

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

Informe Final del período 2013 / 2014

El presente Informe Final 2013/2014, 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 cuatro campañas de investigación realizadas durante el período del proyecto agosto de 2013 a julio de 2014, 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 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.

Capítulo II: Aspectos biológicos de cuatro especies de peces del estuario de Bahía Blanca

(Coordinadora: *Dra Andrea LÓPEZ CAZORLA* – Depto. de Biología, Bioquímica y Farmacia, UNS).

Capítulo III: Microbiología de la zona interna del estuario de Bahía Blanca
(Coordinadoras: *Dra Mónica BALDINI* y *Dra. María Amelia CUBITTO* – Depto. de Biología, Bioquímica y Farmacia, UNS).

Capítulo IV: Comunidades bentónicas asociadas a las zonas portuarias y el Canal Principal de Navegación del estuario de Bahía Blanca.
(Coordinadora: *Dra Sandra FIORI* – IADO, CONICET / UNS).

Capítulo V: Química marina de la zona interna del estuario.
(Coordinadores: *Dr Jorge MARCOVECCHIO*, *Dra Sandra BOTTE*, *Dra Carla SPETTER*, *Dr Andrés ARIAS* – IADO, CONICET / UNS).

Capítulo VI: Comentarios finales.

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) han complicado significativamente su manejo ambiental planificado, y 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 y Ferrer, 2005).

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

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

ción 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**).



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

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; 2002; 2004; 2006; 2008; 2009; 2010), se planteó la realización de la presente etapa del Programa de Monito-

reos tendientes 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 Cuatrerros (**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.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 Galvan.

CE: Canal del Embudo

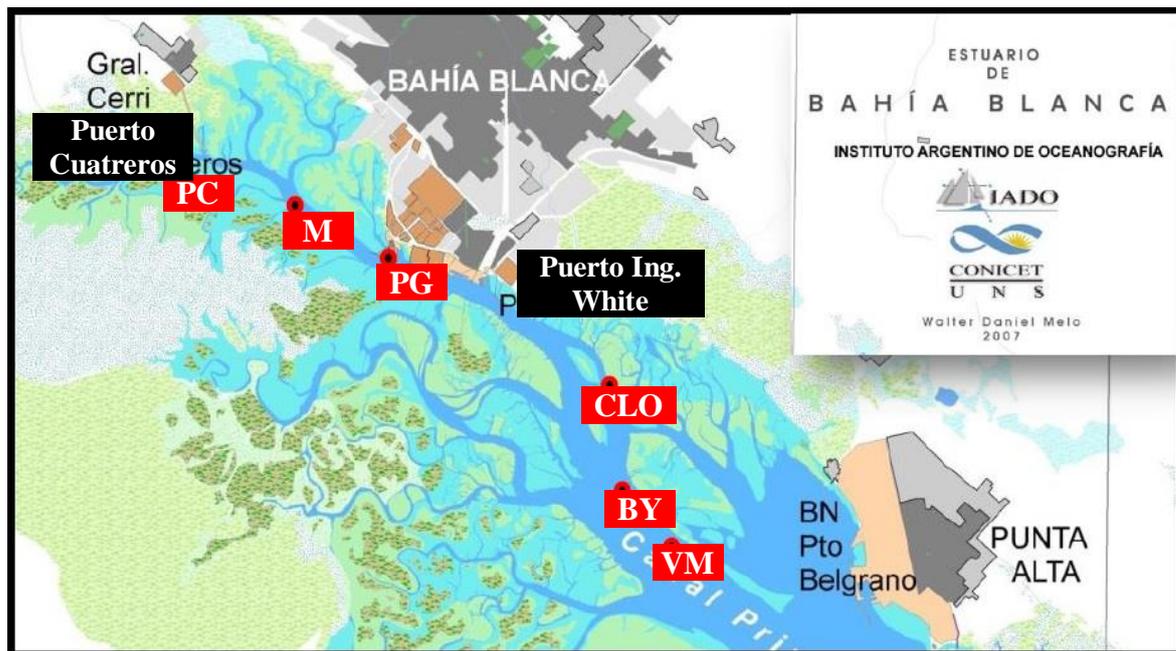


Figura I.4: Ubicación de las estaciones de muestreo para el estudio de comunidades bentónicas.

