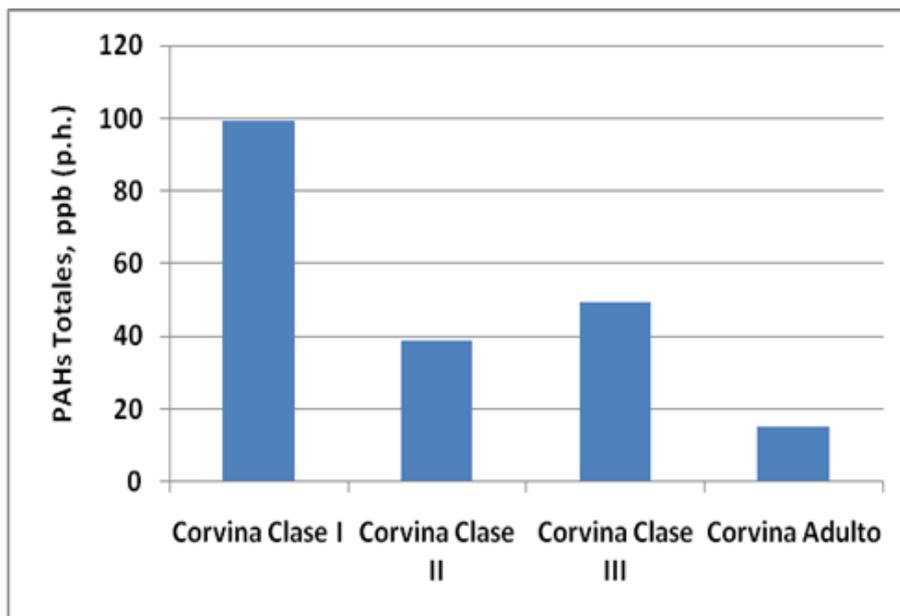


Figura V.ii.9: Concentración de Total PAHs de acuerdo a la fase etárea en Corvina Rubia (*Micropogonias furnieri*)

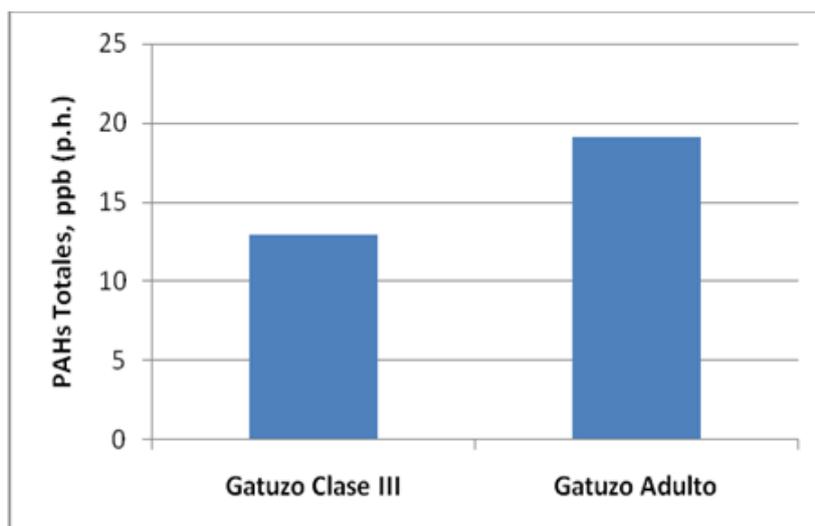


Figura V.ii.10: Concentración de Total PAHs de acuerdo a la fase etárea en Gatuzo (*Mustelus schmitti*).

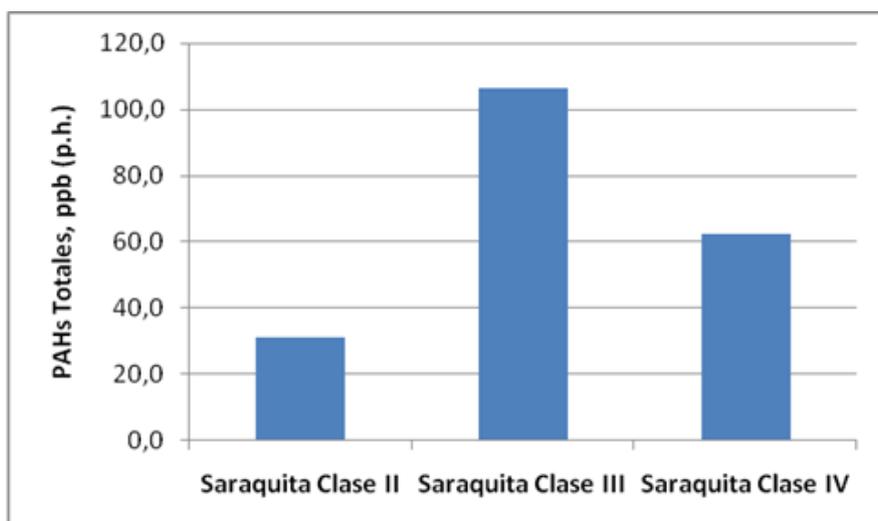


Figura V.ii.11: Concentración de Total PAHs de acuerdo a la fase etárea en Saraquita (*Ramnogaster arquata*).

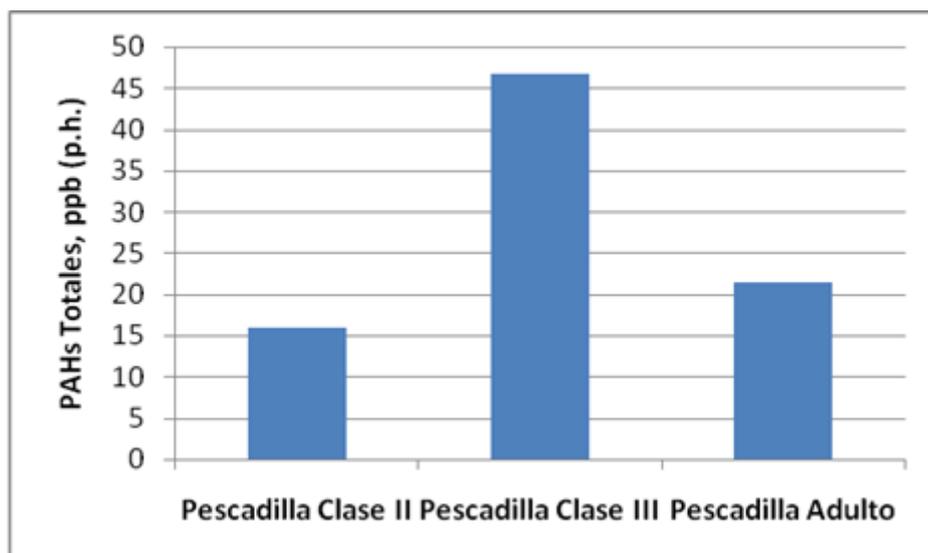


Figura V.ii.12: Concentración de Total PAHs de acuerdo a la fase etárea en Pescadilla de Red (*Cynoscion guatucupa*).

En términos generales, incluyendo todas las especies estudiadas, los juveniles acumularon más contenido de PAHs que los adultos (diferencia de medias con $p=0.106$; Figura **V.ii.13**), manteniendo el patrón observado durante el monitoreo anterior.

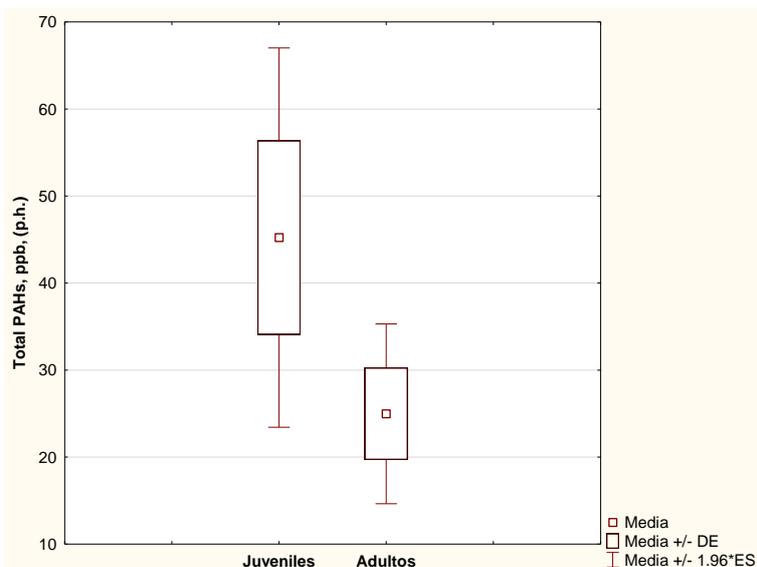


Figura V.ii.13: Concentración media de PAHs tisulares en juveniles y adultos de las especies estudiadas.

Por un lado, de acuerdo a su ciclo biológico, los juveniles de las especies estudiadas permanecen más tiempo en el área de estudio lo cual aumenta el tiempo de exposición a posibles contaminantes de alcance local y regional. Por el contrario, los individuos adultos poseen un régimen de ingreso, estadía y egreso del estuario que depende de varios factores, entre ellos, la disponibilidad y abundancia de alimento (Lopez Cazorla, 2004).

Por otro lado, algunos PAHs pueden ser metabolizados (al menos parcialmente) por sistemas detoxificadores superiores como el Citocromo P450/EROD presente en muchas especies de peces marinos. Dicho sistema alcanza su madurez en las etapas adultas del individuo, por lo tanto, esto podría explicar los mayores niveles de PAHs en juveniles vs. ejemplares adultos. Cabe indicar que la desaparición de la carga de PAHs no implica una detoxificación real; muchas veces los productos de detoxificación son mas tóxicos que los propios compuestos. De esta manera en especies adultas el análisis de impacto real debe estar acompañado de la estimación de posibles efectos biológicos, como son: inducción de enzimas Mono-oxigenasas (MFO, del inglés: mixed function oxigenase), linfocistis (hipertrofia celular), ulceraciones en la piel y aletas, efectos genéticos, reproductivos, de comportamiento y durante el desarrollo.

El mecanismo de acción de los PAHs, la sinergia entre los compuestos y sus múltiples efectos orgánicos hace improbable el poder establecer niveles estrictos 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 mas 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, 1ppm en peces 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 de 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 el 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 V.ii.3 (Nisbet and LaGoy, 1992).

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.

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

Tabla V.ii.3: Factores de carcinogenicidad equivalente de los principales PAHs

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

Al obtener el valor de BaPeq, es posible comparar con los valores de *screening* de BaPeq 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., calcula un valor de "screening" de BaPeq 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 750g 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.8 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 0.290 ppb (p.h.). La media de BaPeq para cada sitio y especie se encuentra detallada en la Tabla V.ii.4.

Tabla V.ii.4: BaPeq de acuerdo a la especie y sitio de muestreo

Mes	PG	CE
Corvina (<i>Micropogonias furnieri</i>)	1.403	0.260
Pescadilla de red (<i>Cynoscion guatucupa</i>)	0.149	0.053
Gatuzo (<i>Mustelus schmitti</i>)	0.036	0.053
Saraquita (<i>Ramnogaster arquata</i>)	0.069	0.344
TOTAL	0.414	0.178

El 95% de las muestras se hallaron dentro de los niveles de seguridad o *screening*. En cuanto a las tres excedencias registradas para dichos niveles (Figura V.ii.13), correspondieron a dos juveniles de corvina obtenidos de PG y un juvenil de saraquita obtenido de CE, todos incluidos en el muestreo de Junio de 2015. Los niveles de PAHs tisulares en dichos especímenes superaron ampliamente la media del estudio, registrando 99.3, 163.9 y 325.1 ppb, p.h. respectivamente.

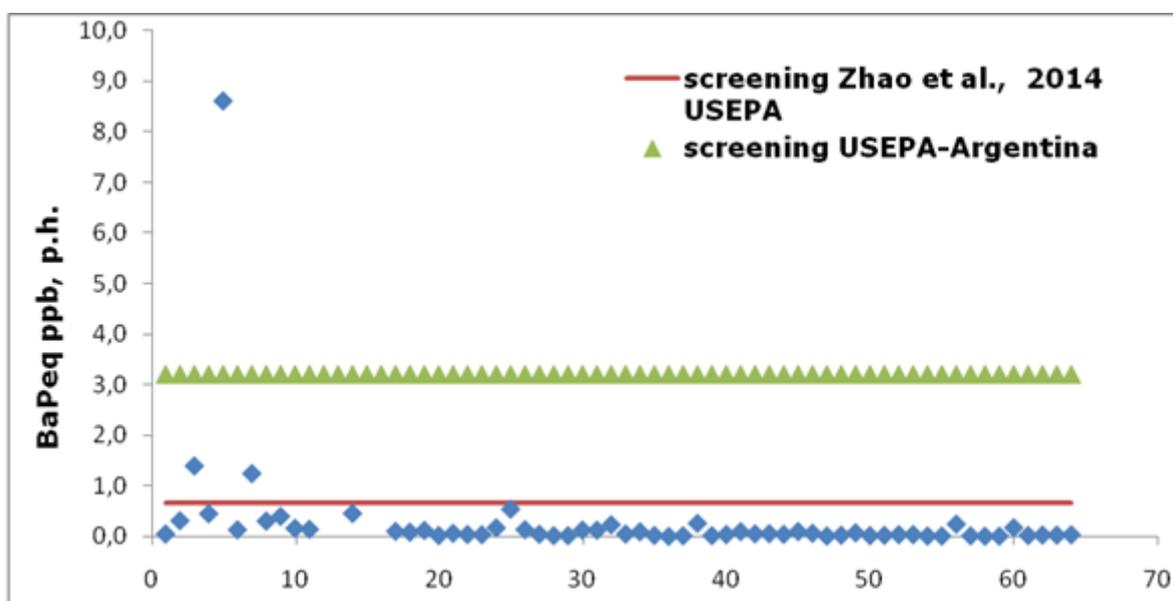


Figura V.ii.13: BaPeq de 60 muestras de peces en este estudio, indicando puntuaciones individuales y los diferentes valores de *screening* sugeridos.

Por lo tanto, en lo concerniente a la presencia de los 17 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.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS (SUB-SECCIÓN)

Arias, A. H., A. Vazquez-Botello, N. Tombesi, G. Ponce-Velez, H. Freije, and J. Marcovecchio. (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 end estuarine sediments. *Environmental Management* 19: 81-87.

Lopez 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. Guidance for Assessing Chemical Contaminant Data for Use in Fish Advisories. United States Environmental Protection Agency. EPA 823-B-00-008. November 2000.

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 (2014) 323-331.

COMPUESTOS ORGANOCOLORADOS

OBJETIVO

Describir los niveles, distribución y frecuencia de Compuestos Organoclorados (OCs) en sedimentos y peces de la zona interna del Estuario de Bahía Blanca, en el período comprendido entre los meses de Julio de 2015 y Junio de 2016.

MATERIALES Y METODOS

Análisis de OCs: Para el análisis de pesticidas organoclorados se siguieron los procedimientos del UNEP / IAEA (1982) y US EPA (1995, 1996, 2000.b). Las muestras de sedimento congeladas se secaron químicamente (Na_2SO_4) y alícuotas de aproximadamente 10 g fueron tratadas con acetona. Luego las muestras se extrajeron en Soxhlet con 250 ml de hexano-acetona durante 8 h. El extracto se concentra en un evaporador rotatorio (30°C , bajo vacío) a 10 ml y luego bajo flujo de nitrógeno a 1 ml. Posteriormente se realiza un clean-up en columna, lavando con hexano (fracción 1), hexano-éter etílico (9: 1) y hexano-éter etílico (8: 2) (fracción 2). Todos los reactivos químicos utilizados fueron de grado analítico y con alta pureza cromatográfica.

Ambas fracciones se concentraron en tubos graduados de centrífuga bajo corriente suave de N_2 y 1 ml de las alícuotas fueron inyectados para su análisis por cromatografía de gases (GC). Se utilizaron patrones de referencia de plaguicidas clorados (Aldrin; hexaclorociclohexano (HCH) - α , β , γ , δ -; DDTs-; 4, 4_174 -DDD; 4, 4_-DDE, 4,4_175 -DDT-; dieldrina; endosulfán I ; 176 endosulfán II; sulfato de endosulfán; endrina; endrina aldehído; epóxido de heptacloro; heptacloro 178 metoxicloro y mirex, comprado a Chem Service Inc. (EE.UU.), el método EPA 508, 508.1 y 508 A). La cantidad mínima detectable fue 1,10181 -12 g de γ -HCH y el límite medio de detección (LOD) fue 4,10182 -12. Un Hewlett-Packard 183 5890 GC con ECD 63Ni y HP-5 (30 m \times 184 0,25 mm, 0,25 m de espesor de película, 5% Fase methyl185 fenil-silicio) columna capilar se utilizó con helio

como gas portador y nitrógeno como gas auxiliar. Condiciones del GC fueron: temperatura del inyector 260°C; temperatura del detector 320°C; temperatura del horno 90°C; temperatura inicial 90°C; momento inicial de 2 min; rampa 1, 30°C min⁻¹; temperatura 1, 180°C; tiempo 1; rampa 2, 30°C min⁻¹; temperatura 2, 270°C; tiempo final 35 min; tiempo de purga 193,75 min; inyección *split-splitless*.

RESULTADOS DEL ANALISIS DE OCs

I. SEDIMENTOS

Se presentan a continuación los resultados de los análisis de las muestras obtenidas durante la totalidad del presente programa, a lo largo de la zona interna del estuario de Bahía Blanca.

Tabla V.ii.5.: concentración promedio (media \pm desvío estándar) de compuestos organoclorados en sedimentos superficiales del estuario de BB en el período de estudio (expresados como Σ OCs, en $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, en peso seco).

	CL O	IW	pCG	M	3 ^a C	PC
OCs ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, p.s.)	n.d.	n.d.	0.05 \pm 0.10	n.d.	0.05 \pm 0.12	n.d.

En la gran mayoría de los casos analizados (24 muestras de sedimentos superficiales del estuario) los valores de compuestos organoclorados (OCs) fueron nulos o inferiores al límite de detección del método analítico empleado, y en los escasos casos en los que fueron detectables (Tabla V.ii.5). En este sentido vale mencionar que se detectaron valores de 0.009 $\mu\text{g OCs}\cdot\text{g}^{-1}$ sedimento en la Est.#2 (IW) y de 0.05 $\mu\text{g OCs}\cdot\text{g}^{-1}$ sedimento en la Est.#3 (cPG) ambos en la Campaña II (Setiembre de 2015); de 0.15 μg

OCs.g⁻¹ sedimento en la Est.#3 (cPG) en la Campaña III (Diciembre de 2015); de 0.22 µg OCs.g⁻¹ sedimento en la Est.#5 (3^{ra}.C) en la Campaña III (Diciembre de 2015); y de 0.08 µg OCs.g⁻¹ sedimento en la Est.#4 (M) en la Campaña IV (marzo de 2016).

Esto permite sostener que no se ha producido acumulación de OCs en los sedimentos del estuario durante el período que se informa.

II. PECES

El presente apartado tiene como objetivo describir la distribución, frecuencia y concentración de Compuestos Organoclorados (OCs) en ejemplares de saraquita (*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 Junio de 2015 y Marzo de 2016. En la Tabla V.ii.1 se muestra la distribución de peces analizados para PAHs en cada sitio de muestreo durante en programa: 819 ejemplares de Canal del Embudo (CE) y 570 ejemplares de Puerto Galvan.

En la Tabla V.ii.6 se presentan los rangos de valores de OCs determinados en los ejemplares de las cuatro especies muestreadas en ambos sitios del estuario.

Tabla V.ii.6: Valores de Σ OCs ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, p.h.) en muestras de peces obtenidas en el período JUL/15 – JUN/16. n.d.: valores inferiores al límite de detección analítico del método empleado.

OCs ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, p.h.)	Saraquita (<i>Ramnogaster arcuata</i>)			
	Clase I (20 – 49 mm)	Clase II (50 – 79 mm)	Clase III (80 – 109 mm)	Clase IV (110 – 130)
P.G.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d. - 0.430
C.E.	n.d.	n.d.	n.d. - 0,070	n.d.
OCs ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, p.h.)	Corvina (<i>Micropogonias furnieri</i>)			
	Clase I (10 – 39 mm)	Clase II (40 – 69 mm)	Clase III (70 – 159 mm)	Adultos (> 350)
P.G.	n.d.	n.d.	n.d. - 0,018	n.d.
C.E.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
OCs ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, p.h.)	Pescadilla (<i>Cynoscion guatucupa</i>)			
	Clase I (20 – 49 mm)	Clase II (50 – 89 mm)	Clase III (90 – 129 mm)	Adultos (> 350)
P.G.	n.d.	n.d. - 0.020	n.d.	n.d. - 0,040
C.E.	n.d.	n.d. - 0.03	n.d. - 0.01	n.d. - 0.050
OCs ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, p.h.)	Gatuzo (<i>Mustelus schmitti</i>)			
	Clase I (300 – 349)	Clase II (350 – 399 mm)	Clase III (400 – 450)	Adultos (> 450)
P.G.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d. - 0.010
C.E.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.

Los valores de OCs determinados en los tejidos de las cuatro especies estudiadas durante este período demuestran que el nivel de OCs en el estuario es muy bajo, y prácticamente no hay acumulación de estos compuestos en los peces analizados. Por el mismo motivo no hay diferencias significativas entre ejemplares de ambos sitios muestreados.

En los casos en que los valores fueron detectables, siempre resultaron muy bajos y estuvieron muy lejos de los considerados críticos en ambientes de este tipo.

Los resultados obtenidos en el presente período de estudio permiten sostener que este estuario no recibe impactos críticos de compuestos organoclorados.

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS (SUB-SECCION)

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 end estuarine sediments. *Environmental Management* 19: 81-87.

Nisbet I.C.T. & Lagoy, P., K. 1992. Toxic Equivalency Factors (TEFs) for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs). *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 16: 290-300.

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.

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.

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 (2014) 323-331.

(iii) Estudio de METALES PESADOS

OBJETIVO

La presente sección tiene por objetivo describir las concentraciones y distribución temporal y espacial de **metales** en el **sedimento submareal** y **agua de columna** (fracción disuelta) en 6 estaciones de muestreo desde la zona media hasta la zona interna del estuario de Bahía Blanca (CLO, IW, cPG, M, 3^aC y PC). Las muestras fueron tomadas cada 3 meses en el periodo comprendido entre junio 2015 y mayo 2016. También fue objetivo de estudio los **metales** en **tejidos de 4 especies de peces**, y en cada una de ellas **4 clases** correspondientes a diferentes rangos de talla (según criterio explicado en el Capítulo II). Para cumplir con esto se analizaron los datos de 4 campañas en cada uno de los 2 sitios seleccionados (CE y PG).