PC: Puerto Cuatreros

M: Maldonado

PG: proximidades de Puerto Galvan

CLO: proximidades de descarga cloacal de Bahía Blanca

BY: proximidades de Boya 26

VM: proximidades de Villa del Mar

BIBLIOGRAFÍA DEL CAPÍTULO I

- Arias AH, A Vazquez-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 Sidorkewicj, 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 gatuzo (*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**) durante el período Agosto 2013- Junio 2014. El arte de captura empleado fue la red camaronera.

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

El material necesario para los análisis químicos y de dieta de cada una de las especies fue clasificado por clases de talla siguiendo criterios ontogénicos 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 gatuza, 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.

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 $IV = (N^{\circ} \text{ estómagos vacíos} / N^{\circ} \text{ de estómagos examinados}) \times 100$ (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 (%Fi), como el porcentaje del número de estómagos conteniendo la presa i dividido por el número total de estómagos con contenido; Porcentaje de frecuencia numérica (%Ni), como el porcentaje del número de individuos de la presa i dividido por el número total de presas; Porcentaje de frecuencia en peso (%Pi), como el porcentaje en peso de los individuos de la presa i dividido por el peso total de los contenidos estomacales (Hyslop, 1980). Con los tres índices, se calculó el Índice de importancia relativa de cada presa ($IRI_i = \%Fi \times [\%Ni + \%Pi]$) (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 Agosto 2013- Junio 2014 se capturaron un total de 5705 individuos correspondientes a cuatro especies de peces: saraquita, cor-

vina rubia, pescadilla de red y gatuzo. El 59% de los ejemplares fueron colectados en el Canal del Embudo y el 41% restante en Puerto Galván. El número de peces capturado por mes y sitio de muestreo se presenta en la **Tabla II.1**. La mayor diferencia se registró en Agosto, cuando en el Canal del Embudo el número de ejemplares capturados fue significativamente mayor al obtenido en Puerto Galván.

Tabla II.1: Número de ejemplares capturados por mes y sitio de muestreo

Mes	Canal del Embudo	Puerto Galván
Agosto	1008	250
Octubre	120	131
Diciembre	463	308
Febrero	484	619
Abril	616	568
Junio	690	448

La distribución de tallas de cada una de las especies por mes y sitio de muestreo se presentan en las **Figuras II.2 a II.5**.

El mayor número de ejemplares de saraquita se obtuvo en el Canal del Embudo. En ambos sitios de muestreo, las menores tallas medias se registraron en diciembre y las mayores en octubre. A lo largo del ciclo anual se puede observar, además de la variación de la talla media, el incremento del rango de talla (**Figura II.2**).

El mayor número de ejemplares juveniles de corvina rubia se obtuvo en Puerto Galván durante el período abril-agosto. Las menores tallas medias se registraron, en el Canal del Embudo, en abril y junio, y las mayores en octubre y diciembre, en Puerto Galván (**Figura II.3**).

El mayor número de ejemplares juveniles de pescadilla de red se obtuvo en Canal del Embudo. La menor talla media se registró en junio y en el Canal del Embudo. La mayor talla media fue observada en diciembre y en Puerto Galván (**Figura II.4**).

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.5**).

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

-Saraquita: las clases II y III estuvieron representadas en todos los muestreos y en los dos sitios. En octubre, diciembre y febrero se registraron las cuatro clases de talla en Puerto Galván. En el Canal del Embudo, las cuatro clases sólo estuvieron presentes en abril y junio (**Tabla II.2**).

-Corvina rubia: en Puerto Galván, las clases mejor representadas fueron la II y la III. Sólo en abril y junio se registraron las tres clases de talla. En Canal del Embudo, sólo en agosto y abril, se registraron las tres clases. Mientras que, el resto del año no se capturó esta especie en ninguno de los dos sitios (**Tabla II.3**).

-Pescadilla de red: en Puerto Galván, sólo la clase II y III fueron capturadas desde octubre a junio. En el Canal del Embudo, sólo en agosto y junio, se registraron las tres clases. A lo largo del ciclo anual, las clases mejor representadas fueron la II y III (**Tabla II.4**).

-Gatuzo: si bien el número de ejemplares capturado fue muy bajo en los dos sitios, las tres clases de talla estuvieron mejor representadas desde agosto hasta diciembre en Puerto Galván, y en agosto y junio en el Canal del Embudo (**Tabla II.5**).

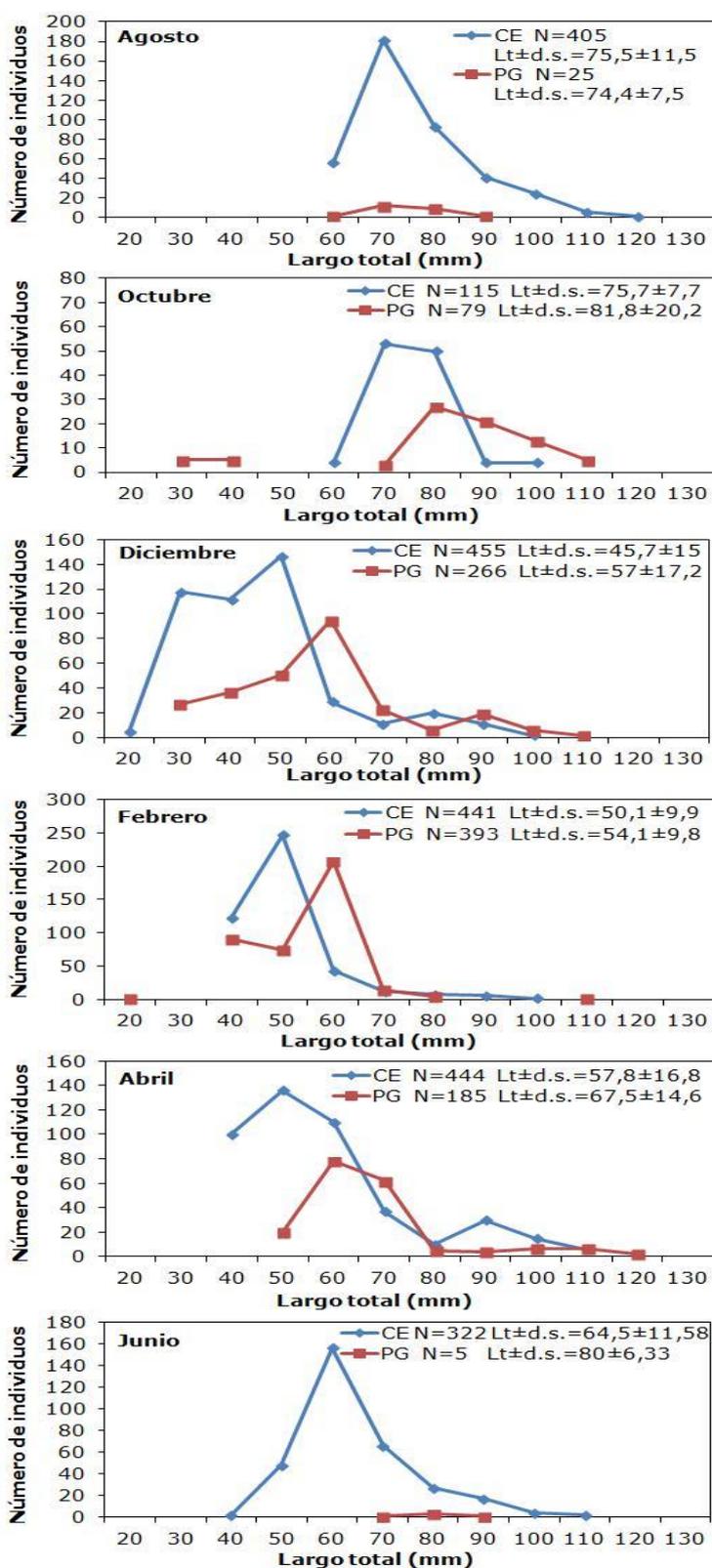


Figura II.2: Distribución de talla de saraquita *Ramnogaster arcuata* muestreados por mes y sitio. CE: Canal del Embudo; PG: Puerto Galván; N: número de individuos; $Lt \pm d.s.$: longitud total media \pm desvío estándar.