MATERIALES Y METODOS

Obtención y procesamiento de las muestras

a) AGUA DE MAR: fueron colectadas en el periodo completo 48 muestras en botellas PET de 1,5 L de capacidad previamente acondicionadas con ácido nítrico diluido (0,7%) y enjuagadas 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 para ser preservadas se acidificó con ácido clorhídrico llevando el pH a 2. El correspondiente a las otras 24 botellas fue guardado en botellas de vidrio y conservadas con dicromato de potasio. Todas se mantuvieron 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: las 24 muestras para todo el periodo se obtuvieron con **rastra** de marco de acero y reservorio de lona plástica maniobrando un

guinche desde la popa de la embarcación "Buen Día Señor" del IADO. Cada sub-muestra fue cuidadosamente obtenida desde el centro de la rastra con cucharón de acero inoxidable acondicionado, colocada en doble bolsas plásticas y dispuestas en refrigeradores portátiles para su traslado al laboratorio. Durante el pre-procesamiento fueron mantenidas en cámara fría; el mismo consiste en la eliminación manual de clastos y material biológico, luego secadas a temperatura ambiente (a fin de no producir pérdida de mercurio) hasta peso constante. Seguidamente, homogeneizadas en mortero de porcelana, y luego guardadas en doble bolsas en desecadores y al resguardo de la luz. Los **Metales en la Fracción Total de Sedimento** determinados fueron Cd, Pb, Cr, Ni, Cu, Zn, Fe y Hg.

c) **PECES**: los ejemplares fueron capturados según la explicación detallada dada en el capítulo II. A bordo de la embarcación del IADO "Buen Día Señor" cada individuo fue identificado y clasificado en las diferentes tallas para cada especie según la longitud total medida. Cada clase de talle estuvo formada por la cantidad necesaria en peso para las posteriores determinaciones de metales. Los pools de individuos separados en bolsas se mantuvieron refrigerados hasta su traslado al laboratorio y posterior preservación en freezer. Luego de ser eviscerados cada ejemplar se obtuvieron las sub-muestras de músculo 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 pequeñísimos fragmentos y mezclados), guardadas en doble bolsas de plástico y mantenidas a -20°C hasta la determinación analítica. En el caso particular de la clase de talla más pequeña de la saraquita (*Ramnogaster arcuata*) se procedió (luego de eviscerar) a realizar una muestra homogénea del cuerpo completo previa eliminación de la cabeza y cola. Los **Metales en tejidos de 4 Especies Ictícolas** determinados fueron Cd, Pb, Cr, Ni, Cu, Zn, Fe y Hg.

Metodología analítica

Fueron empleadas las siguientes técnicas analíticas:

-Botté et al (2010), para la determinación de metales en sedimentos superficiales y tejidos de peces.

-De Marco et al. (2006) para la determinación de Hg en sedimentos superficiales y tejidos de peces.

-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: EAA (espectrofotómetro de absorción atómica) Perkin Elmer 2380 e ICP OES (plasma de acoplamiento inductivo con espectrómetro de emisión óptica) 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 $\alpha = 0,01$, 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 **µg/g**).
- 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 **µg/L**).

Calidad Analítica, Exactitud y Precisión

Para corroborar la calidad analítica de los datos se realizaron mediciones en material de referencia (Harina de Mejillón y Sedimento Marino Costero; ambos provistos por el National Institute for Environmental Studies -NIES- de Tsukuba, Japón), con porcentajes de recuperación entre 88% y 112%. La precisión y exactitud fueron evaluadas analizando las muestras por duplicado con un RSD inferior al 6 % alcanzando en algunos metales y

particularmente en los peces valores de hasta un 20% (debido a la variabilidad intrínseca propia que tienen las muestras biológicas).

RESULTADOS y DISCUSIÓN

a) METALES DISUELTOS

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.

Con el fin de poder comparar los posibles impactos peligrosos, los niveles de metales disueltos en el agua se compararon 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.iii.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.iii.2).

Tabla V.iii.1. Se presentan los valores establecidos como guía de referencia para metales disueltos en agua de mar, las concentraciones naturales y los niveles background. (Tomado de Vicente-Martorell et al., 2009). Todas las concentraciones en $\mu\text{g/L}$.

Parámetro	¹ CMC	¹ CCC	² Nivel Background	³ 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		

Tabla V.iii.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
Hg (total)	0,1	
Pb	10	

		Medio Ambiente, 1991.
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	

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 2015-2016 se presentan en las Figuras V.iii.1a a la V.iii.8a. La comparación con los resultados del informe inmediato anterior (2014) y con los valores medios correspondiente a los periodos de estudio informados entre 2003 y 2012, se muestran en las Figuras V.iii.1b a la V.iii.8b. Las concentraciones medias de cada metal \pm el desvío estándar y sus correspondientes rangos, para cada sitio de muestreo se presentan en las Tablas V.iii.3 a la V.iii.10.

CADMIO DISUELTO (Cd_{Dis})

El *Cadmio* disuelto estuvo por debajo del LDM en la campaña de diciembre del 2015 en todos los puntos y en la campaña de septiembre 2015 en casi todos los sitios excepto en 3°C. En las campañas de junio 2015 y marzo 2016 se observa entre ambas una distribución espacial opuesta, alcanzando en general valores más altos en la primera particularmente hacia los extremos del área evaluada en el estuario. Las concentraciones en estas dos fechas son ligeramente superiores a aquellas correspondientes a monitoreos anteriores (informes 2003 a 2012), aunque son inferiores a los máximos determinados durante el periodo 2013-2014. Sin embargo debe

marcarse la única concentración superior a todo lo histórico y que corresponde al sitio de muestreo CLO.

Las concentraciones de Cd nunca fueron superiores a las concentraciones crónicas y agudas críticas, aunque si superiores a los niveles background (según la US EPA). Ninguna de las concentraciones fue superior a la estipulada 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. Sumado a ello los valores de Cd_{Dis} son menores a los determinados en el monitoreo anterior (excepto en CLO). Sin embargo, todos siguen siendo más altos que los valores medios correspondientes al periodo 2003-2012.

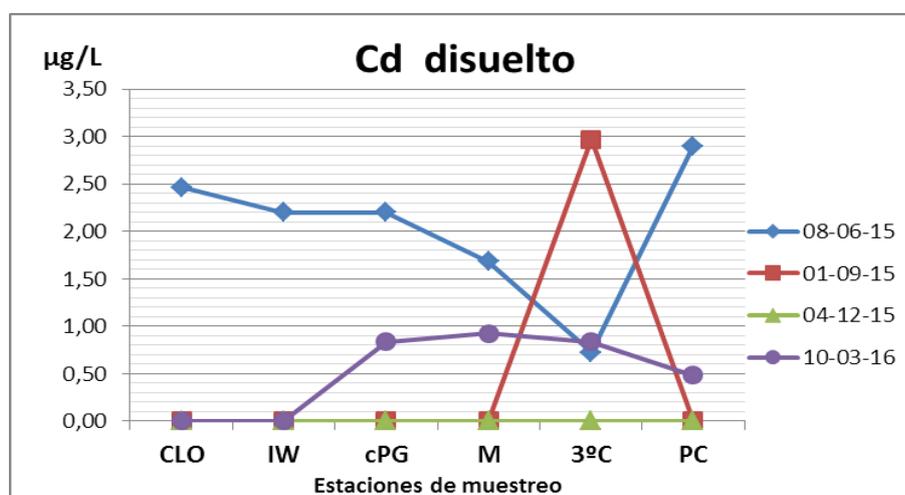


Figura V.iii.1a: Distribución de Cd_{Dis} entre sitios para cada campaña.

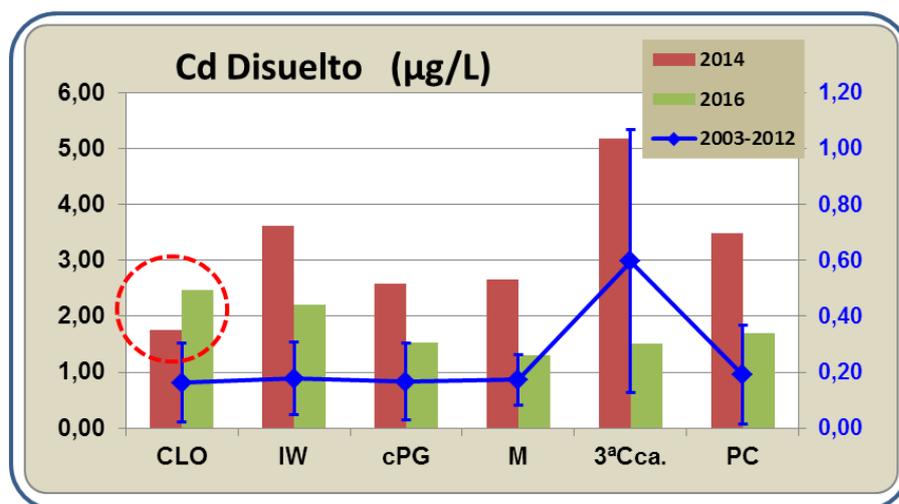


Figura V.iii.1b: Concentración de Cd_{Dis} respecto al informe 2014 y la media de los informes 2003-2012.

Tabla V.iii.3: Concentración media de $Cd_{Dis} \pm$ desvío estándar en las cuatro campañas y en cada sitio de muestreo (periodo 2015-2016).

Cd	CM \pm DE	Rango
CLO	Detectable en 1 sola camp. (=2,46)	
IW	Detectable en 1 sola camp. (=2,20)	
cPG	1,52 \pm 0,965 (n=2)	(n.d. - 2,20)
M	1,30 \pm 0,534 (n=2)	(n.d. - 1,68)
3°C	1,51 \pm 1,265 (n=3)	(n.d - 2,97)
PC	1,69 \pm 1,708 (n=2)	(n.d. - 2,90)

PLOMO DISUELTO (Pb_{Dis})

El Plomo disuelto no mostró una tendencia espacial clara en cada campaña realizada, con fluctuaciones para cada sitio. Sin embargo, en términos de valores medios los más altos se obtuvieron en IW y PC. Las concentraciones en PC en el año de muestreo fluctuaron entre menores al LDM y un máximo de 8,99 $\mu\text{g/L}$. También se observaron picos en M e IW en diferentes momentos y con máximos de 7,52 y 7,09 $\mu\text{g/L}$ respectivamente. Este último valor es el único superior al de exposición crónica-CCC (NOAA), aunque todos son superiores a aquellos considerados como valores

background o natural. Además debe mencionarse que fueron inferiores al valor de exposición crítica aguda (NOAA-EPA). Cuando se compara con el valor recomendado por el Reglamentario 831/93 de la Ley Nacional 24.051 (10 µg/L) (aguas saladas superficiales) todos fueron menores a aquel.

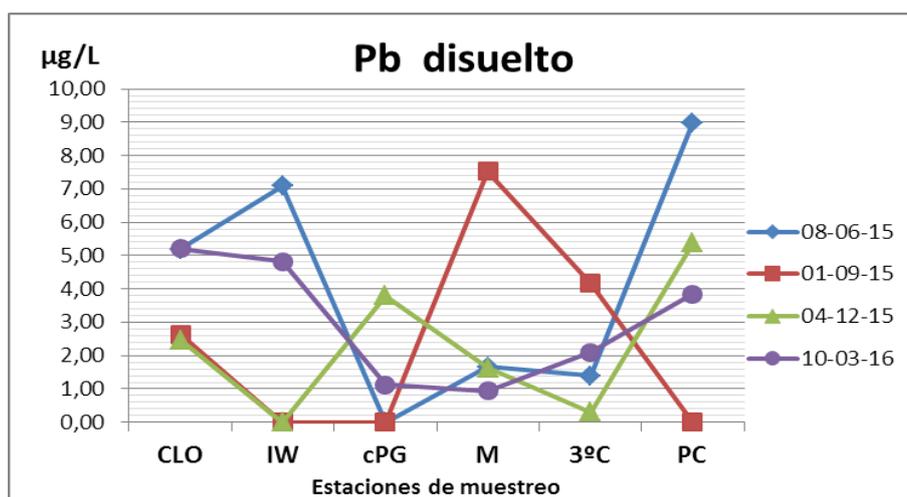


Figura V.iii.2a: Distribución de Pb_{Dis} (µg/L) entre sitios para cada campaña.

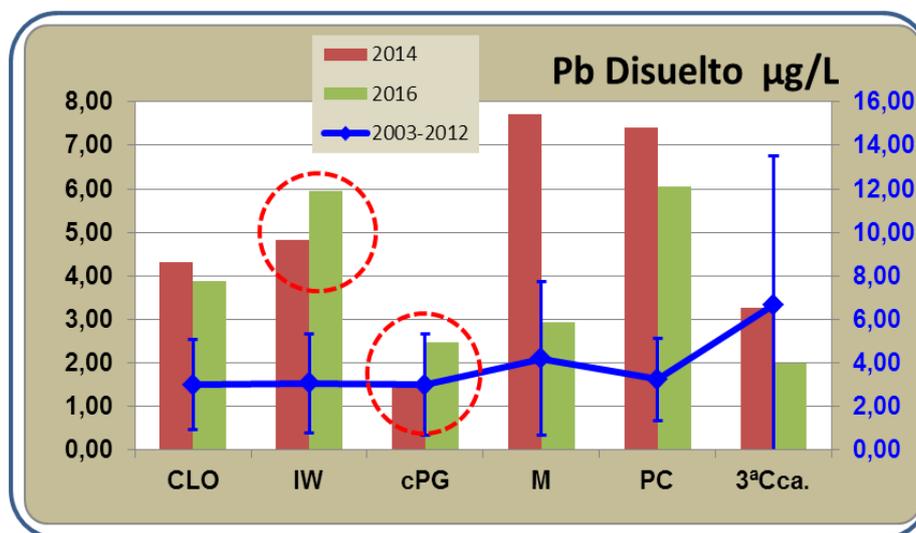


Figura V.iii.2b: Concentración de Pb_{Dis} respecto al informe 2014 y la media de los informes 2003-2012.

Los valores de Pb_{Dis} son menores a los determinados en el monitoreo anterior, con excepción de IW y cPG, y son superiores a las concentraciones medias para cada sitio obtenidas a partir de los informes 2003 a 2012, con una tendencia diferente en la 3^aCca ya que muestra una disminución en los dos últimos monitoreos respecto a los estudios históricos.

Tabla V.iii.4: Concentración media de Pb_{Dis} ($\mu\text{g/L}$) \pm desvío estándar en las cuatro campañas y en cada sitio de muestreo (periodo 2015-2016).

Pb	CM \pm DE	Rango
CLO	3,88 \pm 1,527	(2,47 - 5,20)
IW	5,95 \pm 1,608 (n=2)	(n.d. - 7,09)
cPG	2,47 \pm 1,888 (n=2)	(n.d. - 3,80)
M	2,94 \pm 3,975	(0,94 - 7,52)
3°C	1,99 \pm 1,629	(0,30 - 4,17)
PC	6,07 \pm 2,641 (n=3)	(n.d - 8,99)

COBRE DISUELTO (Cu_{Dis})

Las concentraciones de *Cobre* disuelto mostraron cierta homogeneidad entre sitios y entre campañas con valores desde 1,30 a 9,67 $\mu\text{g/L}$ (este último en cPG). Se observó un pico de 9,42 $\mu\text{g/L}$ en PC durante el muestreo de marzo 2016, y valores un poco más elevados entre los sitios cPG y PC en la campaña diciembre 2015. Las concentraciones siempre estuvieron por encima del LDM. De los 24 datos obtenidos 6 de ellos fueron superiores a la concentración crítica aguda y 16 de ellos fueron superiores al valor de exposición crónica. Puede observarse que en 7 de las 24 concentraciones obtenidas y en los sitios más internos fueron superiores a 4 $\mu\text{g/L}$ correspondiente 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.

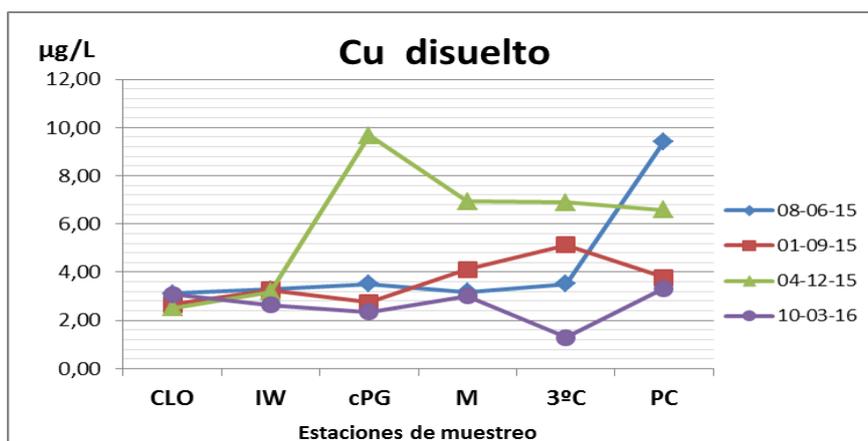


Figura V.iii.3a: Distribución de Cu_{Dis} entre sitios para cada campaña.

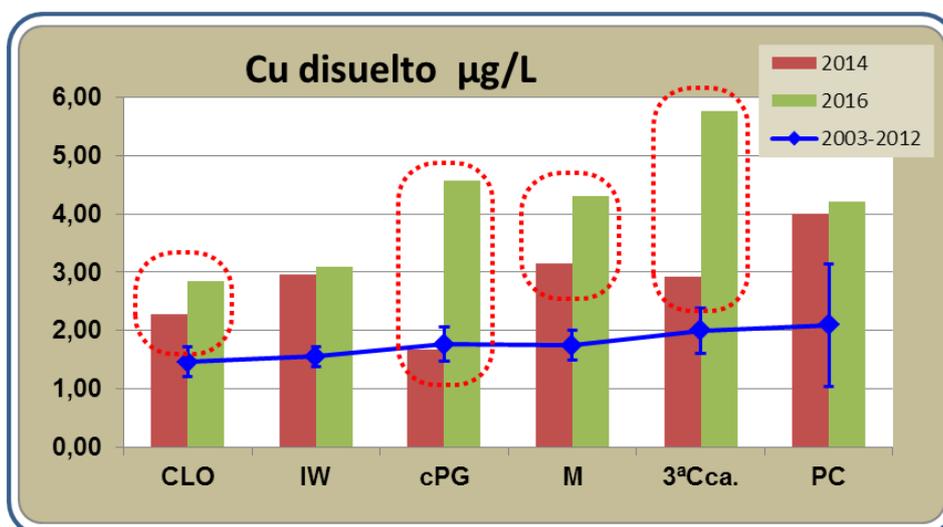


Figura V.iii.3b: Concentración de Cu_{Dis} respecto al informe 2014 y la media de los informes 2003-2012.

Los valores de Cu_{Dis} ($\mu\text{g/L}$) fueron en promedio para todos los sitios no solo superiores a las concentraciones determinadas en monitoreos entre 2003 y 2012 sino también respecto al monitoreo previo (informe 2014). Deben destacarse los sitios cPG y 3ªCca como los que muestran los mayores incrementos.

Tabla V.iii.5: Concentración media de Cu_{Dis} ($\mu\text{g/L}$) \pm desvío estándar en las cuatro campañas y en cada sitio de muestreo (periodo 2015-2016).

Cu	CM \pm DE	Rango
CLO	2,84 \pm 0,298	(2,52 - 3,12)
IW	3,10 \pm 0,302	(2,65 - 3,28)
cPG	4,57 \pm 3,434	(2,34 - 9,67)
M	4,31 \pm 1,820	(3,02 - 6,94)
3°C	4,21 \pm 2,377	(1,30 - 6,88)
PC	5,77 \pm 2,822	(3,32 - 9,42)

ZINC DISUELTO (Zn_{Dis})

Las concentraciones de Zinc disuelto para el presente periodo evaluado estuvieron siempre por debajo del LDM, con un solo valor detectado igual a 69,56 $\mu\text{g/L}$ en la campaña junio 2015 y en el sitio PC. Este único valor detectado es superior no solo a lo informado en el monitoreo previo sino también superior a todos los valores obtenidos en los monitoreos realizados entre 2002 y 2011. A pesar de que no supera 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 es muy superior al nivel guía (0,2 $\mu\text{g/L}$) dado por el Decreto Reglamentario 831/93 de la Ley 24.051 (basado en un documento de la EPA).

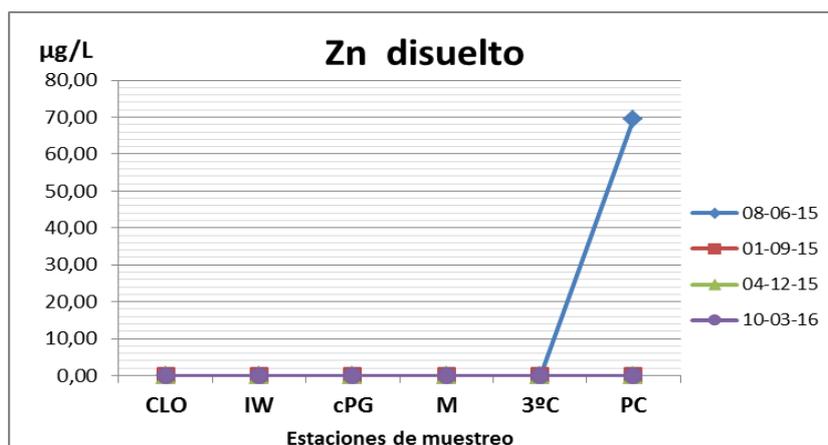


Figura V.iii.4a: Distribución de Zn_{Dis} entre sitios para cada campaña.

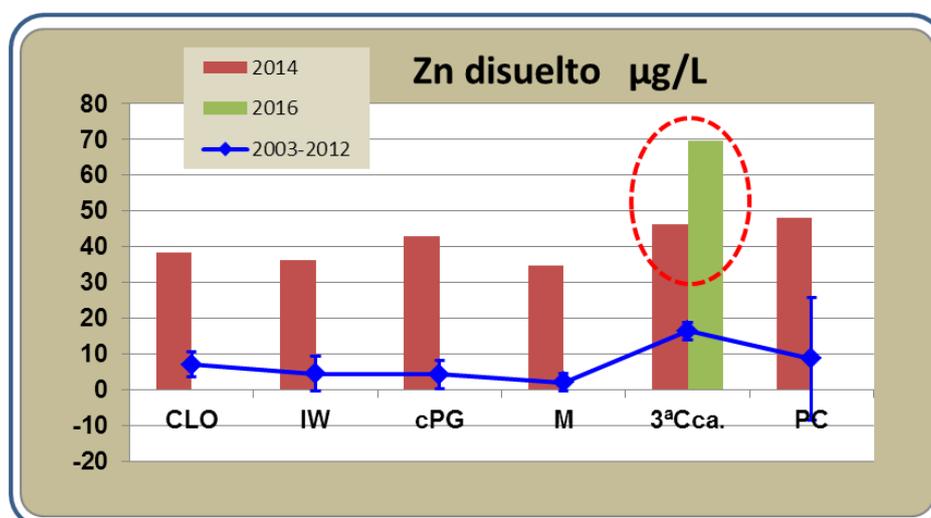


Figura V.iii.4b: Concentración de Zn_{Dis} respecto al informe 2014 y la media de los informes 2003-2012.