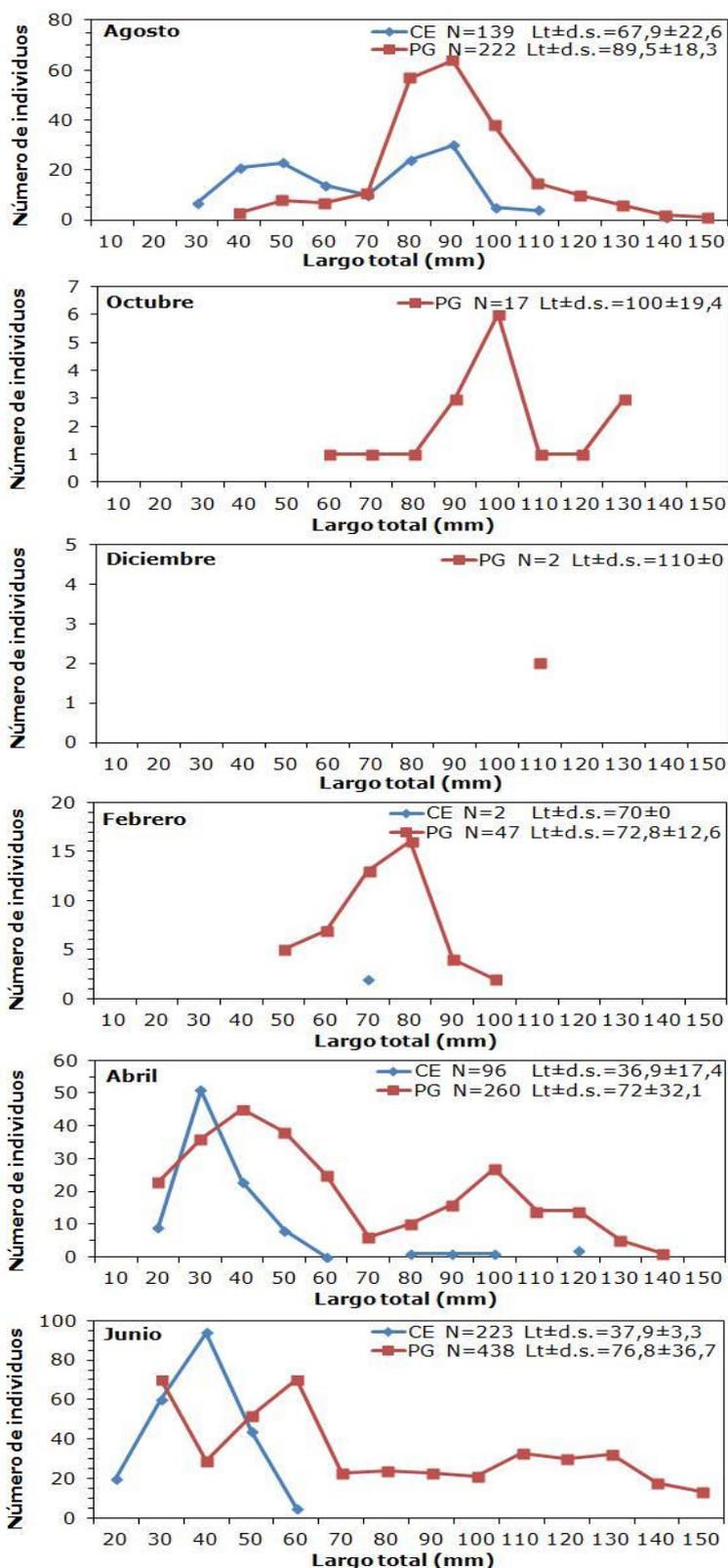


Figura II.3: Distribución de talla de juveniles de corvina rubia *Micropogonias furnieri* muestreados por mes y sitio. CE: Canal del Embudo; PG: Puerto Galván; N: número de individuos; Lt±d.s.: longitud total media ± desvío estándar.

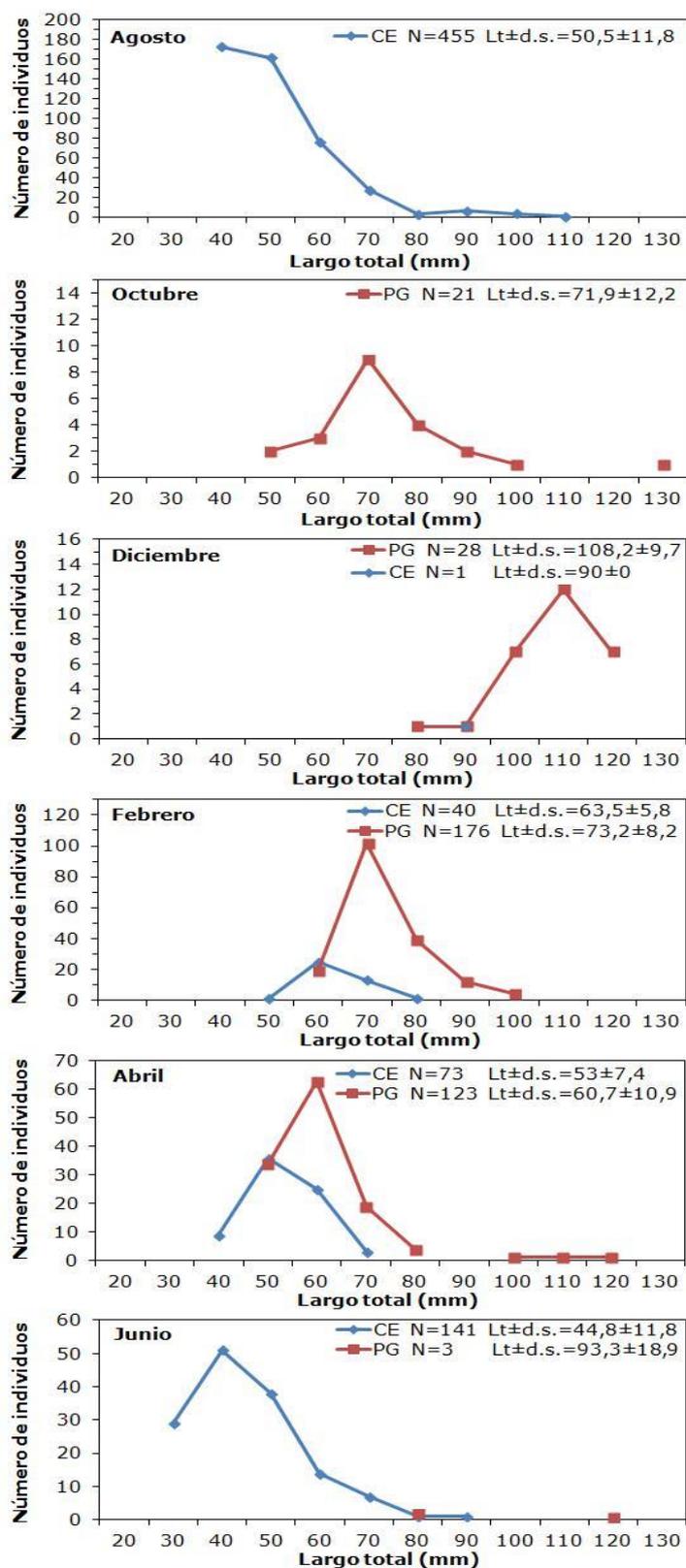


Figura II.4. Distribución de talla de juveniles de pescadilla de red *Cynoscion guatucupa* muestreados por mes y sitio. CE: Canal del Embudo; PG: Puerto Galván; N: número de individuos; Lt±d.s.: longitud total media ± desvío estándar.