Tabla V.iii.6. Concentración media de Zn_{Dis} ($\mu\text{g/L}$) \pm desvío estándar en las cuatro campañas y en cada sitio de muestreo (periodo 2015-2016).

Zn	CM \pm DE	Rango
CLO	todos n.d.	
IW	todos n.d.	
cPG	todos n.d.	
M	todos n.d.	
3°C	todos n.d.	
PC	69,58	(1 solo valor)

CROMO DISUELTO (Cr_{Dis})

Las concentraciones de *Cromo* disuelto variaron tanto entre estaciones como entre campañas, según el siguiente detalle: aunque la diferencia fue más evidente en las campañas de junio y diciembre 2015 los sitios más internos del estuario (M, 3°Cca y PC) fueron los que presentaron mayores concentraciones. Considerando todo el periodo de muestreo los valores estuvieron entre menores al LDM y un máximo de 32,17 $\mu\text{g/L}$. Debe destacarse que en el sitio CLO fue a pesar de mostrar concentraciones más bajas el único que en ninguna de las 4 campañas se obtuvieron valores "no detectables" (nd).

La NOAA-EPA no ha establecido aún las concentraciones críticas agudas y crónicas para este metal. Por otra parte, de acuerdo al valor máximo que la EPA-Federal Register-1980 considera para el Cr(VI) de 18 $\mu\text{g/L}$ y en la cual se basa el Decreto Reglamentario 831/93 de la Ley 24.051, las concentraciones obtenidas en el presente estudio fueron todas mayores a aquel valor. Si consideramos que la mayor parte del Cr está normalmente en el agua de mar como cromo hexavalente, debería mantenerse una evaluación continua de este metal en el estuario.

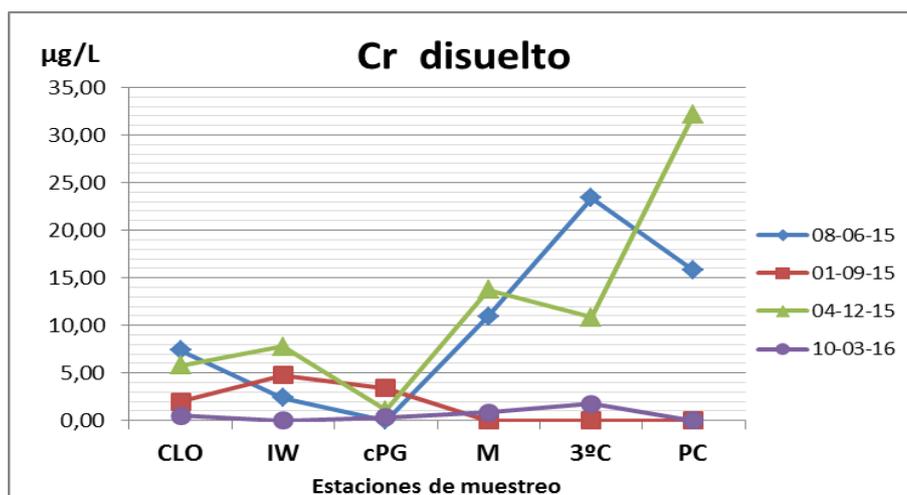


Figura V.iii.5a: Distribución de Cr_{Dis} entre sitios para cada campaña.

El Cr_{Dis} ($\mu\text{g/L}$) mostró un aumento respecto a programas de monitoreo previos (2003 a 2012), particularmente en M, 3^aCca y PC, presentando en este último sitio una concentración aún mayor que la registrada en el monitoreo 2013-2014 (de 16,34 a 23,97 $\mu\text{g/L}$). Estas concentraciones estarían indicando fuentes constantes de cromo hacia el sistema, existiendo la posibilidad de que sean los líquidos cloacales y el aporte de arroyos con la carga de fertilizantes fosfatos usados en zonas agrícolas cercanas al estuario.

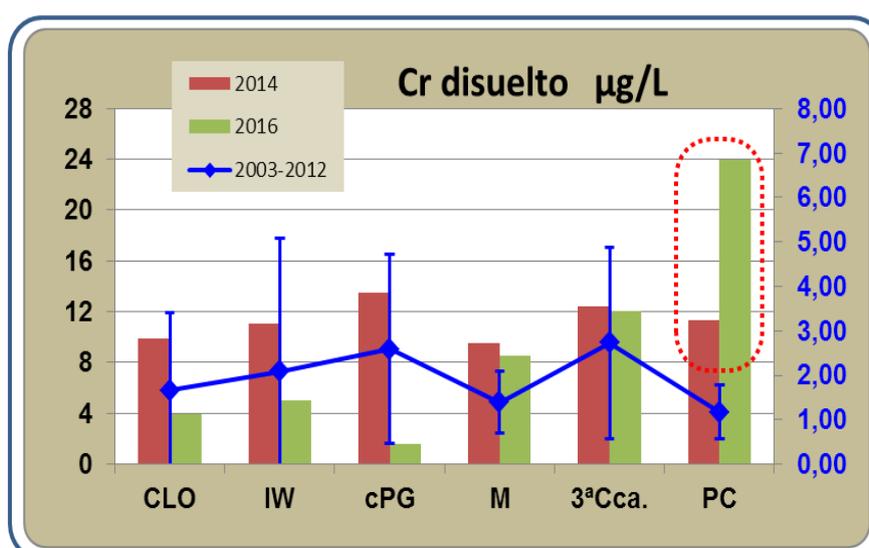


Figura V.iii.5b: Concentración de Cr_{Dis} respecto al informe 2014 y la media de los informes 2003-2012.

Tabla V.iii.7: Concentración media de Cr_{Dis} ($\mu\text{g/L}$) \pm desvío estándar en las cuatro campañas y en cada sitio de muestreo (periodo 2015-2016).

Cr	CM \pm DE	Rango
CLO	10,4 \pm 5,26	(4,1 - 15,4)
IW	9,9 \pm 0,62	(9,2 - 10,4)
cPG	30,1 \pm 17,62	(n.d. - 48,6)
M	14,8 \pm 12,92	(n.d. - 23,9)
3°C	21,1 \pm 12,81	(7,8 - 35,0)
PC	16,3 \pm 15,35	(n.d. - 27,2)

NIQUEL DISUELTO (Ni_{Dis})

El análisis de *Níquel* disuelto dio como resultados valores por debajo del LDM en todas las campañas realizadas y en todos los sitios de muestreo evaluados. Una tendencia semejante a la del monitoreo del periodo previo al presente. Como fuera mencionado oportunamente su disminución a valores no detectables indicarían una disminución en los aportes al sistema o bien que este pasa rápidamente a quedar adsorbido a partículas o incorporado por la biota.

HIERRO DISUELTO (Fe_{Dis})

El *Hierro* disuelto presentó una distribución heterogénea tanto entre estaciones de muestreo como entre las cuatro campañas realizadas (con excepción de la campaña junio 2015). Todas las concentraciones fueron inferiores a los 18,8 $\mu\text{g/L}$, valor máximo detectado en el sitio CLO durante la campaña de septiembre 2015. Esta concentración es inferior a los valores de exposición crónica y aguda señalado por NOAA. Vale resaltar que en los sitios 3°C y M los valores siempre fueron superiores a los LDM para todo el periodo de monitoreo.

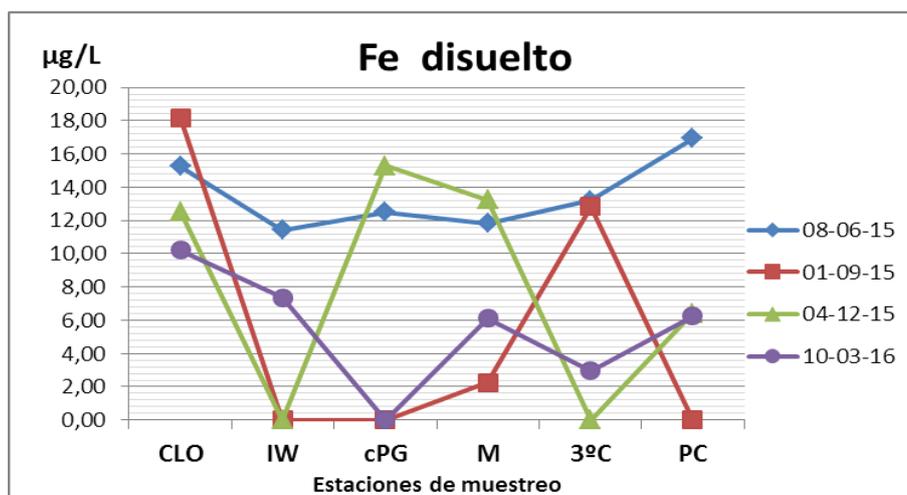


Figura V.iii.6a: Distribución de Fe_{Dis} entre sitios para cada campaña.

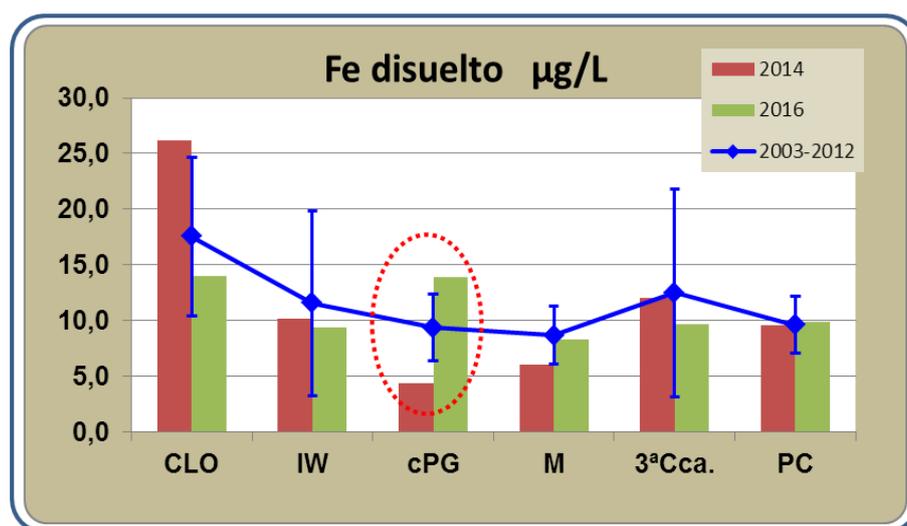


Figura V.iii.6b: Concentración de Cr_{Dis} respecto al informe 2014 y la media de los informes 2003-2012.

Tabla V.iii.8. Concentración media de Fe_{Dis} (µg/L) ± desvío estándar en las cuatro campañas y en cada sitio de muestreo (periodo 2015-2016).

Fe	CM ± DE	Rango
CLO	26,2 ± 31,18	(n.d. - 62,0)
IW	10,2 ± 8,05	(n.d. - 15,4)
cPG	4,4 ± 4,19	(n.d. - 7,3)
M	6,0 ± 4,09	(0,4 - 9,5)
3°C	12,0 ± 8,99	(2,5 - 24,2)
PC	9,6 ± 6,25	(n.d. - 16,7)

MERCURIO DISUELTO (Hg_{Dis})

El *Mercurio disuelto* en el agua de mar del estuario presentó una distribución variable entre sitios de muestreo y una variabilidad reducida entre campañas. Se detectó un pico de concentración en cPG en la campaña diciembre 2015. Los valores fluctuaron entre no detectables y máximos próximos o levemente superiores a 1 µg/L. Comparando con los valores de NOAA se obtuvieron 6 valores superiores al valor crítico de exposición crónica (CCC) de 0,94 ppb, aunque supera el valor crítico de exposición aguda solo el correspondiente a cPG con 1,98 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 ppb), todas las concentraciones mayores al LDM fueron superiores.

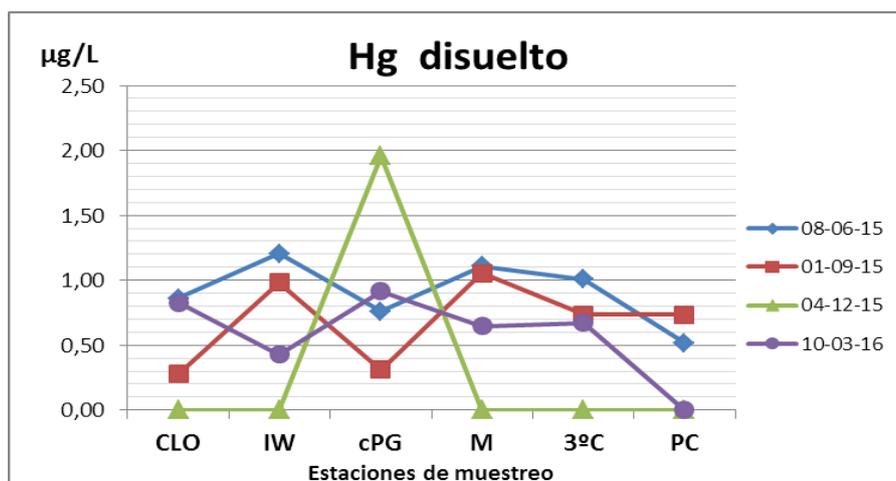


Figura V.iii.7a: Distribución de Hg_{Dis} entre sitios para cada campaña.

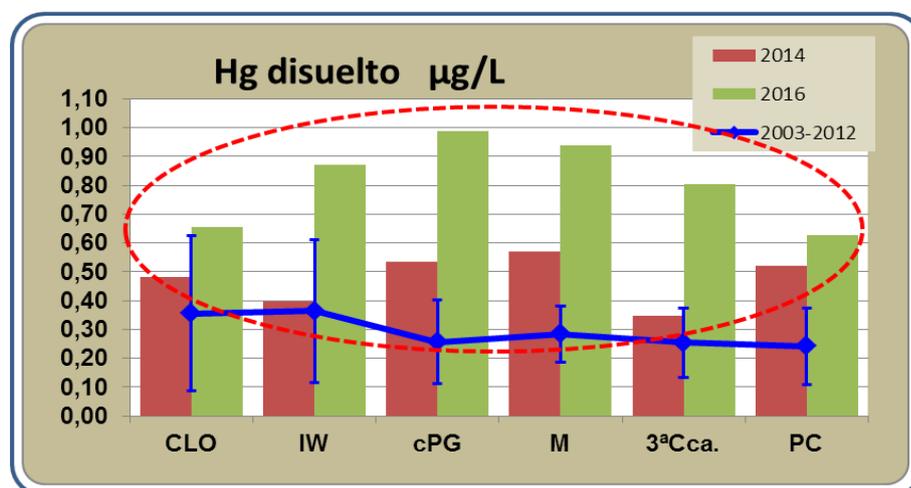


Figura V.iii.7b: Concentración de Hg_{Dis} respecto al informe 2014 y la media de los informes 2003-2012.

Las concentraciones de Hg_{Dis} son superiores a las reportadas en programas de monitoreo previos (informes 2003 a 2012), e incluso respecto a las concentraciones medidas en el periodo 2013-2014. Este incremento es más evidente en los siguientes sitios: IW, cPG, M y 3°Cca.

Tabla V.iii.9: Concentración media de Hg_{Dis} (µg/L) ± desvío estándar en las cuatro campañas y en cada sitio de muestreo.

Hg	CM ± DE	Rango
CLO	0,655 ± 0,327	(n.d. - 0,86)
IW	0,872 ± 0,401	(n.d. - 0,207)
cPG	0,987 ± 0,696	(0,313 - 1,958)
M	0,936 ± 0,251	(0,648 - 1,108)
3°C	0,805 ± 0,180	(n.d. - 1,009)
PC	0,625 ± 0,156	(n.d. - 0,736)

b) METALES en SEDIMENTOS

Los sedimentos son considerados como el principal depósito natural o reservorio de los metales pesados (Salomon y Förstner, 1984) en los ecosistemas acuáticos (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).

De la misma manera como fuera expresado para metales disueltos 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.iii.10).

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 (Canadian Guidelines, 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 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 adversos (Tabla V.iii.10).

Tabla V.iii.10: 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%	

NOAA SQuiRTs (Screening Quick Reference Tables)

Las concentraciones de metales en los sedimentos superficiales (expresados en $\mu\text{g/g}$) del estuario de Bahía Blanca durante el periodo 2015-2016 se presentan en las Figuras V.iii.8a a la V.iii.17a. Las comparaciones con el informe previo inmediato anterior y con los valores medios para cada sitio de los informes 2003 a 2012 se muestran en las Figuras V.iii.8b a la V.iii.17b. Las concentraciones medias en cada estación de muestreo para cada metal \pm el desvío estándar y sus correspondientes rangos, se presentan en la Tabla V.iii.11.

CADMIO (Cd_{Sed})

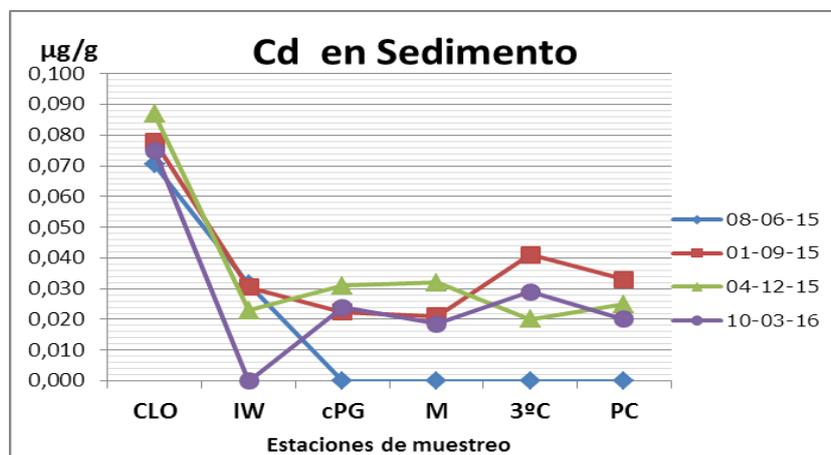


Figura V.iii.8a: Distribución de Cd_{Sed} ($\mu\text{g/g}$) entre sitios para cada campaña.

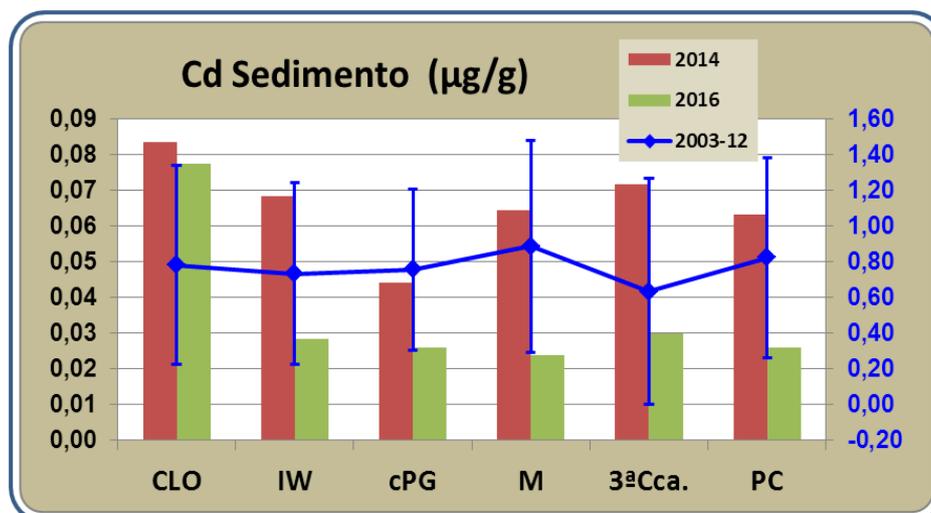


Figura V.iii.8b: Concentración de Cd_{Sed} respecto al informe 2014 y la media de los informes 2003-2012.

El *Cadmio* en las muestras de sedimento superficial presentó variabilidad entre campañas. Los valores más altos registrados en el periodo de estudio corresponden al sitio CLO, entre 0,70 y 0,90 $\mu\text{g/g}$ aproximadamente; lo que sugiere un aporte hacia el sistema a partir de los aportes cloacales derivados de la ciudad. Comparados con los valores guía para sedimentos

marinos según Canadian Guidelines y NOAA SQuiRTs, ningún resultado supera las concentraciones por encima de las cuales se estima se pueden producir efectos adversos. Según NOAA las concentraciones pueden considerarse niveles background. Al compararlos con valores obtenidos en programas de monitoreo previos (informes 2003 a 2012) se observa una disminución considerable en todos los sitios de muestreo. Son inferiores además a los reportados para el periodo 2013-2014. Por otra parte son también inferiores a los reportados por otros autores (Marcovecchio y Ferrer, 2005; Botté et al., 2010).

PLOMO (Pb_{Sed})

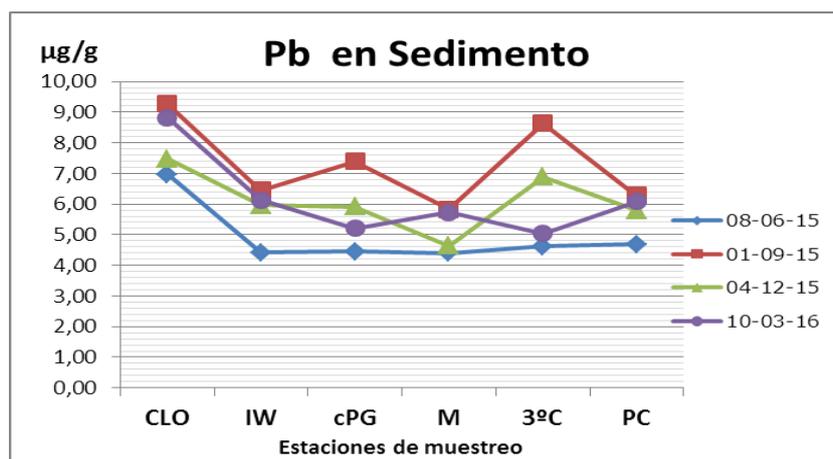


Figura V.iii.9a: Distribución de Pb_{Sed} ($\mu\text{g/g}$) entre sitios para cada campaña.

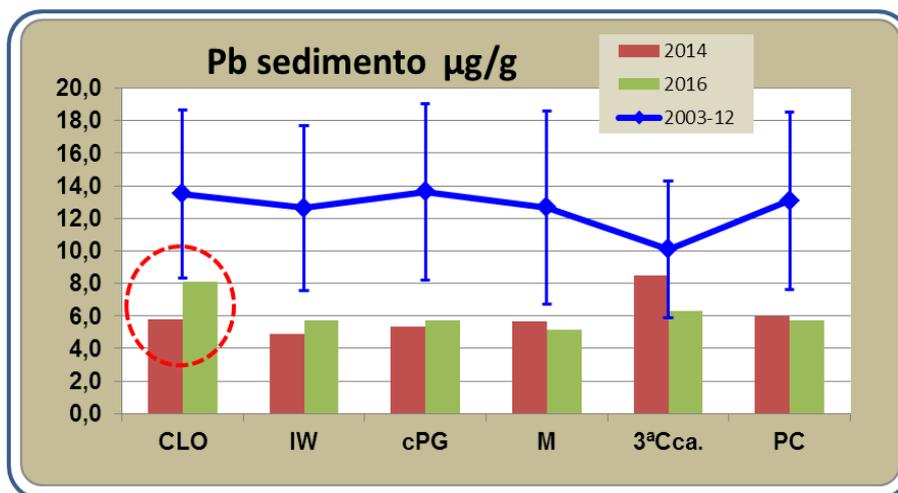


Figura V.iii.9b: Concentración de Pb_{Sed} respecto al informe 2014 y la media de los informes 2003-2012.

El *Plomo* en las muestras de sedimento superficial mostró una distribución relativamente homogénea tanto entre sitios de muestreo como durante todo el periodo de evaluación, con valores entre 4,41 y 9,27 $\mu\text{g/g}$. Debe destacarse sin embargo que en cada campaña el valor más alto siempre se registra en el sitio CLO, seguido en algunas campañas por 3°Cca. Las concentraciones son muy inferiores a los valores guía para sedimentos marinos según Canadian Guidelines y NOAA SQuiRTs. Respecto a valores previos de monitoreos para el estuario de Bahía Blanca (2002 a 2011) son siempre inferiores y respecto al informe 2014 se observan incrementos solo en algunos sitios (CLO y IW). En adición, son también inferiores a los reportados por otros autores (Marcovecchio y Ferrer, 2005; Botté et al., 2010).

COBRE (Cu_{Sed})

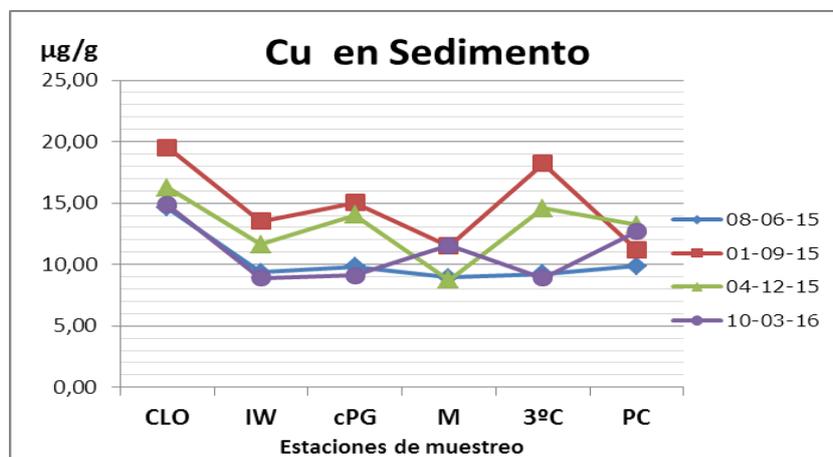


Figura V.iii.10a: Distribución de Cu_{Sed} (µg/g) entre sitios para cada campaña.

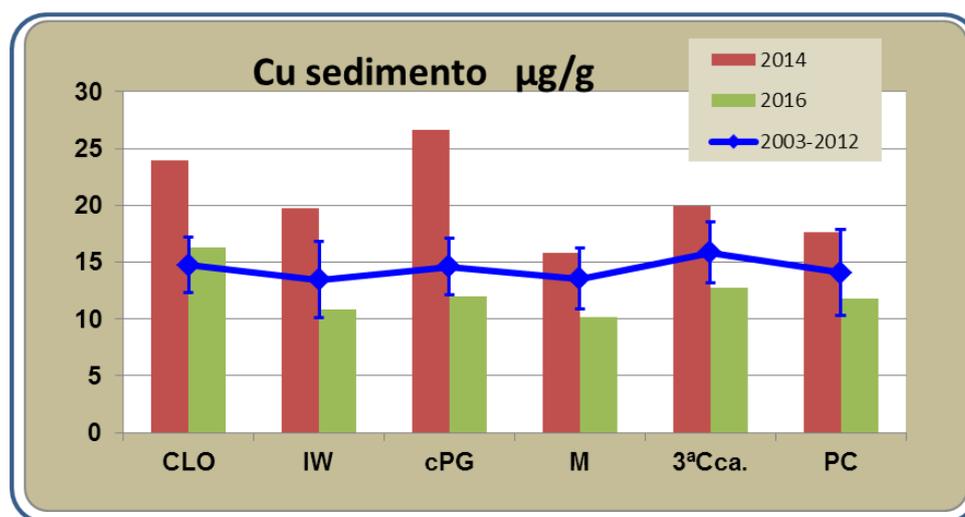


Figura V.iii.10b: Concentración de Cu_{Sed} respecto al informe 2014 y la media de los informes 2003-2012.

Las muestras de sedimento superficial mostraron concentraciones de *Cobre* entre 8,71 µg/g en M y 19,51 µg/g en CLO. Las concentraciones puntuales más altas considerando todo el período y cada campaña se detectaron en, además de CLO, 3°Cca. y cPG. Se observó una diferencia entre campañas, con los valores más bajos en todas las estaciones de muestreo en la correspondiente a mayo 2014. Aunque leve, hay una tendencia general a disminuir las concentraciones de cobre en la zona más interna del estuario,

en las tres primeras campañas con puntos más altos en cPG (agosto 2013 y febrero 2014) y en CLO (noviembre 2013). En términos de valores promedios la zona más impactada por este metal corresponde a CLO.

Todas las concentraciones obtenidas son inferiores a los niveles de efecto umbral (TEL) y menores también a PEL (rango de efectos bajos), como así también inferiores a el ERM (rangos de efectos medios) y ERL (rango de bajos efectos) de acuerdo a Canadian Guidelines y NOAA. Si se toma como nivel background a 10 ppm (NOAA SQuIRTs), varios de los valores detectados superan esta concentración (15 de los 24 resultados obtenidos).

Las concentraciones de cobre en sedimentos en estudios de monitoreo previos fueron superiores a los del presente estudio, en particular los correspondientes a 2002, 2005, 2007 y 2010. Debe destacarse que la concentración promedio en CLO durante el presente periodo de evaluación es la única superior a todos los monitoreos anteriores. Sin embargo, en ninguno de los sitios el valor medio fue superior al valor medio obtenido para el periodo 2013-2014.

ZINC (Zn_{Sed})

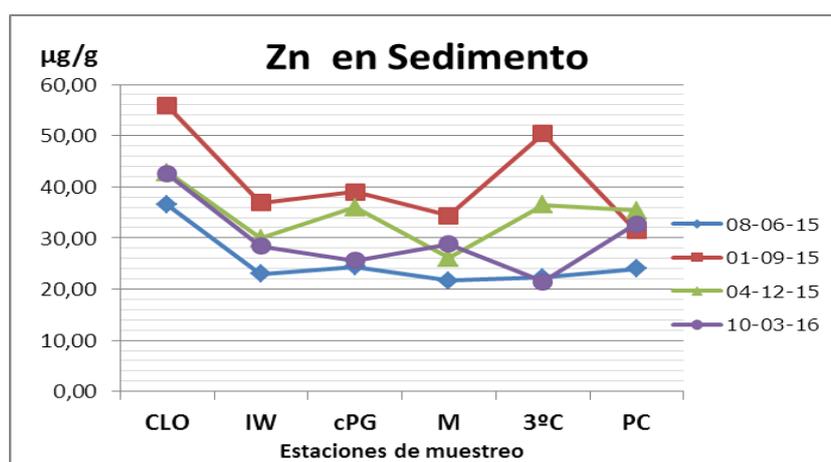


Figura V.iii.11a: Distribución de Zn_{Sed} ($\mu\text{g/g}$) entre sitios para cada campaña.

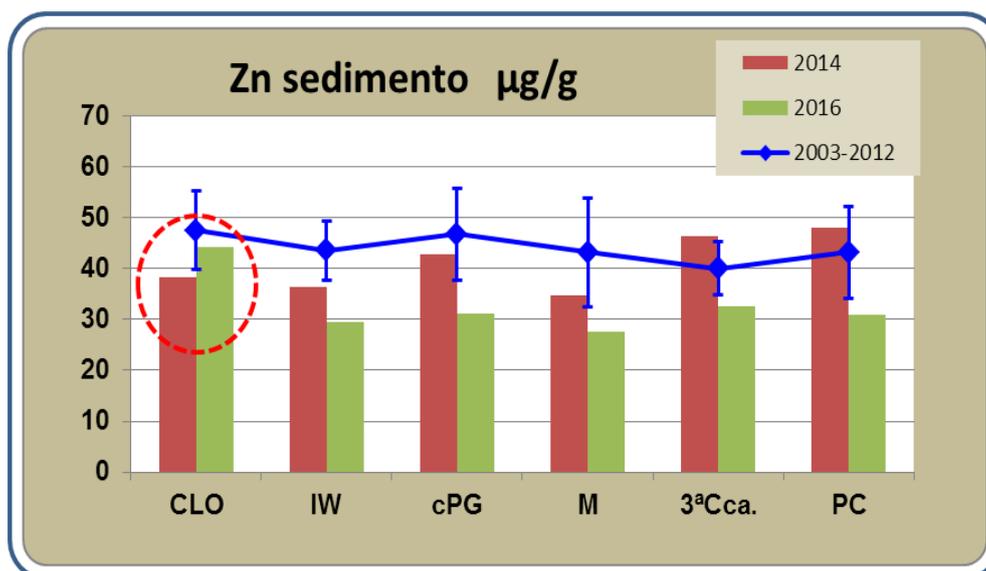


Figura V.iii.11b: Concentración de Zn_{Sed} respecto al informe 2014 y la media de los informes 2003-2012.

Las concentraciones de *Zinc* en sedimento superficial del estuario durante el periodo 2015-2016 presentaron una distribución con valores más altos en el sitio más externo (CLO) disminuyendo hacia el interior, aunque presentando pequeños incrementos en cPG y 3°Cca según la campaña realizada. Para casi todos los sitios los valores de zinc fueron superiores en septiembre 2015. Considerando el periodo completo el rango de concentraciones varió entre 21,44 µg/g en 3°Cca y 55,87 µg/g en CLO, siendo el siguiente valor más alto de 50,40 µg/g en 3°C.

Aunque varios valores superaron los niveles background para sedimentos marinos, no se detectaron concentraciones superiores a los valores guías dados por Canadian SQG (*sediment quality guidelines*) y por NOAA-NS&T (SQiRTs= Screening Quick Reference Tables).

Las concentraciones medias halladas en el presente monitoreo están por debajo de aquellos registrados en monitoreos previos (2002 a 2011) e incluso respecto al informe reciente del 2014. Debe igualmente mencionarse que esto último no se observa en el sitio CLO, donde el reporte de zinc para el 2010 también fue inferior en ese sitio.

CROMO (Cr_{Sed})

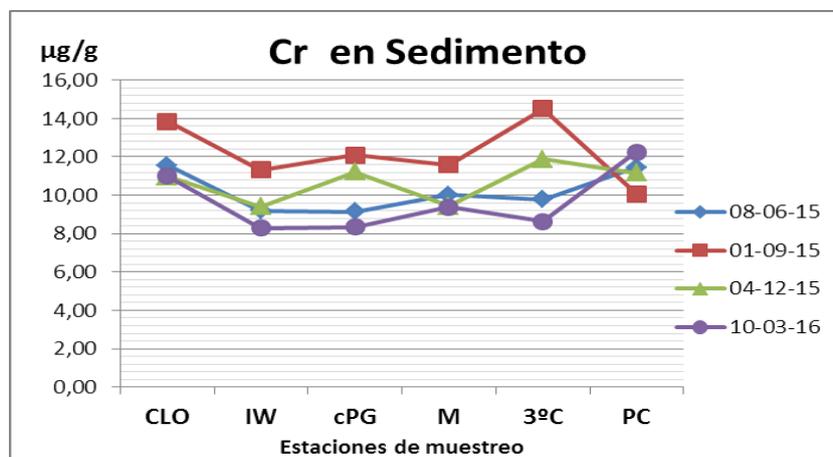


Figura V.iii.12a: Distribución de Cr_{Sed} ($\mu\text{g/g}$) entre sitios para cada campaña.

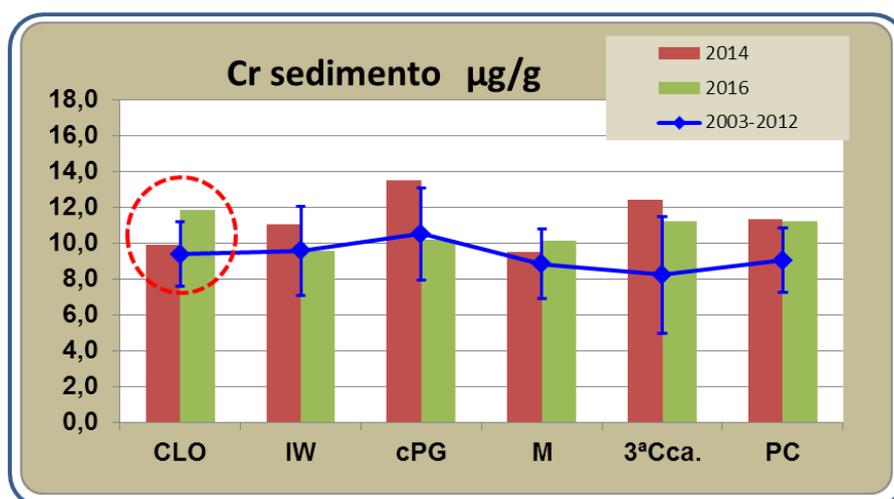


Figura V.iii.12b: Concentración de Cr_{Sed} respecto al informe 2014 y la media de los informes 2003-2012.

El *Cromo* en las muestras de sedimento superficial mostro una distribución homogénea entre los sitios de muestreo y en el tiempo, con incrementos leves para todos los sitios en la campaña septiembre 2015, en la cual se observa un patrón de distribución espacial muy semejante al del zinc. En las campañas de diciembre y marzo la concentración más grande correspondió a PC, siendo solo un poco más elevada que la correspondiente a CLO en las

otras dos campañas. El rango de variación considerando todo el periodo evaluado va desde 8,35 a 14,51 $\mu\text{g/g}$. En términos de valores promedios el más alto es para CLO.

De acuerdo a los niveles guía de NOAA-NS&T y Canadian SQG para calidad de sedimentos marinos, los 24 valores de cromo obtenidos en el presente estudio son inferiores a aquellos, e incluso están en el rango de los valores considerados como niveles background.

Respecto a las concentraciones halladas en monitoreos previos (informe 2002 a 2011) las obtenidas en el presente estudio son levemente superiores excepto para las correspondientes al informe 2005. En comparación a los niveles hallados en el monitoreo previo 2013-2014 la tendencia es mantenerse en los valores medios similares o aproximados para los sitios más internos (M, PC y 3^aC), a disminuir en IW y cPG y a aumentar en CLO (de a 9,88 a 11,88 $\mu\text{g/g}$).

NIQUEL (Ni_{Sed})

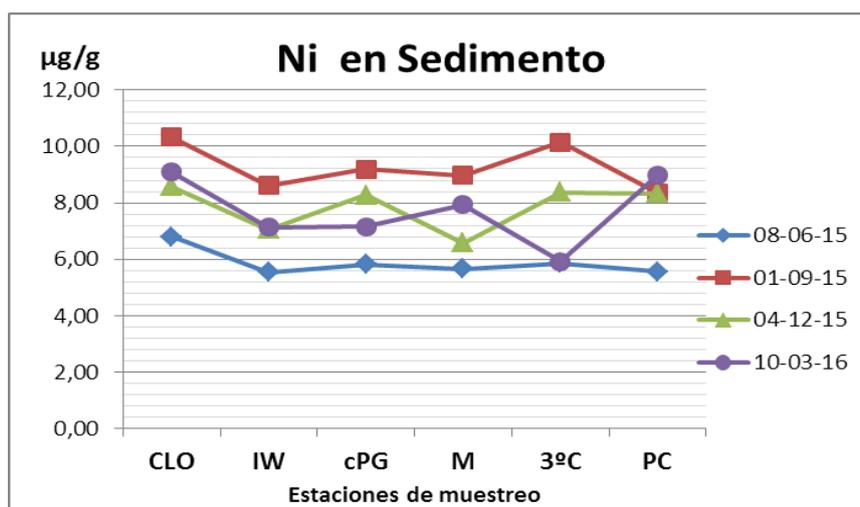


Figura V.iii.13a: Distribución de Ni_{Sed} ($\mu\text{g/g}$) entre sitios para cada campaña.

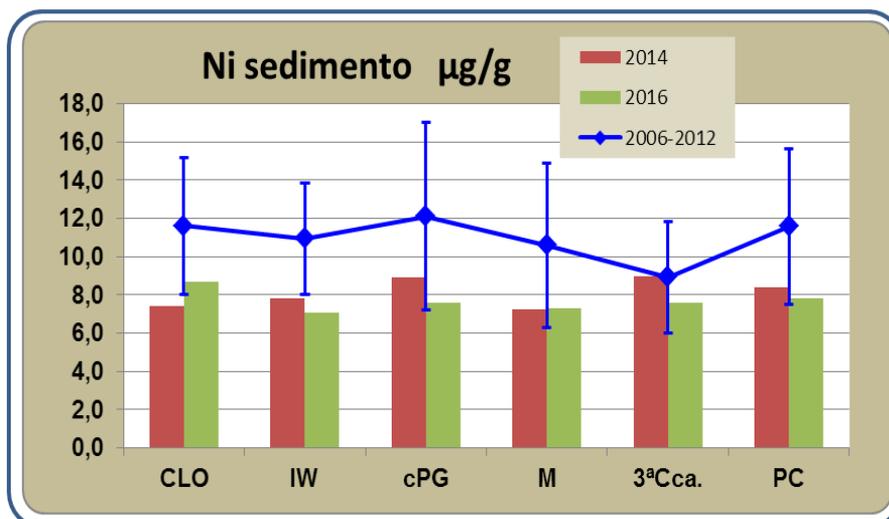


Figura V.iii.13b: Concentración de Ni_{Sed} respecto al informe 2014 y la media de los informes 2003-2012.

El *Niquel* en los sedimentos superficiales del estuario mostró una distribución espacial muy semejante a la del Cr, y en cada campaña con poca diferencia entre sitios, con las concentraciones más altas en la campaña de Junio 2015. Las concentraciones variaron entre 5,54 µg/g (IW) y un máximo de 10,14 µg/g (3ªC). La tendencia antes mencionada estaría indicando un comportamiento similar entre el cromo y el níquel en los sedimentos bajo estudio (correlación de Pearson positiva y significativa, $r=0.73$, $p=0.00005$). En cuanto a los valores medios se observó una distribución homogénea entre los sitios de muestreo, levemente superior en CLO. Solo dos de las concentraciones obtenidas (CLO y 3ªC) son superiores a los niveles background para sedimentos marinos según NOAA SQuiRTs, y son inferiores que los mencionados por la misma fuente para ERM y PEL.

Las comparaciones de los valores de Ni para el estuario con datos históricos de monitores indican una disminución respecto a los informes 2006 y 2008, y están en valores muy semejantes a los informes 2010 y 2014.

HIERRO (Fe_{Sed})

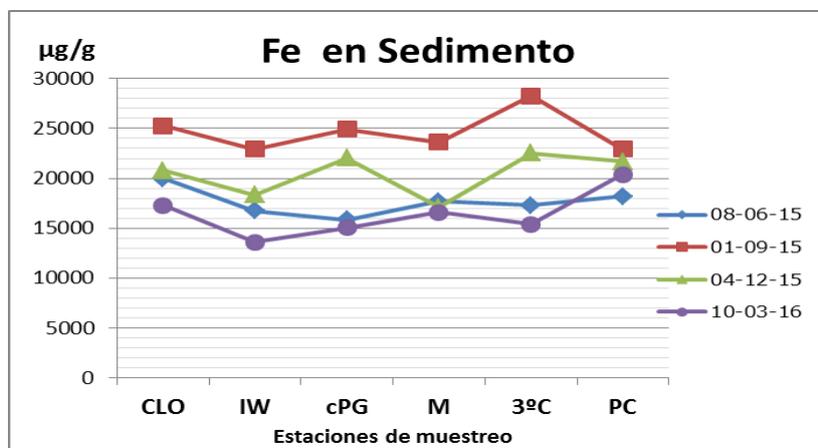


Figura V.iii.14a: Distribución de Fe_{Sed} ($\mu\text{g/g}$) entre sitios para cada campaña.

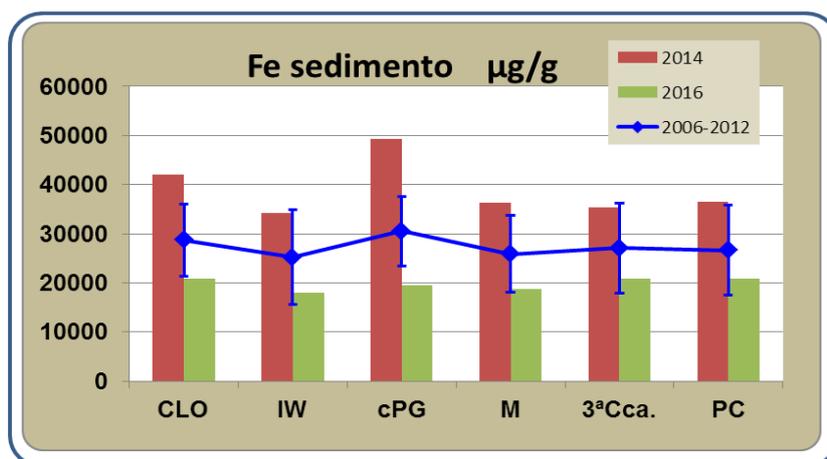


Figura V.iii.14b: Concentración de Fe_{Sed} respecto al informe 2014 y la media de los informes 2003-2012.