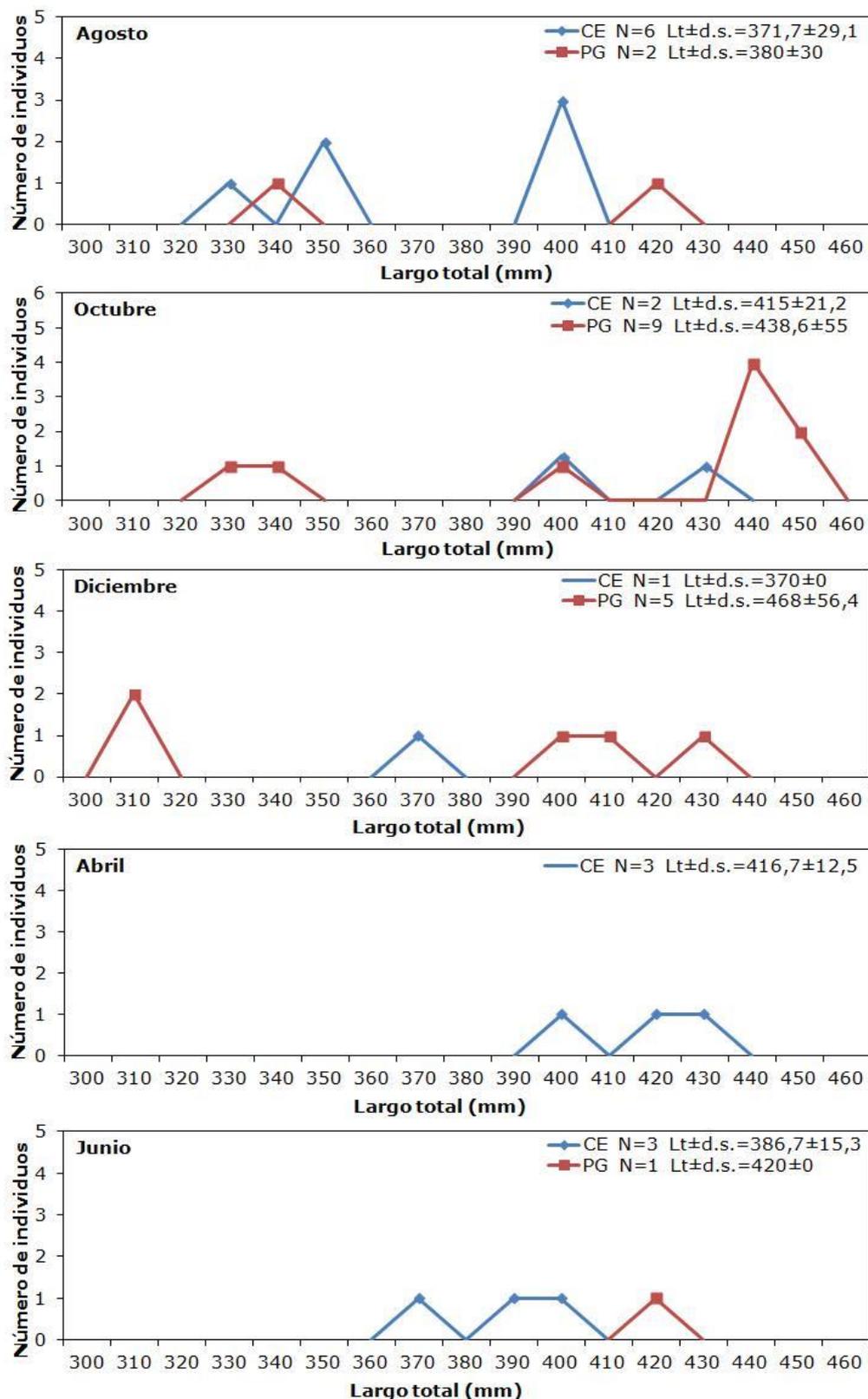


Figura II.5. Distribución de talla de juveniles de gatuzo *Mustelus schmittii* muestreados por mes y sitio. CE: Canal del Embudo; PG: Puerto Galván; N: número de individuos; $Lt \pm d.s.$: longitud total media \pm desvío estándar.

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 mes y sitio.