Las concentraciones de *Hierro* en las muestras de sedimento superficial variaron entre 13610 $\mu\text{g/g}$ en IW (campaña marzo 2016) y un máximo alcanzado igual a 28260 $\mu\text{g/g}$ en 3°C (campaña septiembre 2015). Las concentraciones en cada campaña mostraron poca variabilidad entre sitios de muestreo. A su vez en cada sitio la diferencia entre máximos y mínimos fueron semejantes, con el mayor rango en la 3°C. La concentración media más alta fue para este último sitio, aunque casi en el mismo valor medio que la correspondiente a CLO.

Sólo hay valores background dados por NOAA SQuiRTs de 0,99 a 1,9 %. En comparación los valores hallados en el presente monitoreo están entre menores a 1.9 % y máximos de 2,8%. Las concentraciones del presente estudio son inferiores a aquellas correspondientes al monitoreo 2013-2014. Y están en el mismo orden de magnitud a datos previos para el estuario de Bahía Blanca (Botté, 2005; Marcovecchio y Ferrer, 2005).

MERCURIO (Hg_{Sed})

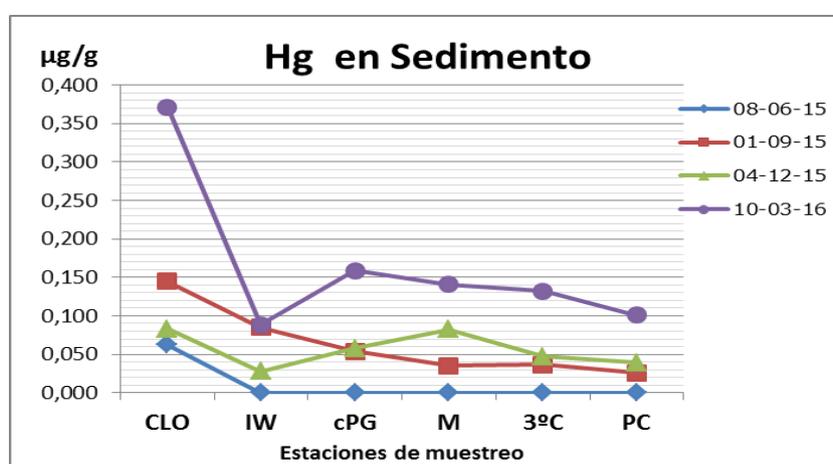


Figura V.iii.15a: Distribución de Hg_{Sed} ($\mu\text{g/g}$) entre sitios para cada campaña.

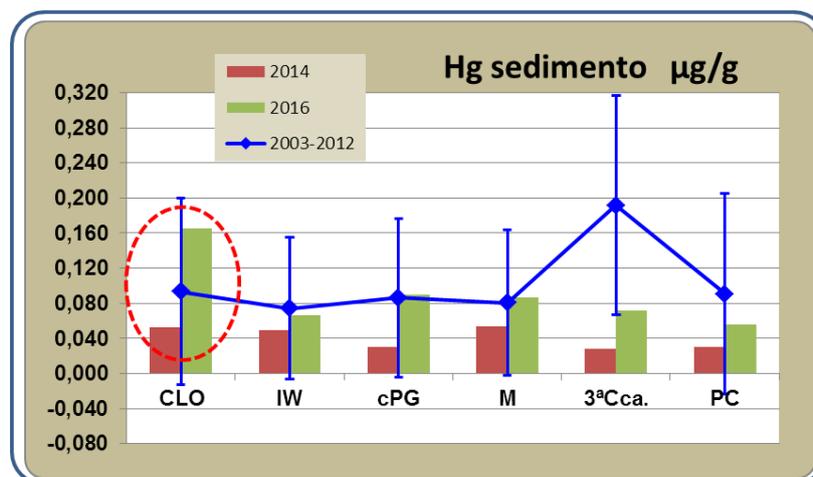


Figura V.iii.15b: Concentración de Hg_{Sed} respecto al informe 2014 y la media de los informes 2003-2012.

Las concentraciones de *Mercurio* en el sedimento superficial estuvieron en un rango desde no detectables (para casi todos los sitios en la primer campaña de junio 2015) y un pico máximo en CLO de 0,371 $\mu\text{g/g}$ (marzo 2016). Considerando todo el periodo de muestreo, los máximos detectados en todos los sitios corresponde a la última campaña. Una tendencia semejante a disminuir desde el sitio CLO hacia PC fue observada en la campaña septiembre 2015. El valor promedio más alto corresponde a CLO seguido por el sitio cPG.

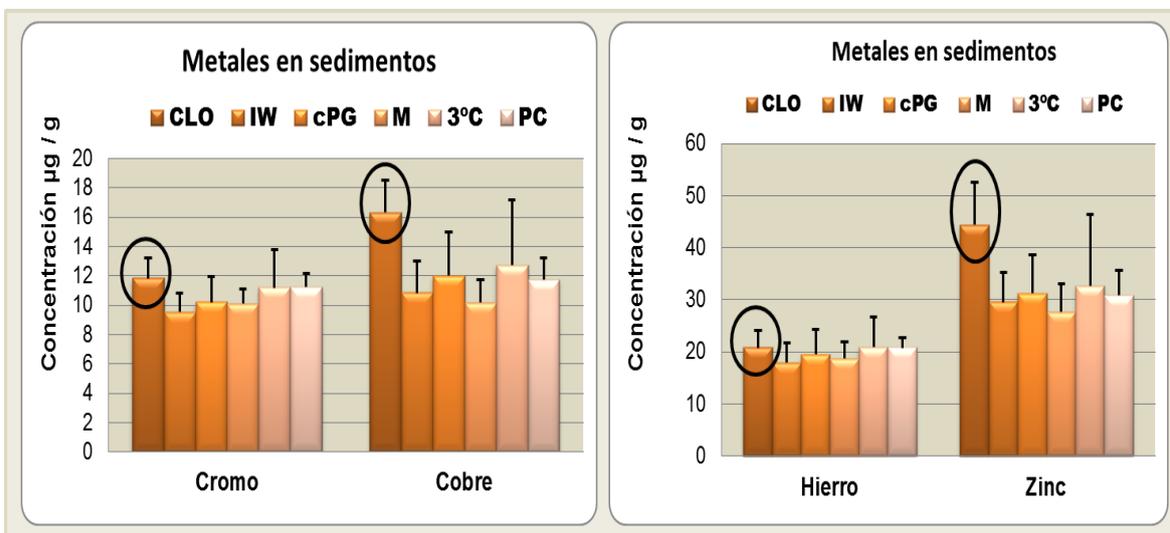
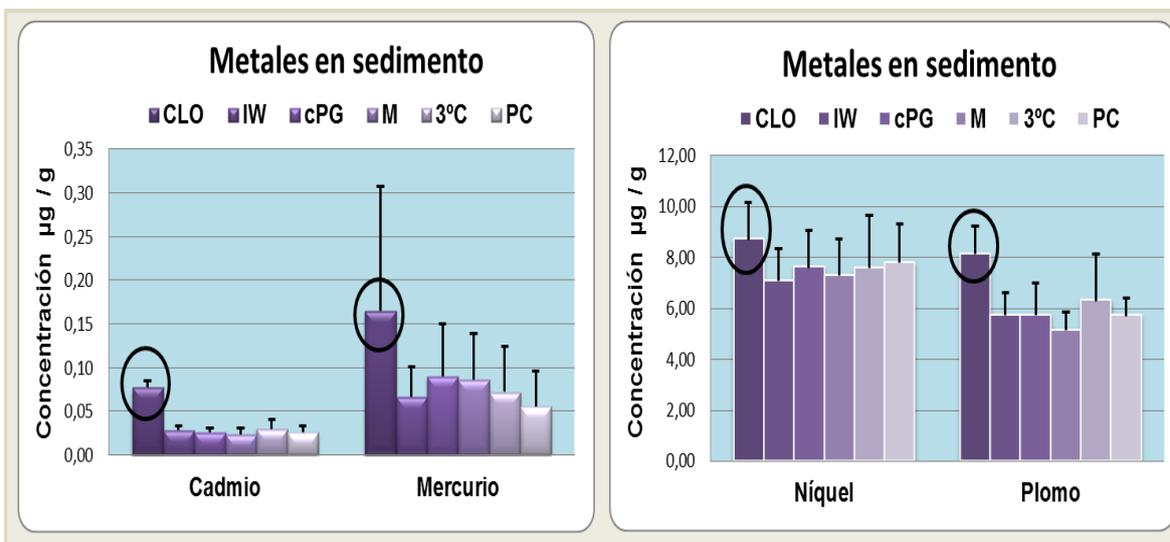
Al comparar con valores de referencia (Canadian Guidelines y NOAA) todos son inferiores a los considerados como límites para calidad de sedimentos marinos que pudieran producir efectos adversos (PEL=0,7). Varias concentraciones fueron superiores a los valores background (0,004-0,051 $\mu\text{g/g}$).

Los programas de monitoreo previos (2002 a 2011) muestran valores de mercurio que están en concentraciones inferiores a las reportadas en el presente estudio, destacándose los fuertes incrementos observados en los sitios CLO, cPG, M y 3°C durante el periodo 2015-2016, incluso por encima de los informados durante el periodo 2013-2014.

Tabla V.iii.11: Concentración media ($\mu\text{g/g}$) \pm desvío estándar, y rango de los metales evaluados en los sedimentos superficiales en cada estación de muestreo (periodo 2015-2016).

		CLO	IW	cPG	M	3°C	PC
Cd	CM \pm DE	0,078 \pm 0,007	0,028 \pm 0,005	0,026 \pm 0,005	0,024 \pm 0,007	0,030 \pm 0,011	0,026 \pm 0,007
	Rango	(0,071- 0,087)	(n.d.- 0,032)	(0,023- 0,031)	(0,019- 0,032)	(0,020- 0,041)	(0,020- 0,033)
Pb	CM \pm DE	8,13 \pm 1,09	5,74 \pm 0,91	5,74 \pm 1,25	5,15 \pm 0,73	6,29 \pm 1,85	5,71 \pm 0,71
	Rango	(6,97 - 9,27)	(4,41- 6,44)	(4,46- 7,39)	(4,41 - 5,83)	(4,62- 8,64)	(4,69-6,27)
Cu	CM \pm DE	16,31 \pm 2,25	10,85 \pm 2,13	12,01 \pm 2,97	10,17 \pm 1,56	12,73 \pm 4,49	11,75 \pm 1,50
	Rango	(14,62- 19,51)	(8,92- 13,52)	(9,13- 15,05)	(8,71- 11,55)	(8,91- 18,22)	(9,89- 13,21)
Zn	CM \pm DE	44,40 \pm 8,18	29,53 \pm 5,71	31,26 \pm 7,36	27,72 \pm 5,30	32,65 \pm 13,70	30,87 \pm 4,88
	Rango	(36,46- 55,87)	(22,99- 36,84)	(24,41- 39,04)	(21,65- 34,33)	(21,44- 50,40)	(23,98- 35,37)
Cr	CM \pm DE	11,84 \pm 1,36	9,56 \pm 1,28	10,20 \pm 1,75	10,11 \pm 1,03	11,19 \pm 2,59	11,24 \pm 0,90
	Rango	(10,99- 13,85)	(8,29- 11,33)	(8,35- 12,09)	(9,38- 11,60)	(8,63- 14,51)	(10,07- 12,26)
Ni	CM \pm DE	8,70 \pm 1,47	7,08 \pm 1,26	7,61 \pm 1,45	7,28 \pm 1,46	7,57 \pm 2,07	7,81 \pm 1,52
	Rango	(6,79- 10,03)	(5,54- 8,62)	(5,83- 9,19)	(5,65- 8,97)	(5,86- 10,14)	(5,56 - 8,97)
Fe	CM \pm DE	20814 \pm 3309	17898 \pm 3891	19455 \pm 4774	18746 \pm 3285	20868 \pm 5781	20788 \pm 2012
	Rango	(17280- 25245)	13610- 22945)	(15070- 24895)	(16580- 23625)	(15380- 28260)	(18195- 22910)
Hg	CM \pm DE	0,165 \pm 0,142	0,067 \pm 0,034	0,090 \pm 0,060	0,086 \pm 0,053	0,072 \pm 0,053	0,055 \pm 0,040
	Rango	(0,062- 0,371)	(n.d.- 0,088)	(n.d.- 0,159)	(n.d.- 0,141)	(n.d.- 0,132)	(n.d.- 0,101)

Tendencias espaciales en la distribución de metales en el sedimento



c) METALES en PECES

Fueron evaluadas 4 especies de peces, seleccionadas por su importancia comercial: pescadilla (*Cynoscion guatucupa*), corvina (*Micropogonias furnieri*) y gatuzo (*Mustelus schmitti*), y en el caso particular de la saraquita (*Ramnogaster arcuata*) por ser una especie cuyo ciclo de vida transcurre totalmente dentro del estuario de Bahía Blanca. Para cada especie se establecieron clases de talla (ver sección **ii, PECES**) y en cada una de ellas se formaron pooles para la determinación de metales pesados. Se analizaron en total 1807 ejemplares, agrupados en 65 pooles (Tabla V.iii.12).

Tabla V.iii.12. Número de individuos y pooles analizados durante el periodo 2015-2016.

2015-2016				
		<u>P.GALVAN</u>	<u>C.EMBUDO</u>	total
SARAQUITA	n°EJEM	351	1351	1702
	n° POOLES	12	45	57
CORVINA	n°EJEM	1151	388	1539
	n° POOLES	30	17	47
PESCADILLA	n°EJEM	693	555	1248
	n° POOLES	24	28	52
GATUSO	n°EJEM	11	10	21
	n° POOLES	8	6	14
TOTAL EJEMPLARES MUESTREADOS				4510
TOTAL POOLES ANALIZADOS				170

Valores de referencia para metales en peces

La concentración de metales en tejido comestible de peces (músculo) debe compararse con valores de referencia (Tabla V.iii.13). En nuestro país puede recurrirse a los valores máximos permitidos para algunos metales dados en el Código Alimentario Argentino (CAA) y por el Servicio Nacional de Sanidad Animal (SENASA) (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: ANZFA (Australia and New Zealand Food Authority), FAO/OMS (Food and Agricultural Organization / Organización Mundial de la Salud) y UE (Unión Europea).

Tabla V.iii.13. 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
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	0,05 y 1,0 ^b 0,05	10	100	150	----- -----
ANZFA	0,2	0,5	-----	10	-----	-----	-----
FAO/WHO	0,1	0,5	-----	-----	50	-----	-----
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= Australia and New Zealand Food Authority Food Standards Code. Australian Governments Publishing Service, Canberra

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

UE = Unión Europea 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.)

Lo 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 de pescado. También 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). Por otra parte 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 a 0,30 $\mu\text{g/g}$ mientras que en el Codex Alimentarius de la FAO/OMS (2006) establece un valor de 0,5 $\mu\text{g/g}$.

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 para exceder los límites aceptables (**Botté et al., 2010**).

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

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

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 .

El presente monitoreo de metales pesados en peces tuvo como objetivo primario evaluar 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. Dejando como objetivo secundario la evaluación en los peces adultos a partir de los cuales se pueden inferir cual 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 pooles alcanzaron el peso suficiente para aplicar la técnica analítica correspondiente.

Las Figuras V.iii.17 a la V.iii.20 presentan la distribución de los metales evaluados entre las diferentes clases de talla para cada una de las especies evaluadas, a lo largo de todo el periodo correspondiente al monitoreo 2015-2016.

Metales en la saraquita (*Ramnogaster arcuata*)

En **Puerto Galván** la concentración de los metales en las diferentes clases mostró diferentes tendencias según el metal evaluado. En este sitio en particular no se obtuvieron ejemplares para la clase IV en ninguna de las cuatro campañas analizadas. El **Cd** siempre dió por debajo del LDM (límite de detección de la metodología). Para el **Pb** un solo valor en las clases I y II siendo en esta última la concentración (0,278 µg/g) 4 veces mayor que en CII, mientras que el resto de los pooles y todos los correspondientes a CIII dieron <LDM. El **Hg** con valores detectables en una campaña para CI, en dos de las 3 campañas CII y en los 3 pooles de CIII en una campaña, presenta en término de valores promedios 0,0525, 0,0365 y 0,0483 µg/g respectivamente. Respecto al **Cu** con valores detectables en todas las campañas y pooles para las tres clases muestra valores promedios iguales a CI: 0,46 µg/g; CII: 0,30 µg/g y CIII: 0,40 µg/g; pudiendo en base a esto suponer una disminución hacia los organismos más grandes. El **Cr** presenta claramente una concentración mucho más grande en los pooles de CI (valor medio 1,85 µg/g) respecto a las otras dos clases, sin embargo este valor tiene un desvío estándar muy grande, lo cual no permite indicar una tendencia clara según la talla de los organismos.

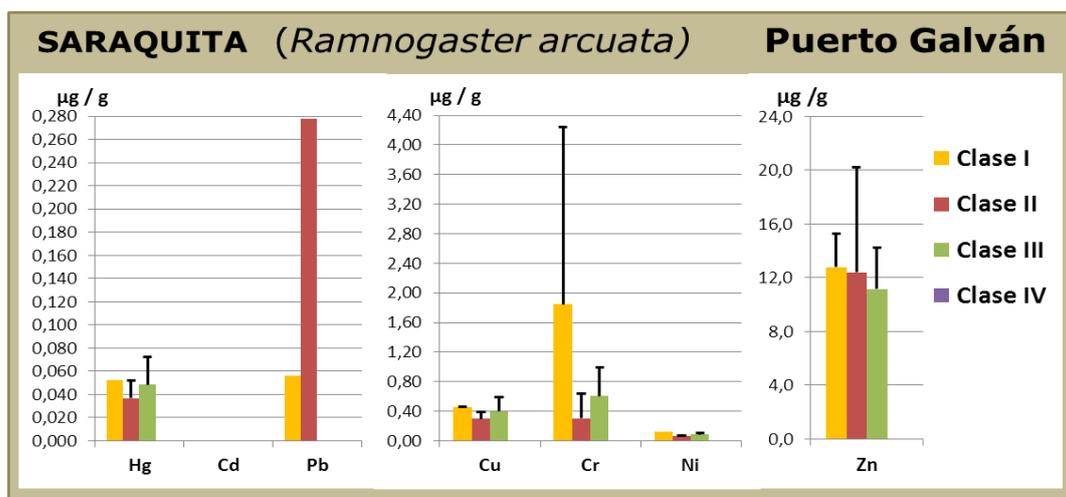


Figura V.iii.16: Distribución de metales ($\mu\text{g/g}$ en p.h.) en la saraquita *Ramnogaster arcuata* para ejemplares capturados en **Puerto Galván**.

Las concentraciones obtenidas para el **Ni** fueron muy bajas con valores promedios entre $0,061 \mu\text{g/g}$ (CII) y $0,126 \mu\text{g/g}$ (CI), y con varios de los pooles analizados $<\text{LDM}$. Finalmente el **Zn** presentó una tendencia similar al periodo 2013-2014 aunque mucho menos evidente, es decir una disminución en la concentración para los organismos de mayor talla, con valores medios iguales a CI: $12,78 \mu\text{g/g}$, CII: $12,41 \mu\text{g/g}$ y CIII: $11,14 \mu\text{g/g}$.

Solamente uno de los pooles de CII para Pb presentó un valor ($0,30 \mu\text{g/g}$) en el límite exigido para calidad de carne de pescado según CAA-GMC, SENASA y UE. Todos los demás valores para todos los metales y clases estuvieron por debajo de las exigencias nacionales e internacionales. Debe considerarse además de que esta no es una especie comercial.

En **Canal del Embudo** pudieron analizarse un número muy importante de pooles por clase en particular para las CII y CIII (que incluye a los individuos con tallas entre 50 y 109 mm), observándose variaciones diferentes según el metal evaluado. A diferencia de Galván es este sitio se contó con representantes de todas las clases incluyendo la CIV.

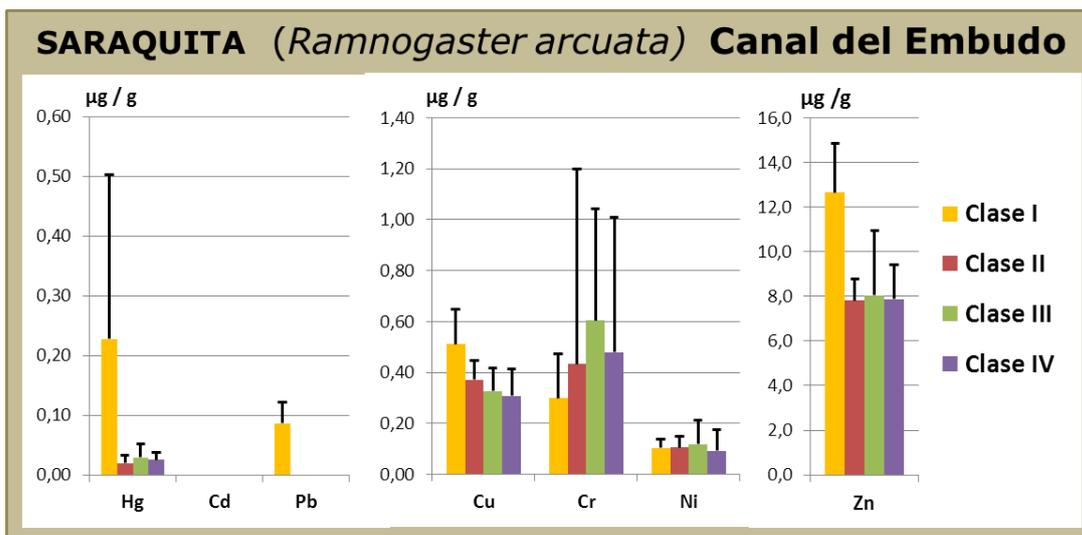


Figura V.iii.17: Distribución de metales ($\mu\text{g/g}$ en p.h.) en la saraquita *Ramnogaster arcuata* para ejemplares capturados en **Canal del Embudo**.

El **Cd** siempre presentó valores menores al LDM en todos los pools de todas las clases y campañas realizadas. Para el **Pb** todas las determinaciones dieron al igual que el $\text{Cd} < \text{LDM}$, con excepción de dos datos en CI, siendo este superior al correspondiente en Puerto Galván. El **Hg** con 20 valores $< \text{LDM}$ de los 32 pools evaluados entre las cuatro clases presentó la siguiente tendencia: máxima concentración media en CI: $0,228 \mu\text{g/g}$, mínima en CII $0,026 \mu\text{g/g}$ aumentando ligeramente en CIII $0,041 \mu\text{g/g}$ y $0,026 \mu\text{g/g}$ CIV. Se infiere a partir de esto que el Hg en la saraquita tiende a disminuir en concentración en las tallas más grandes. Respecto al **Cu** con valores detectables en todas las campañas y pools para las cuatro clases muestra valores promedios iguales a CI: $0,52 \mu\text{g/g}$; CII: $0,37 \mu\text{g/g}$; CIII: $0,33 \mu\text{g/g}$ y CIV: $0,33 \mu\text{g/g}$; mostrando una disminución en la concentración en los organismos de tallas más grandes. A la vez estas concentraciones fueron levemente superiores a las correspondientes en los ejemplares de Puerto Galván. El **Cr** presenta en los pools de ejemplares concentraciones mayores que las halladas en las muestras de Galván, con la siguiente tendencia: aumentar desde la CI a la CIII, para luego disminuir, siendo los valores promedios obtenidos iguales a CI: $0,30$; CII: $0,43$; CIII:

0,60 y CIV: 0,48 (todas en $\mu\text{g/g}$). Las concentraciones obtenidas para el **Ni** estuvieron en valores promedios comprendidas entre CI: 0,104; CII: 0,106; CIII: 0,119 y CIV: 0,092 (todas en $\mu\text{g/g}$), observándose una leve tendencia a aumentar hacia la CIII para luego disminuir en la correspondiente a la más grande.

Finalmente el **Zn** presentó una distribución entre tallas semejante a la descrita en el periodo anteriormente informado (2013-2014), con el valor promedio más alto en la CI: 12,66 $\mu\text{g/g}$, disminuyendo y concentraciones muy semejantes entre las otras tres clases (CII: 7,83 $\mu\text{g/g}$; CIII: 8,04 $\mu\text{g/g}$ y CIV: 7,88 $\mu\text{g/g}$).

Todos los valores obtenidos en cada uno de los pooles en cada clase de saraquita en Canal del Embudo estuvieron por debajo de las distintas concentraciones máximas exigidas por diferentes organismos nacionales e internacionales.

Metales en la corvina (*Micropogonias furnieri*)

En **Puerto Galván** pudieron obtenerse entre las 4 campañas ejemplares de todas las clases y de individuos adultos, con una frecuencia diferente para cada una de ellas (CI=4 pooles, CII=11 pooles, CIII= 13 y Adultos= 2). Para el **Cd** todas las determinaciones fueron <LDM ya sea juveniles como adultos. El **Pb** para CI solo dio un valor detectable en un pool de 250 individuos (0,059 $\mu\text{g/g}$), para los juveniles de CII 2 valores detectables (promedio 0,019 $\mu\text{g/g}$) y CIII nuevamente un solo pool presentó valor detectable (n=40; 0,025 $\mu\text{g/g}$), finalmente en ninguno de los adultos la concentración fue >LDM. En el caso del **Cu**, de los 30 pooles evaluados uno solo dio no detectable y ello ocurrió con uno de los 2 adultos, reportando para las clases juveniles los siguientes promedios CI: 0,439 $\mu\text{g/g}$; CII: 0,411 $\mu\text{g/g}$ y CIII: 0,296 $\mu\text{g/g}$, indicando una tendencia a disminuir en las tallas más grandes. El **Cr** en solo uno de los pooles de CI dio <LDM, mostrando las siguientes concentraciones promedios en $\mu\text{g/g}$ CI: 0,124;

CII: 0,536; CIII: 0,304 y Adultos: 0,246, cuya tendencia sería aumentar de clase I a la II y luego disminuir hacia los individuos adultos. El **Ni** muestra un comportamiento similar al Cr aunque con valores más bajos y con menos diferencia entre las clases juveniles CII y III; los valores promedios fueron: 0,057; 0,163; 0,161 y 0,036 (todos en $\mu\text{g/g}$). Finalmente el **Zn** mostró una clara tendencia a disminuir desde la clase juvenil más chica hasta la más grande, con concentraciones aun menores en los adultos (valores promedios CI: 13,22; CII: 11,88; CIII: 5,73 y Adultos: 2,83, todos en $\mu\text{g/g}$).

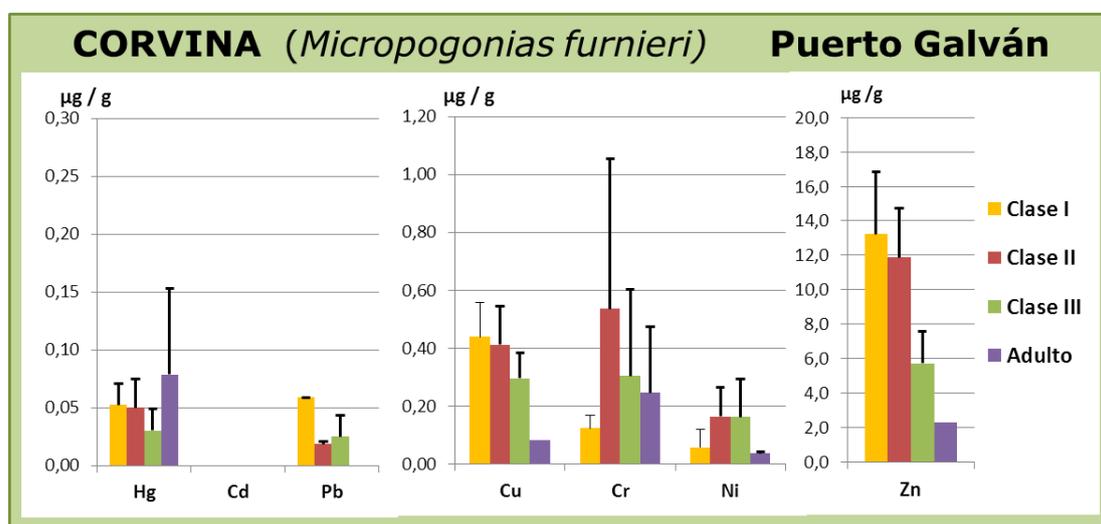


Figura V.iii.18: Distribución de metales ($\mu\text{g/g}$ en p.h.) en la corvina *Micropogonias furnieri* para ejemplares capturados en **Puerto Galván**.

Cuando se comparan los valores obtenidos para cada uno de los pools analizados y los adultos respecto a los valores máximos permitidos para carne de pescado se observa lo siguiente: el Hg siempre por debajo del valor máximo permitido de 0,5 (CAA-GMC y UE) aunque se midieron un par de valores superiores a 0,1 que es otro valor dado por la UE para peses predadores. Todos los otros metales estuvieron por debajo de los valores máximos aportados por legislaciones nacionales e internacionales.

Respecto a los ejemplares de corvina en **Canal del Embudo** no hubo captura en las campañas analizadas de ningún adulto y en una sola de ellas se obtuvieron juveniles clase I. El número de pooles de CII también fue reducido, pudiéndose obtener un número mayor de pooles CIII. Teniendo en cuenta esto los metales mostraron las concentraciones siguientes **Cd**: todos <LDM, **Pb**: todos <LDM, **Hg**: promedios en CII=0,044 µg/g y en CIII=0,066 µg/g, el **Cu** disminuyendo a medida que aumenta la talla= promedios CI 0,493 µg/g; CII: 0,392 µg/g y CIII: 0,228 µg/g, el **Cr** con una tendencia inversa, es decir aumenta a medida que la talla de los juveniles se incrementa, valores medios iguales a CI: 0,279 µg/g; CII: 0,585 µg/g y CIII: 0,932 µg/g; para el **Ni** se observó la misma tendencia recién señalada para el cromo (promedios 0,060; 0,070 y 0,145, µg/g). Finalmente el **Zn** no presentó la distribución mencionada para los ejemplares de Canal Galván, siendo semejantes las concentraciones medias en las CI y CII (9,073 y 10,182 µg/g, respectivamente), disminuyendo en los juveniles de la CIII (4,544 µg/g).

Cuando se comparan los valores obtenidos con las concentraciones máximas permitidas para calidad de carne de pescado las correspondientes a Hg fueron todas inferiores a 0,5 µg/g, aunque algunas de ellas se aproximan al valor 0,1 µg/g (estándar de la UE y del CAA-MERCOSUR para peces predadores). Todos los demás metales dieron valores muy por debajo a los límites permitidos.

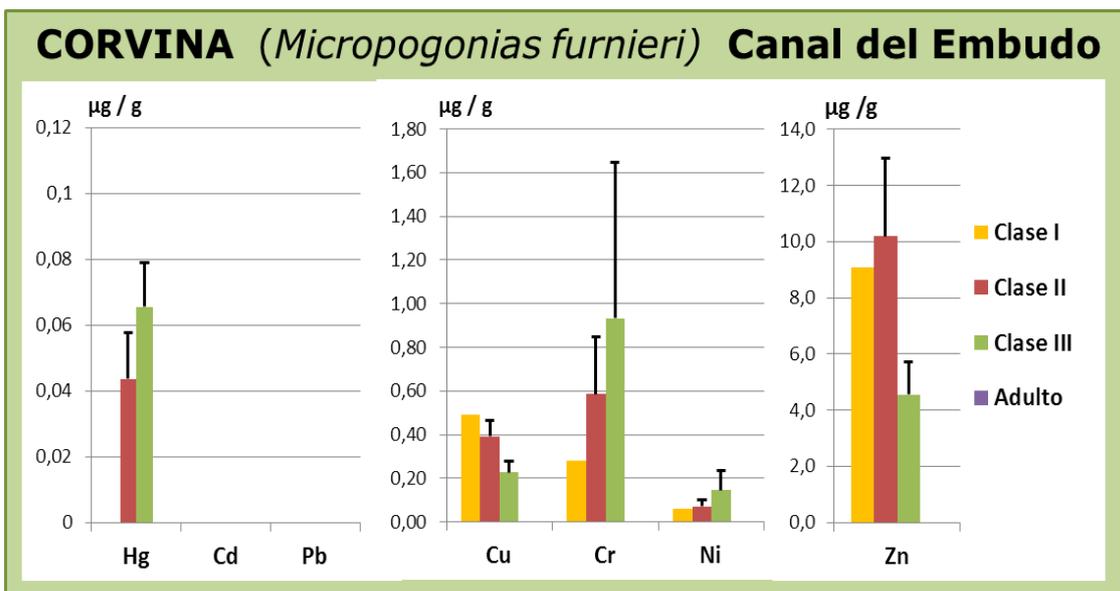


Figura V.iii.19: Distribución de metales ($\mu\text{g/g}$ en p.h.) en la corvina *Micropogonias furnieri* para ejemplares capturados en **Canal del Embudo**.

Metales en la pescadilla (*Cynoscion guatupuca*)

En **Puerto Galván** durante el periodo 2015-2016 se capturaron y analizaron ejemplares de las tres clases y de adultos, con la siguiente distribución de metales. **Cd** solo un valor detectable en CIII, **Pb** no detectado en ninguno de los pools, **Hg** con valores semejantes entre las clases juveniles (promedios 0,037; 0,049 y 0,041, $\mu\text{g/g}$) y valores altos en los adultos con una concentración media igual a 0,154 $\mu\text{g/g}$. La distribución del **Cu** fue como ya la descripta para otros ejemplares, disminución a medida que aumenta la talla de los juveniles e incluso en adultos (valores promedios de 0,673 $\mu\text{g/g}$ para CI, 0,364 $\mu\text{g/g}$ para CII, 0,256 $\mu\text{g/g}$ para CIII y 0,131 $\mu\text{g/g}$ para adultos). Luego el **Cr** similar al Cu mostró los siguientes valores medios 0,484, 0,358 y 0,160 $\mu\text{g/g}$ (CI, CII y CIII, respectivamente), pero con la diferencia que en los Adultos ese valor fue de 0,268 $\mu\text{g/g}$, es decir aumentando nuevamente. Sin embargo esto último puede deberse a la gran variabilidad entre los resultados para adultos. El **Ni** por su parte presentó una distribución entre clases y adultos en promedio

igual a 0,063 $\mu\text{g/g}$ CI, 0,198 $\mu\text{g/g}$ CII; 0,138 $\mu\text{g/g}$ CIII y 0,020 $\mu\text{g/g}$ Adultos). Nuevamente el **Zn** se distribuye con una tendencia a disminuir sus concentraciones desde la tallas menores hacia las tallas más grandes, siendo las concentraciones obtenidas iguales a CI: 9,29 $\mu\text{g/g}$; CII: 6,45 $\mu\text{g/g}$; CIII: 5,65 $\mu\text{g/g}$ y Adultos: 2,86 $\mu\text{g/g}$, pero debe tenerse en cuenta que el valor de CI corresponde a único pool de 6 ejemplares, mientras que los demás son valores promedios.

La comparación con valores estándares de calidad muestra que algunos valores de Hg superan los niveles máximos acordados por el Plan CREHA de SENASA (0,05 $\mu\text{g/g}$), y en adultos aunque dos valores son inferiores a los permitidos por el MERCOSUR y CAA (0,5 $\mu\text{g/g}$) están cercanos a él y por ello debería continuarse con el monitoreo de los mismos.

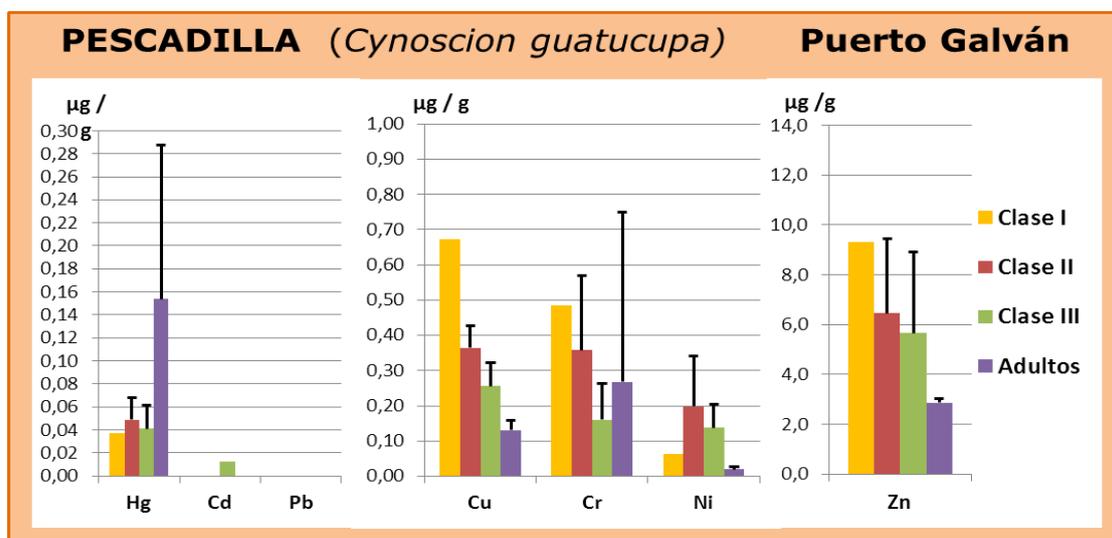


Figura V.iii.18: Distribución de metales ($\mu\text{g/g}$ en p.h.) en la pescadilla *Cynoscion guatucupa* para ejemplares capturados en **Puerto Galván**.

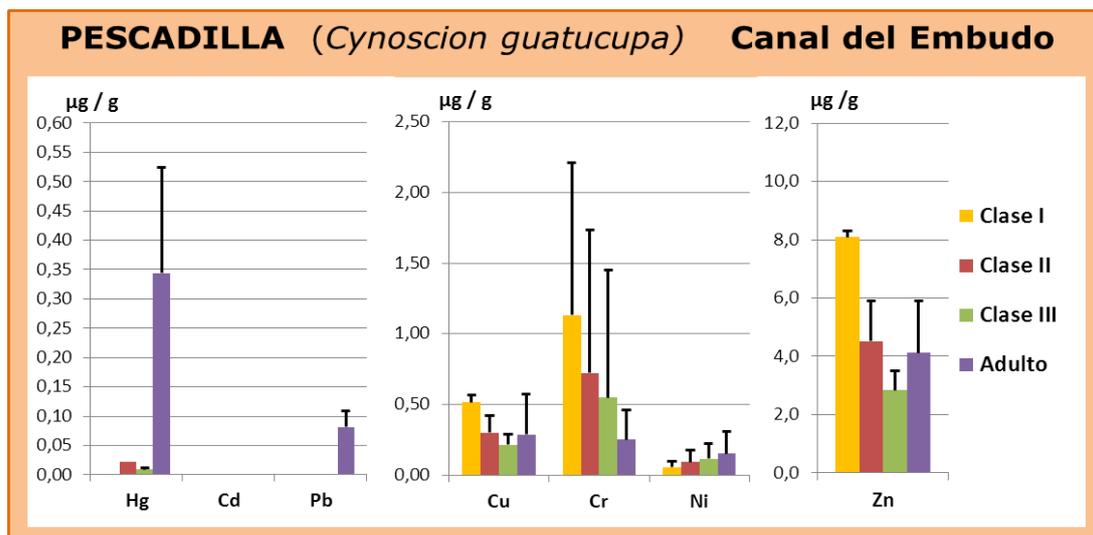


Figura V.iii.19: Distribución de metales ($\mu\text{g/g}$ en p.h.) en la pescadilla *Cynoscion guatupuca* para ejemplares capturados en **Canal del Embudo**.

Los muestreos de pescadilla evaluadas del **Canal del Embudo** tuvieron una buena representatividad de las clases II y III, y de los adultos especialmente. De los análisis de metales realizados se desprenden las siguientes tendencias: **Cd** <LDM en las 28 muestras analizadas, **Pb** con valores detectados solo en los ejemplares adultos (valor promedio 0,081 $\mu\text{g/g}$), **Hg** no detectable en los pools de CI, y con valores promedios de 0,023 $\mu\text{g/g}$; 0,010 $\mu\text{g/g}$ y 0,344 $\mu\text{g/g}$ para CII, CIII y Adultos, respectivamente (en estos últimos con un rango desde 0,09 a 0,50 $\mu\text{g/g}$), el **Cu** con concentraciones promedios iguales a 0,514 $\mu\text{g/g}$ para CI, 0,299 $\mu\text{g/g}$ para CII, 0,212 $\mu\text{g/g}$ para CIII y 0,288 $\mu\text{g/g}$ para Adultos, mostrando una disminución opuesta al rango de tallas, pero con el valor promedio para adulto casi igual al de CII. Las concentraciones medias de **Cr** también disminuyen a medida que aumenta el rango de tallas e incluso en los adultos (CI: 1,132 > CII: 0,724 > CIII: 0,546 > Adultos 0,250, todos en $\mu\text{g/g}$) con rango total entre 0,042 y 3,153 $\mu\text{g/g}$. El **Ni** aumenta en términos de valores medios desde las clases juveniles más pequeñas hasta los ejemplares adultos (0,056, 0,090, 0,116 y 0,150, $\mu\text{g/g}$, respectivamente). Las concentraciones promedios de **Zn** disminuyeron en las clases juveniles a

medida que aumenta el rango de tallas (CI: 8,092 $\mu\text{g/g}$; CII: 4,523 $\mu\text{g/g}$ y CIII: 2,834 $\mu\text{g/g}$) mientras que en los adultos vuelve a incrementarse (4,122 $\mu\text{g/g}$); esto último podría explicarse por la variabilidad obtenida en los 9 ejemplares de adultos analizados.

Siguiendo el criterio utilizado para con las especies anteriores puede remarcarse que los niveles de Pb son inferiores a los seleccionados de legislaciones nacionales e internacionales. Con el Hg es importante mencionar que los adultos presentaron valores superiores a los límites expuestos (0,05 $\mu\text{g/g}$) por el SENASA (Plan CREHA) y uno de los mismos mayor al límite de 0,5 $\mu\text{g/g}$ (según el CAA-GMC, la FAO y la UE).

Metales en el gatuza (*Mustelus schmitti*)

Durante el periodo 2015-2016 en **Puerto Galván** el número de individuos capturados para formar los pools correspondientes, así como también la cantidad de adultos fue muy inferior comparado con las otras especies. Nuevamente todos los análisis de **Cd** fueron <LDM, el **Pb** dio en cada caso un único valor de 0,245 $\mu\text{g/g}$ CI y 0,064 $\mu\text{g/g}$ CII, 0,033 $\mu\text{g/g}$ CIII y adulto un valor de 0,050 $\mu\text{g/g}$. El **Hg** reportó un valor de 0,05 correspondiente a un pool de 2 individuos CIII; mientras que en adultos alcanzó un valor medio de 0,079 $\mu\text{g/g}$. En el caso del **Cu** las concentraciones obtenidas cada pool de CI y CII fueron de 0,261 y 0,247 $\mu\text{g/g}$; y valores promedios para CIII= 0,167 $\mu\text{g/g}$ y para Adultos 0,430 $\mu\text{g/g}$. Por su parte el **Cr** varió entre 0,044 $\mu\text{g/g}$ CII y 1,451 $\mu\text{g/g}$ CI, y un valor medio de 0,140 para los adultos. Los valores únicos de **Ni** para las clases juveniles fueron iguales a 0,719; 0,086 y 0,076, $\mu\text{g/g}$, mientras que como promedio de los 4 adultos evaluados se obtuvo 0,144 $\mu\text{g/g}$. Para finalizar el **Zn** muestra por primera una tendencia muy suave a aumentar a medida que aumenta del rango de tallas siendo los valores obtenidos iguales a 2,923 $\mu\text{g/g}$ CI, 3,034 $\mu\text{g/g}$ CII, 3,096 $\mu\text{g/g}$ CIII y 3,223 $\mu\text{g/g}$ los Adultos.

Teniendo en cuenta los límites máximos de tolerancia el Pb presentó un valor de CI superior al establecido por SENASA y el Hg en dos ejemplares adultos alcanzó y superó el valor de 0,05 $\mu\text{g/g}$ también del SENASA Plan CREHA.

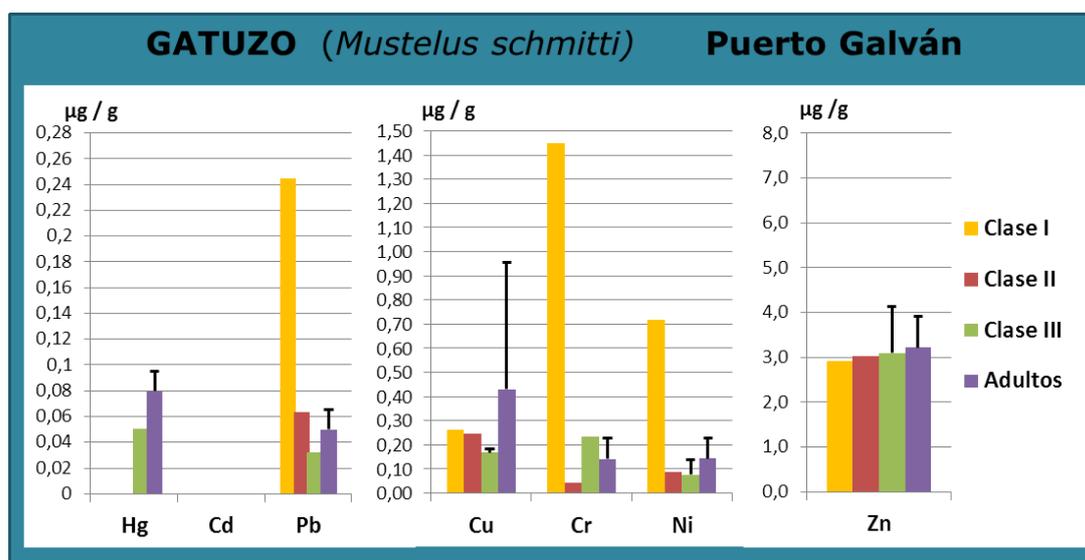


Figura V.iii.20: Distribución de metales ($\mu\text{g/g}$ en p.h.) en el gatucho *Mustelus schmitti* para ejemplares capturados en **Puerto Galván**.

En los ejemplares capturados en el **Canal del Embudo**, un solo pool de 5 individuos para CIII y los 5 ejemplares adultos mostraron las siguientes concentraciones: **Cd** y **Pb** <LDM, **Hg**: 0,044 $\mu\text{g/g}$ y 0,053 $\mu\text{g/g}$, **Cu** solo en adultos 0,082 $\mu\text{g/g}$, **Cr**: 0,568 $\mu\text{g/g}$ y 1,981 $\mu\text{g/g}$; **Ni**: 0,217 $\mu\text{g/g}$ y 1,184 $\mu\text{g/g}$; y por último el **Zn**: 2,45 $\mu\text{g/g}$ y 2,514 $\mu\text{g/g}$, para CIII y Adultos respectivamente. Dado estos valores, no se puede marcar ninguna tendencia respecto a la variación según la clase de talla de los individuos.

Comparando los resultados obtenidos con los límites de tolerancia permitidos para calidad de carne de pescado crudos, congelados o refrigerados según códigos nacionales e internacionales, el Hg (en adultos) no supera el 0,5 $\mu\text{g/g}$ de CAA-GMC, FAO y UE, pero algunas concentraciones son más altas que 0,05 $\mu\text{g/g}$ límite para productos de la pesca (SENASA-plan CREHA), indicando que al igual que con la pescadilla

debe continuarse realizando un monitoreo continuo del estado de calidad en relación al mercurio.

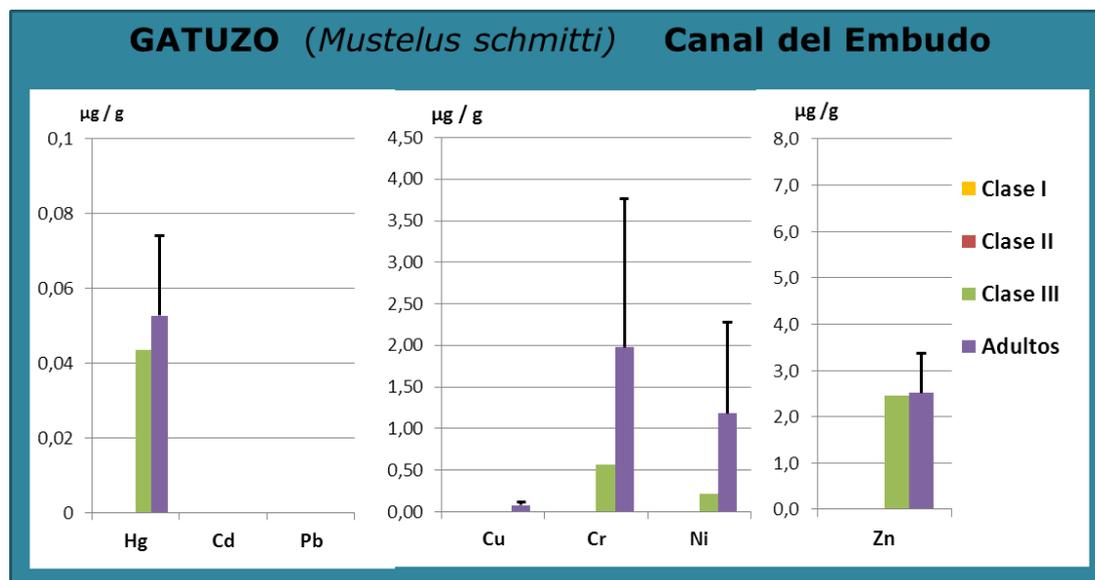


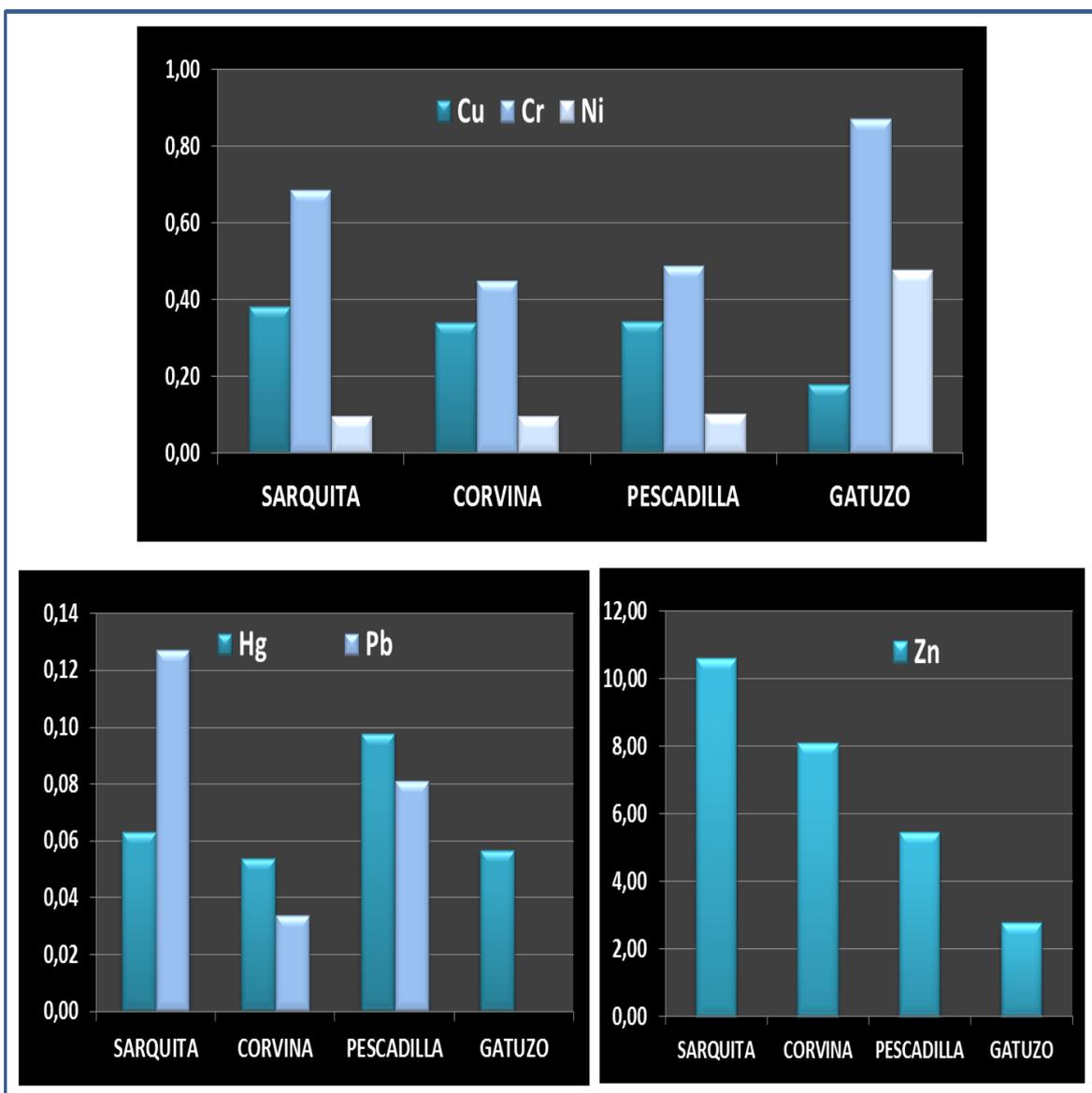
Figura V.iii.21: Distribución de metales ($\mu\text{g/g}$ en p.h.) en el gatuzo *Mustelus schmitti* para ejemplares capturados en **Canal del Embudo**.

ESPECIES DE PECES Y 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 iii.22. Así puede observarse que en el caso del Zn la especie (considerando la totalidad de las clases evaluadas en todo el periodo) tiene mayor representatividad (concentración en ppm) la saraquita, siguiéndole en orden la corvina>pescadilla>gatuzo. Para el Cu casi no hay diferencia entre las tres primeras especies mencionadas anteriormente, con una concentración menor en el gatuzo. El Cr sigue la siguiente tendencia: gatuzo>saraquita>pescadilla>corvina; y el Ni: casi igual entre saraquita, corvina y pescadilla, mostrando un valor superior en el gatuzo. En el caso del Pb el orden que sigue en las especies evaluadas es la siguiente:

saraquita>pescadilla>corvina. Y por último, el Hg presentó mayores concentraciones en la pescadilla>saraquita>gatuzo>corvina.

Esto indica que cuando se quiere proponer a una especie como indicadora debe tenerse en cuenta que no todos los metales tienden a acumularse de manera semejante en la misma especie. Además en estudios como este, tiene mucha importancia la evaluación de todas las tallas desde los juveniles más pequeños hasta las formas adultas.



REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS (SUB-SECCIÓN iii)

- 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 (ISBN 978-987-1896-16-5) pp: 227-258.

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/.

CREHA. (2008). SENASA (Plan Nacional de Control de Residuos e Higiene en Alimentos) Plan anual 2008 de Residuos y Toxinas en alimentos de origen animal. 6pp.

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.

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

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>

Marcovecchio, J.E. y L.D. Ferrer. (2005). Distribution and geochemical partitioning of heavy metals in sediments of the Bahía Blanca estuary, Argentina. *Journal of Coastal Research*, 21 (4):826-834.

Salomon W. y U. Foerstner. (1984). *Metals in the hydrocycle*, Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, New York.

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*.

US EPA (United States Environmental Protection Agency). (2002). *National Recommended Water Quality Criteria*. EPA-822-R-02-047, Office of Science and Technology.

CAPITULO VI

COMENTARIOS FINALES

INTRODUCCION

En el presente Capítulo se presenta una síntesis de los resultados obtenidos en el Programa de Monitoreo 2015 / 2016, y que a continuación se listan:

ASPECTOS BIOLÓGICOS DE LAS ESPECIES DE PECES ESTUDIADAS

El número de ejemplares de peces muestreados durante el presente monitoreo comparado con el anterior fue significativamente mayor. Esto es consecuencia de la utilización de dos redes camaroneras en cada una de las campañas realizadas. Por ello, para un próximo monitoreo, sería conveniente mantener el número de redes con el objeto de poder capturar la cantidad de ejemplares necesarios para los objetivos propuestos.

En esta oportunidad la proporción de animales muestreados entre sitios de muestreo fue semejante.

La captura representativa de cada una de las especies de peces estudiadas, por sitio de muestreo y fecha de captura, fue la esperada.

Existen antecedentes de la alimentación de las cuatro especies de peces estudiadas en el presente, que permiten realizar comparaciones de la dieta y observar la existencia o no de variaciones en de cada una de ellas. La saraquta *Ramnogaster arcuata* fue obtenida en el Canal del Embudo durante el período Julio 1988- Agosto 1989 (Lopez Cazorla y Tejera 1995) y en Puerto Galván durante el período septiembre 2005- agosto 2006 (Lopez Cazorla et al. 2011). Los juveniles de corvina rubia *Micropogonias furnieri* fueron capturados en el Canal del Embudo durante el período marzo 2000- febrero 2001 (Sardiña y Lopez Cazorla 2005 a). Los juveniles de pescadilla de red *Cynoscion guatucupa* fueron muestreados en el Canal del Embudo durante abril 1991- Mayo 1993 (Lopez Cazorla, 1996) y durante el período marzo 2000- febrero 2001(Sardiña y Lopez Cazorla 2005 b). El gatuzo *Mustelus schmitti* fue obtenido a la altura de la boya 17 y en el Banco

Laborde, próximo al Canal del Embudo, durante el período 1979-1984 (Lopez Cazorla, 1987).

En saraquita, durante el presente monitoreo, el índice de repleción (IR) analizado por sitio de muestreo fue mayor en Puerto Galván que en el Canal del Embudo. Temporalmente, el IR, en Canal del Embudo fue mayor durante el período diciembre –febrero (C4 y C5), no así en Puerto Galván donde los valores más altos se registraron en octubre y diciembre (C3 y C4).

La comparación de la dieta entre los sitios, si bien ésta estuvo compuesta por los mismos ítems presa, se observó una diferencia en la importancia relativa de cada uno de ellos. En Canal del Embudo las presas más importantes fueron los copépodos, principalmente *Labidocera fluviatilis* y *Acartia tonsa*, seguidos por decápodos y dentro de ellos Megalopas. En Puerto Galván se observó la tendencia inversa, donde el misidáceo *Arthromysis magellanica* fue la presa más importante seguido por el copépodo *Acartia tonsa*. Los restantes ítems tuvieron una baja importancia en ambos sitios, representando en conjunto menos del 10% de IRI.

El análisis de la composición de la dieta de la saraquita por clase de talla evidenció variación con el aumento de la talla en ambos sitios y campañas de muestreo.

Con respecto a períodos anteriores, el espectro trófico de la saraquita ha presentado variaciones, principalmente en Canal del Embudo.

En corvina rubia, IR total para juveniles y adultos fue 1,67 y 0,42 respectivamente. Los juveniles presentaron un IR similar en ambos sitios (Puerto Galván IR=1,70 y Canal del Embudo IR=1,60). A lo largo del ciclo anual, el IR en Canal del Embudo presentó el mayor valor en las campañas 2 y 4 (agosto y diciembre), mientras que en Puerto Galván la actividad alimentaria fue más importante desde la campaña 3 hasta la 6 (octubre-abril).

La dieta general estuvo integrada por 22 ítems presa, los grupos más importantes fueron misidáceos, copépodos, poliquetos y decápodos.

El número de ítems presa consumidos fue mayor en Puerto Galván que en Canal del Embudo. En éste último, las presas más importantes fueron los copépodos, y dentro de éstos *Acartia tonsa* y *Labidocera fluviatilis* fueron las dos especies más importantes. Los otros dos ítems presas que siguieron en importancia fueron misidáceos *Arthromysis magellanica* y decápodo *Peisos petrunkevitchi*. En Puerto Galván, el misidáceo *Arthromysis magellanica* y el copépodo *Acartia tonsa* fueron las presas más importantes seguidos por poliquetos y decápodos.

El análisis de la composición de la dieta de la corvina rubia por clase de talla evidenció variación con el aumento de la talla en ambos sitios y campañas de muestreo.

Con respecto a períodos anteriores, el espectro trófico de la corvina rubia ha presentado variaciones.

En pescadilla de red, el IR total fue de 2,48 y 1,32 para juveniles y adultos, respectivamente. Los juveniles presentaron un IR similar en ambos sitios, Canal del Embudo (IR=2,57) y Puerto Galván (IR=2,46). En ambos sitios, el mayor valor se registró en abril.

La dieta general estuvo integrada por 8 ítems presa, representados por misidáceos, decápodos, copépodos y peces teleósteos.

El número de ítems presa que integraron la dieta fue igual en ambos sitios de muestreo y la composición fue similar. En Canal del Embudo los ítems más importantes fueron misidáceos (*Arthromysis magellanica* y *Neomysis americana*) y decápodo *Peisos petrunkevitchi*. En Puerto Galván la dieta estuvo integrada principalmente misidáceos *Arthromysis magellanica* y decápodo *Peisos petrunkevitchi*.

El análisis de la composición de la dieta de la pescadilla de red, por clase de talla, evidenció variación con el aumento de la talla en ambos sitios y campañas de muestreo.

Con respecto a períodos anteriores, el espectro trófico de la pescadilla de red ha presentado variaciones.

En gatazo, el IR fue de 2,47 y 1,88 para juveniles y adultos, respectivamente. Debido al bajo número total de ejemplares capturados, no fue posible realizar comparaciones del IR entre sitios de muestreo.

La dieta general estuvo integrada por 9 ítems presa, correspondientes a misidáceos, decápodos, poliquetos y teleósteos.

En Canal del Embudo, las presas más importantes fueron los decápodos, y dentro de éstos el cangrejo *Neohelice granulata*. La segunda categoría presa en importancia fueron los poliquetos. En Puerto Galván, los decápodos, específicamente el cangrejo *Neohelice granulata* y el camarón *Artemesia longinaris*, fueron la categoría presa más importante seguido por poliquetos.

Al igual que las otras especies, la composición de la dieta de gatuzo por clase de talla evidenció variación con el aumento de la talla en ambos sitios y campañas de muestreo.

El resultado del análisis de la dieta de las cuatro especies monitoreadas durante el presente ciclo así como las comparaciones con trabajos anteriores, realizados en el mismo área, evidencian variaciones espaciales e interanuales en la composición específica y/o importancia relativa de las presas consumidas.

MICROBIOLOGÍA DE LA ZONA INTERNA DEL ESTUARIO

Al igual que en estudios anteriores, en la mayoría de los sitios de muestreo se detectó una cantidad significativa de bacterias degradadoras de hidrocarburos, alcanzando o superando en promedio recuentos de 10^4 por gramo de sedimento seco. Los altos recuentos de un grupo fisiológico especializado en la utilización de hidrocarburos como fuente de carbono y energía, alertan sobre la existencia de vuelcos crónicos en el sector muestreado y su acumulación en los sedimentos. En el presente estudio se observó una tendencia diferente en la distribución de los valores con respecto a estudios previos, que indican mayor acumulación hidrocarburos en el área de muestreo más externa, influenciada por la descarga cloacal, el puerto de Ingeniero White y Puerto Galván.

Asimismo, los resultados ponen en evidencia que el aumento en el número de bacterias indicadoras de contaminación fecal en aguas y sedimentos, se registra en las áreas de mayor intervención antrópica (desembocadura de las cloacas) pero también en la zona de influencia de alguno de los afluentes que vuelcan sus aguas al estuario como el arroyo Napostá y el canal derivador Maldonado.

Escherichia coli es una bacteria utilizada ampliamente como indicadora de contaminación fecal. La bacteria *E. coli* en la zona de estuario estudiada, sigue una tendencia similar en agua y sedimentos, si bien se detecta una propensión a la acumulación en estos últimos que en general es de un orden de magnitud superior a la columna de agua del mismo lugar. Al igual que en estudios anteriores, las mayores densidades de *E. coli* en aguas y sedimentos se registran en las zonas afectadas por la influencia de los volcados cloacales: Est. 1 (en cercanías de la cloaca máxima de Bahía Blanca) y la Est. 5 (ubicada en el área de influencia de la Planta de Tratamiento para la 3^o Cuenca).

En términos generales, los promedios de los recuentos de las bacterias heterótrofas de origen marino en las distintas estaciones de muestreo mantienen la misma tendencia y abundancia (en órdenes de magnitud) que

los registrados en muestreos de años anteriores. Los recuentos de bacterias heterótrofas terrestres en la Est.4 tiene un desvío mayor que el resto de las estaciones, esto podría deberse a que está sufriendo la influencia del canal derivador Maldonado, que debido a las copiosas lluvias podría estar arrastrando materia orgánica disuelta y bacterias.

En todos los sitios y muestreos se detectó un número significativo de BDH, alcanzando o superando en promedio recuentos de 10^4 por gramo de sedimento seco. Estos resultados alertan sobre la existencia de vuelcos en el sector muestreado y su acumulación en los sedimentos. En el presente estudio se observó una tendencia diferente, en relación a estudios anteriores, en cuanto a la distribución de los valores, representada por un incremento de BDH en la zona más externa con respecto a la interna. En estudios anteriores los valores se incrementaban hacia las estaciones más internas.

COMUNIDADES BENTÓNICAS

1 - La composición faunística de la comunidad bentónica de los puertos de Ing. White y Cuatros es semejante, destacándose la abundancia numérica y de biomasa de los crustáceos, la diversidad de los poliquetos, seguidos en importancia por los moluscos y los cnidarios.

2 - Las comunidades incrustantes asociadas a la zona portuaria del estuario de Bahía Blanca, presentan una marcada estratificación vertical, evidenciándose una mayor riqueza, diversidad y equitatividad en los niveles inferiores. Estas comunidades tienen baja riqueza específica y están dominadas por especies exóticas.

3- Las asociaciones de macroinvertebrados bentónicos a lo largo del Canal Principal de Navegación del estuario de Bahía Blanca, presentan una alta diversidad de poliquetos seguida por una diversidad intermedia de crustáceos y moluscos. En la zona interna del estuario la especie más representada es *Scolopos L verax*, se recomienda explorar la potencialidad de esta especie como posible indicador de la calidad ambiental.

QUÍMICA MARINA

Los valores de los parámetros físico-químicos evaluados estuvieron en el mismo orden que los determinados históricamente para esta zona.

Las concentraciones de oxígeno disuelto fueron altas en primavera, con valores de sobresaturación en muchos casos, y relativamente bajas en verano, siendo consistentes con los correspondientes valores históricos.

Los valores de MOP reportados en este estudio (1567 – 8495 mgC m⁻³) son mayores a los detectados en estudios anteriores para la zona interna del Estuario de Bahía Blanca. Un incremento en la concentración de Materia Orgánica en el material particulado conduce a un aumento de la materia orgánica en los sedimentos, lo cual puede modificar las condiciones químicas de los mismos produciendo condiciones anaerobias, incrementando la actividad microbiana y disminuyendo el potencial redox.

Los mayores valores de Clorofila *a* fueron detectados en Diciembre de 2015 (10,15 – 16,55 µg L⁻¹) para todas las estaciones analizadas; excepto en la estación 2 (IW) en donde el máximo (11,96 µg L⁻¹) se detectó en Septiembre del mismo año (Figura V.i.3a,). La estación más interna, 6 (PC) fue la que presentó los mayores valores promedios (9,88 ± 5,72 µg L⁻¹) (Tabla V.i.1). La concentración de feopigmentos mostró un pico máximo en Diciembre de 2015 para la estación 1 (CLO, 8,97 µg L⁻¹) y otro para la estación 5 (3^a C, 6,69 µg L⁻¹) (Figura V.i.3b). Durante el mes de Junio de 2015, la concentración de los feopigmentos se mantuvo generalmente en valores no detectables en todas las estaciones analizadas, excepto en las estaciones 5 (3aC) y 6 (PC) en donde se detectó una concentración de 4,17 µg L⁻¹ y 0,58 µg L⁻¹, respectivamente.

La concentración de los nutrientes inorgánicos disueltos durante todo el período muestreado fue de 1,77 ± 1,27 µmol NO₂⁻ L⁻¹, 16,99 ± 22,76 µmol NO₃⁻ L⁻¹, 28,27 ± 29,39 µmol NH₄⁺ L⁻¹, 3,89 ± 6,07 µmol FRS L⁻¹ y 76,43 ± 37,03 µmol DSi L⁻¹.

Las menores concentraciones promedio de nitrito, nitrato, fosfatos y silicatos se detectaron en Septiembre de 2015, mientras que, las mayores concentraciones promedios para estos mismos analitos se detectaron en la campaña de Diciembre de 2016. En cambio, el amonio presentó los menores valores promedio en Diciembre de 2015 y las mayores concentraciones promedio en Junio de 2015.

Comparando este estuario con estudios realizados en otros estuarios del mundo (Bricker *et al.*, 1999) y de acuerdo al contenido de Clorofila *a*, DIN y FRS encontrados en este estudio podemos inferir a cerca del estado trófico del sistema; llegamos así a la conclusión que la zona interna del Estuario de Bahía Blanca, durante Junio 2015 – Marzo 2016 tuvo condiciones de un estuario *moderado a altamente eutrófico*.

En todos los casos se hallaron concentraciones detectables de PAHs en sedimentos, la media de concentraciones para el área en estudio fue de 231.2 ppb (n=24, peso seco), con un mínimo de 29 ppb, p.s. (concentración media 3^aC) y un máximo de 628 ppb, p.s. (concentración media PC). Los compuestos registrados en mayor concentración fueron Fluoranteno, Fenantreno y Naftaleno y los más frecuentes: Naftaleno > Acenaftileno, 2-Me-Naftaleno, Acenafteno, Criseno. En términos cuantitativos, la concentración media de PAHs para el área de estudio fue ligeramente superior al muestreo inmediato anterior (2014-2015, 203 ppb); sin diferencias estadísticas significativas.

Por otro lado, se mantuvo tanto el patrón de compuestos mayoritarios 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.

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, Junio de 2015; PC, Septiembre de 2015).

En cuanto a los orígenes de los aportes de PAHs cuantificados, la evaluación mostró signos de una impronta pirolítica (61%, quema de combustibles fósiles) sobre los aportes petrogénicos (39%, vertido de petróleo, aceite y combustibles).

Los resultados mostraron que el 33% de las muestras de sedimentos excedió al menos un nivel de "rango de efectos bajos" correspondiente a compuestos individuales (ERL, Long et al., 1995). Los sitios que presentaron dichas excedencias son: PC (50%) > CLO (25%) > IW-M (12% c/u).

Considerando todas las especies y tallas, la variable **Total PAHs** (sumatoria de las concentraciones de 17 compuestos analizados) evidenció un valor medio de 35.8 ppb (peso húmedo, n=60, SD= 51.5 ppb), variando entre el valor "no detectable" (<0.01 ppb; N.D.) y un máximo de 325.17 ppb.

En comparación con los datos obtenidos del muestreo 2013-2014, la media general del presente estudio fue sensiblemente menor, continuando la tendencia de concentraciones decrecientes de PAHs hallada en 2014.

Saraqita fue la especie más impactada por la presencia de PAHs, repitiendo el patrón hallado en el estudio anterior.

En términos generales, incluyendo todas las especies estudiadas, los juveniles acumularon más contenido de PAHs que los adultos.

El 95% de las muestras se hallaron dentro de los niveles de seguridad o *screening*. En cuanto a las tres excedencias registradas para dichos niveles, correspondieron a dos juveniles de corvina obtenidos de PG y un juvenil de saraqita obtenido de CE, todos incluidos en el muestreo de Junio de 2015.

Por lo tanto, en lo concerniente a la presencia de los 17 PAHs analizados en tejido de peces, 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.

En la gran mayoría de los casos analizados (24 muestras de sedimentos superficiales del estuario) los valores de compuestos organoclorados (OCs) fueron nulos o inferiores al límite de detección del método analítico empleado, y en los escasos casos en los que fueron detectables (siempre ligados a las estaciones CLO, próxima a la descarga de la cloaca de Bahía Blanca, y pCG) los valores registrados fueron extremadamente bajos.

Esto permite sostener que no se ha producido acumulación de OCs en los sedimentos del estuario durante el período que se informa.

Los valores de OCs determinados en los tejidos de las cuatro especies estudiadas durante este período demuestran que el nivel de OCs en el estuario es muy bajo, y prácticamente no hay acumulación de estos compuestos en los peces analizados. Por el mismo motivo no hay diferencias significativas entre ejemplares de ambos sitios muestreados.

En los casos en que los valores fueron detectables, siempre resultaron muy bajos y estuvieron muy lejos de los considerados críticos en ambientes de este tipo.

Los resultados obtenidos en el presente período de estudio permiten sostener que este estuario no recibe impactos críticos de compuestos organoclorados.

Las concentraciones de Cd disuelto nunca fueron superiores a las concentraciones crónicas y agudas críticas, aunque si superiores a los niveles *background* (según la US EPA). Ninguna de las concentraciones fue superior a la estipulada 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.

Los valores de Cd_{Dis} son menores a los determinados en el monitoreo anterior (excepto en CLO), pero todos siguen siendo más grandes de los correspondientes a los monitoreos entre 2002-2010.

Los valores de Pb_{Dis} son menores a los determinados en el monitoreo anterior (excepto en CLO), y son inferiores a las concentraciones obtenidas en los monitoreos 2007 y 2009 en cPG, M y PC. Debe destacarse que en IW la concentración promedio para el periodo 2015-2016 es más grande que la correspondiente a todos los monitoreos previos.

Los valores de Cu_{Dis} fueron en promedio para todos los sitios no solo superiores a las concentraciones determinadas en monitoreos entre 2002 y 2011 sino también respecto al monitoreo previo (informe 2014). Deben destacarse los sitios cPG y 3^aCca como los que muestran los mayores incrementos.

Las concentraciones de Zinc disuelto para el presente periodo evaluado estuvieron siempre por debajo del LDM, con un solo valor detectado igual a 69,56 $\mu\text{g/L}$ en la campaña junio 2015 y en el sitio PC. Este único valor detectado es superior no solo a lo informado en el monitoreo previo sino también superior a todos los valores obtenidos en los monitoreos realizados entre 2002 y 2011.

Las concentraciones de *Cromo* disuelto variaron tanto entre estaciones como entre campañas, aunque la diferencia fue más evidente en las campañas de junio y diciembre 2015 los sitios más internos del estuario (M, 3^oCca y PC) fueron los que presentaron mayores concentraciones. Considerando todo el periodo de muestreo los valores estuvieron entre menores al LDM y un máximo de 32,17 $\mu\text{g/L}$.

El análisis de *Níquel* disuelto dio como resultados valores por debajo del LDM en todas las campañas realizadas y en todos los sitios de muestreo evaluados.

El *Hierro* disuelto presentó una distribución heterogénea tanto entre estaciones de muestreo como entre las cuatro campañas realizadas (con excepción de la campaña junio 2015). Todas las concentraciones fueron inferiores a los 18,8 $\mu\text{g/L}$, valor máximo detectado en el sitio CLO durante la campaña de septiembre 2015.

El *Mercurio disuelto* en el agua de mar del estuario presentó una distribución variable entre sitios de muestreo una variabilidad reducida entre campañas. Se detectó un pico de concentración en cPG en la campaña diciembre 2015. Los valores fluctuaron entre no detectables y máximos próximos o levemente superiores a 1 $\mu\text{g/L}$. Las concentraciones de Hg_{Dis} son superiores a las reportadas en programas de monitoreo previos (informes 2002 a 2011), e incluso respecto a las concentraciones medidas en el periodo 2013-2014. Este incremento es más evidente en los siguientes sitios: IW, cPG, M y 3°Cca.

El *Cadmio* en las muestras de sedimento superficial presentó variabilidad entre campañas. Los valores más altos registrados en el periodo de estudio corresponden al sitio CLO, entre 0,70 y 0,90 $\mu\text{g/g}$ aproximadamente; lo que sugiere un aporte hacia el sistema a partir de los aportes cloacales derivados de la ciudad. Las concentraciones pueden considerarse niveles *background*. Al compararlos con valores obtenidos en programas de monitoreo previos (informes 2002 a 2011) se observa una disminución considerable en todos los sitios de muestreo.

El *Plomo* en las muestras de sedimento superficial mostró una distribución relativamente homogénea tanto entre sitios de muestreo como durante todo el periodo de evaluación, con valores entre 4,41 y 9,27 $\mu\text{g/g}$. Las concentraciones son muy inferiores a los valores guía para sedimentos marinos según Canadian Guidelines y NOAA SQuiRTs. Respecto a valores previos de monitoreos para el estuario de Bahía Blanca (2002 a 2011) son siempre inferiores y respecto al informe 2014 se observan incrementos solo en algunos sitios (CLO y IW).

Las muestras de sedimento superficial mostraron concentraciones de *Cobre* entre 8,71 µg/g en M y 19,51µg/g en CLO. Las concentraciones de cobre en sedimentos en estudios de monitoreo previos fueron superiores a los del presente estudio, en particular los correspondientes a 2002, 2005, 2007 y 2010. Debe destacarse que la concentración promedio en CLO durante el presente periodo de evaluación es la única superior a todos los monitoreos anteriores. Sin embargo, en ninguno de los sitios el valor medio fue superior al valor medio obtenido para el periodo 2013-2014.

Las concentraciones de *Zinc* en sedimento superficial del estuario durante el periodo 2015-2016 presentaron una distribución con valores más altos en el sitio más externo (CLO) disminuyendo hacia el interior, aunque presentando pequeños incrementos en cPG y 3°Cca según la campaña realizada. Las concentraciones medias halladas en el presente monitoreo están por debajo de aquellos registrados en monitoreos previos (2002 a 2011) e incluso respecto al informe reciente del 2014. Debe igualmente mencionarse que esto último no se observa en el sitio CLO, donde el reporte de zinc para el 2010 también fue inferior en ese sitio.

El *Cromo* en las muestras de sedimento superficial mostro una distribución homogénea entre los sitios de muestreo y en el tiempo, con incrementos leves para todos los sitios en la campaña septiembre 2015, en la cual se observa un patrón de distribución espacial muy semejante al del zinc. Respecto a las concentraciones halladas en monitoreos previos (informe 2002 a 2011) las obtenidas en el presente estudio son levemente superiores excepto para las correspondientes al informe 2005.

El *Niquel* en los sedimentos superficiales del estuario mostró una distribución espacial muy semejante a la del Cr, y en cada campaña con poca diferencia entre sitios, con las concentraciones más altas en la campaña de Junio 2015. Las comparaciones de los valores de Ni para el estuario con datos históricos de monitores indican una disminución respecto a los informes 2006 y 2008, y están en valores muy semejantes a los informes 2010 y 2014.

Las concentraciones de *Hierro* en las muestras de sedimento superficial variaron entre 13610 µg/g en IW (campaña marzo 2016) y un máximo alcanzado igual a 28260 µg/g en 3°C (campaña septiembre 2015). Las concentraciones del presente estudio son inferiores a aquellas correspondientes al monitoreo 2013-2014. Y están en el mismo orden de magnitud a datos previos para el estuario de Bahía Blanca.

Las concentraciones de *Mercurio* en el sedimento superficial estuvieron en un rango desde no detectables (para casi todos los sitios en la primer campaña de junio 2015) y un pico máximo en CLO de 0,371 µg/g (marzo 2016). Los programas de monitoreo previos (2002 a 2011) muestran valores de mercurio que están en concentraciones inferiores a las reportadas en el presente estudio, destacándose los fuertes incrementos observados en los sitios CLO, cPG, M y 3°C durante el periodo 2015-2016, incluso por encima de los informados durante el periodo 2013-2014.

Metales en saraquita.

En ***Puerto Galvan*** el **Cd** siempre dió por debajo del LDM (límite de detección de la metodología). Para el **Pb** un solo valor en las clases I y II siendo en esta última la concentración (0,278 µg/g) 4 veces mayor que en CII, mientras que el resto de los *pooles* y todos los correspondientes a CIII dieron <LDM. El **Hg** con valores detectables en una campaña para CI, en dos de las 3 campañas CII y en los 3 *pooles* de CIII en una campaña, presenta en término de valores promedios 0,0525, 0,0365 y 0,0483 µg/g respectivamente. Respecto al **Cu** con valores detectables en todas las campañas y *pooles* para las tres clases muestra valores promedios iguales a CI: 0,46 µg/g; CII: 0,30 µg/g y CIII: 0,40 µg/g; pudiendo en base a esto suponer una disminución hacia los organismos más grandes. El **Cr** presenta claramente una concentración mucho más grande en los *pooles* de CI (valor medio 1,85 µg/g). Las concentraciones de **Ni** fueron muy bajas con valores promedios entre 0,061µg/g (CII) y 0,126 µg/g (CI), y con varios de los *pooles* analizados <LDM. Finalmente el **Zn** presentó una tendencia similar al

periodo 2013-2014 aunque mucho menos evidente, es decir una disminución en la concentración para los organismos de mayor talla.

En **Canal del Embudo** el **Cd** siempre presentó valores menores al LDM en todos los *pooles*. Para el **Pb** todas las determinaciones dieron al igual que el $Cd < LDM$, con excepción de dos datos en CI, siendo este superior al correspondiente en Puerto Galván. El **Hg** con 20 valores $<LDM$ de los 32 *pooles* evaluados entre las cuatro clases presentó máxima concentración media en CI: 0,228 $\mu\text{g/g}$, mínima en CII 0,026 $\mu\text{g/g}$ aumentando ligeramente en CIII 0,041 $\mu\text{g/g}$ y 0,026 $\mu\text{g/g}$ CIV. Respecto al **Cu** con valores detectables en todas las campañas y *pooles* para las cuatro clases, mostrando una disminución en la concentración en los organismos de tallas más grandes. El **Cr** presenta la siguiente tendencia: aumentar desde la CI a la CIII, para luego disminuir. Las concentraciones obtenidas para **Ni** estuvieron en valores promedios comprendidas entre CI: 0,104; CII: 0,106; CIII: 0,119 y CIV: 0,092 (todas en $\mu\text{g/g}$), observándose una leve tendencia a aumentar hacia la CIII para luego disminuir en la correspondiente a la más grande. Finalmente el **Zn** presentó una distribución entre tallas semejante a la descrita en el periodo anterior (2013-2014), con el valor promedio más alto en la CI: 12,66 $\mu\text{g/g}$, disminuyendo y concentraciones muy semejantes entre las otras tres clases (CII: 7,83 $\mu\text{g/g}$; CIII: 8,04 $\mu\text{g/g}$ y CIV: 7,88 $\mu\text{g/g}$).

Metales en corvina.

En **Puerto Galván** para el **Cd** todas las determinaciones fueron $<LDM$. El **Pb** sólo dio un valor detectable en un *pool* de 250 individuos (0,059 $\mu\text{g/g}$) para CI; para los juveniles de CII 2 valores detectables (promedio 0,019 $\mu\text{g/g}$) y CIII nuevamente un solo *pool* presentó valor detectable (n=40; 0,025 $\mu\text{g/g}$); en ninguno de los adultos la concentración fue $>LDM$. En el caso del **Cu**, de los 30 *pooles* evaluados uno solo dio no detectable y ello ocurrió con uno de los 2 adultos, indicando una tendencia a disminuir en las tallas más grandes. El **Cr** en solo uno de los *pooles* de CI dio $<LDM$,

mostrando una tendencia a aumentar de clase I a la II y luego disminuir hacia los individuos adultos. El **Ni** muestra un comportamiento similar al Cr aunque con valores más bajos y con menos diferencia entre las clases juveniles CII y III. Finalmente el **Zn** mostró una clara tendencia a disminuir desde la clase juvenil más chica hasta la más grande, con concentraciones aun menores en los adultos (valores promedios CI: 13,22; CII: 11,88; CIII: 5,73 y Adultos: 2,83, todos en $\mu\text{g/g}$).

En **Canal del Embudo** no hubo captura en las campañas analizadas de ningún adulto y en una sola de ellas se obtuvieron juveniles clase I. En **Cd**: todos <LDM, **Pb**: todos <LDM, **Hg**: promedios en CII=0,044 $\mu\text{g/g}$ y en CIII=0,066 $\mu\text{g/g}$, el **Cu** disminuyendo a medida que aumenta la talla= promedios CI 0,493 $\mu\text{g/g}$; CII: 0,392 $\mu\text{g/g}$ y CIII: 0,228 $\mu\text{g/g}$, el **Cr** con una tendencia inversa, es decir aumenta a medida que la talla de los juveniles se incrementa, valores medios iguales a CI: 0,279 $\mu\text{g/g}$; CII: 0,585 $\mu\text{g/g}$ y CIII: 0,932 $\mu\text{g/g}$; para el **Ni** se observó la misma tendencia recién señalada para el cromo (promedios 0,060; 0,070 y 0,145, $\mu\text{g/g}$). Finalmente el **Zn** no presentó la distribución mencionada para los ejemplares de Canal Galván, siendo semejantes las concentraciones medias en las CI y CII (9,073 y 10,182 $\mu\text{g/g}$, respectivamente), disminuyendo en los juveniles de la CIII (4,544 $\mu\text{g/g}$).

Metales en pescadilla.

En **Puerto Galván** en **Cd** solo un valor detectable en CIII, **Pb** no detectado en ninguno de los *pooles*, **Hg** con valores semejantes entre las clases juveniles (promedios 0,037; 0,049 y 0,041, $\mu\text{g/g}$) y valores altos en los adultos con una concentración media igual a 0,154 $\mu\text{g/g}$. La distribución del **Cu** fue como ya la descripta para otros ejemplares, disminución a medida que aumenta la talla de los juveniles e incluso en adultos. **Cr** similar al Cu, pero con la diferencia que en los Adultos ese valor fue de 0,268 $\mu\text{g/g}$, es decir aumentando nuevamente. El **Ni** por su parte presentó una distribución entre clases y adultos en promedio igual a 0,063 $\mu\text{g/g}$ CI, 0,198 $\mu\text{g/g}$ CII;

0,138µg/g CIII y 0,020µg/g Adultos). Nuevamente el **Zn** se distribuye con una tendencia a disminuir sus concentraciones desde las tallas menores hacia las tallas más grandes, siendo las concentraciones obtenidas iguales a CI: 9,29 µg/g; CII: 6,45µg/g; CIII: 5,65µg/g y Adultos: 2,86 µg/g.

En **Canal del Embudo** las tendencias fueron: **Cd**<LDM en las 28 muestras analizadas, **Pb** con valores detectados solo en los ejemplares adultos (valor promedio 0,081 µg/g), **Hg** no detectable en los *pools* de CI, y con valores promedios de 0,023µg/g; 0,010 µg/g y 0,344 µg/g para CII, CIII y Adultos, respectivamente (en estos últimos con un rango desde 0,09 a 0,50µg/g), el **Cu** con concentraciones promedios iguales a 0,514µg/g para CI, 0,299µg/g para CII, 0,212µg/g para CIII y 0,288µg/g para Adultos, mostrando una disminución opuesta al rango de tallas, pero con el valor promedio para adulto casi igual al de CII. Las concentraciones medias de **Cr** también disminuyen a medida que aumenta el rango de tallas e incluso en los adultos (CI: 1,132> CII: 0,724> CIII: 0,546> Adultos 0,250, todos en µg/g) con rango total entre 0,042 y 3,153µg/g. El **Ni** aumenta en términos de valores medios desde las clases juveniles más pequeñas hasta los ejemplares adultos (0,056, 0,090, 0,116 y 0,150,µg/g, respectivamente). Las concentraciones promedios de **Zn** disminuyeron en las clases juveniles a medida que aumenta el rango de tallas (CI: 8,092µg/g; CII: 4,523µg/g y CIII: 2,834µg/g) mientras que en los adultos vuelve a incrementarse (4,122µg/g); esto último podría explicarse por la variabilidad obtenida en los 9 ejemplares de adultos analizados.

Metales en gatuzo.

En **Puerto Galván** los resultados para **Cd** fueron <LDM, el **Pb** dio en cada caso un único valor de 0,245 µg/g CI y 0,064 µg/g CII, 0,033µg/g CIII y adulto un valor de 0,050 µg/g. El **Hg** reportó un valor de 0,05 correspondiente a un *pool* de 2 individuos CIII; mientras que en adultos alcanzó un valor medio de 0,079 µg/g. En el caso del **Cu** las concentraciones obtenidas cada *pool* de CI y CII fueron de 0,261 y 0,247

$\mu\text{g/g}$; y valores promedios para CIII= $0,167 \mu\text{g/g}$ y para Adultos $0,430\mu\text{g/g}$. Por su parte el **Cr** varió entre $0,044 \mu\text{g/g}$ CII y $1,451\mu\text{g/g}$ CI, y un valor medio de $0,140$ para los adultos. Los valores únicos de **Ni** para las clases juveniles fueron iguales a $0,719$; $0,086$ y $0,076 \mu\text{g/g}$, mientras que como promedio de los 4 adultos evaluados se obtuvo $0,144 \mu\text{g/g}$. Para finalizar el **Zn** muestra por primera una tendencia muy suave a aumentar a medida que aumenta del rango de tallas siendo los valores obtenidos iguales a $2,923 \mu\text{g/g}$ CI, $3,034 \mu\text{g/g}$ CII, $3,096 \mu\text{g/g}$ CIII y $3,223 \mu\text{g/g}$ los Adultos.

En los ejemplares capturados en el **Canal del Embudo**, un solo *pool* de 5 individuos para CIII y los 5 ejemplares adultos mostraron las siguientes concentraciones: **Cd** y **Pb** <LDM, **Hg**: $0,044 \mu\text{g/g}$ y $0,053\mu\text{g/g}$, **Cu** solo en adultos $0,082\mu\text{g/g}$, **Cr**: $0,568 \mu\text{g/g}$ y $1,981\mu\text{g/g}$; **Ni**: $0,217\mu\text{g/g}$ y $1,184\mu\text{g/g}$; y por último el **Zn**: $2,45\mu\text{g/g}$ y $2,514\mu\text{g/g}$, para CIII y Adultos respectivamente. Dado estos valores, no se puede marcar ninguna tendencia respecto a la variación según la clase de talla de los individuos.

Este Programa de Monitoreo 2015 / 2016 da continuidad al diseño que incluye una toma de muestras simultánea para el estudio de parámetros físico-químicos, químicos, microbiológicos y biológicos, y su integración permite brindar un panorama más certero del estado de salud ambiental del estuario de Bahía Blanca.