	Sitio	Rango de talla (mm)	Clase I 20-49	Clase II 50-79	Clase III 80-109	Clase IV 110-130
Agosto	Canal del Embudo	Lt \pm d.s.		67,6 \pm 4,3	85,7 \pm 7,5	111,4 \pm 3,7
	Puerto Galván	N		239	159	7
	Canal del Embudo	Lt \pm d.s.		68,6 \pm 3,6	81,0 \pm 3,2	
	Puerto Galván	N		14	11	
Octubre	Canal del Embudo	Lt \pm d.s.		69,3 \pm 2,6	82,1 \pm 4,5	
	Puerto Galván	N		57	58	
	Canal del Embudo	Lt \pm d.s.	35 \pm 5	70	87,7 \pm 7,8	110
	Puerto Galván	N	10	3	61	5
Diciembre	Canal del Embudo	Lt \pm d.s.	34,68 \pm 5,2	53,15 \pm 5,9	84,55 \pm 6,1	
	Puerto Galván	N	190	162	33	
	Canal del Embudo	Lt \pm d.s.	35,78 \pm 4,9	58,93 \pm 6,3	90 \pm 6,2	110
	Puerto Galván	N	64	150	31	2
Febrero	Canal del Embudo	Lt \pm d.s.	40	52,2 \pm 5,0	86,3 \pm 7,2	
	Puerto Galván	N	123	302	16	
	Canal del Embudo	Lt \pm d.s.	39,8 \pm 2,1	58,0 \pm 5,1	80	110
	Puerto Galván	N	92	295	5	1
Abril	Canal del Embudo	Lt \pm d.s.	40	56,5 \pm 7,0	90,9 \pm 6,7	110
	Puerto Galván	N	100	283	55	6
	Canal del Embudo	Lt \pm d.s.		62,6 \pm 6,7	91,3 \pm 8,6	104,4 \pm 8,8
	Puerto Galván	N		160	16	9
Junio	Canal del Embudo	Lt \pm d.s.	40	60,64 \pm 6,46	85,21 \pm 6,45	110
	Puerto Galván	N	2	270	48	2
	Canal del Embudo	Lt \pm d.s.		70	82,5 \pm 4,33	
	Puerto Galván	N		1	4	

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 mes y sitio.

	Sitio	Rango de talla (mm)	Juveniles			Adultos
			Clase I 10-39	Clase II 40-69	Clase III 70-159	>350
Agosto	Canal del Embudo	Lt \pm d.s.	30 \pm 0	48,8 \pm 7,7	86,5 \pm 11,7	
		N	7	58	74	
	Puerto Galván	Lt \pm d.s.		52,2 \pm 7,3	92,9 \pm 14,9	
		N		18	204	
Octubre	Canal del Embudo	Lt \pm d.s.				
		N				
	Puerto Galván	Lt \pm d.s.		60	102,5 \pm 17,1	
		N		1	16	
Diciembre	Canal del Embudo	Lt \pm d.s.				
		N				
	Puerto Galván	Lt \pm d.s.			110	403,3 \pm 47,8
		N			2	3
Febrero	Canal del Embudo	Lt \pm d.s.			70	
		N			2	
	Puerto Galván	Lt \pm d.s.		55,8 \pm 4,9	78,6 \pm 8,3	
		N		12	32	
Abril	Canal del Embudo	Lt \pm d.s.	28,5 \pm 3,6	42,6 \pm 4,4	102 \pm 16	
		N	60	31	5	
	Puerto Galván	Lt \pm d.s.	30	50,2 \pm 7,9	102,1 \pm 22,0	
		N	23	119	118	
Junio	Canal del Embudo	Lt \pm d.s.	27,5 \pm 4,33	43,78 \pm 5,52		
		N	80	143		
	Puerto Galván	Lt \pm d.s.	30	52,72 \pm 7,63	108,57 \pm 23,72	
		N	70	151	217	

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 mes y sitio.

	Sitio	Rango de talla (mm)	Juveniles			Adultos
			Clase I 20-49	Clase II 50-89	Clase III 90-129	>350
Agosto	Canal del Embudo	Lt \pm d.s.	40 \pm 0	55,3 \pm 7,2	95 \pm 6,46	443,3 \pm 20,2
		N	173	270	12	3
	Puerto Galván	Lt \pm d.s.				440
		N				1
Octubre	Canal del Embudo	Lt \pm d.s.				
		N				
	Puerto Galván	Lt \pm d.s.		68,3 \pm 9,0	93,33 \pm 4,71	
		N		18	3	
Diciembre	Canal del Embudo	Lt \pm d.s.			90	435 \pm 10,8
		N			1	3
	Puerto Galván	Lt \pm d.s.		80	109,26 \pm 8,13	440 \pm 16,3
		N		1	27	3
Febrero	Canal del Embudo	Lt \pm d.s.		63,5 \pm 5,8		460
		N		40		4
	Puerto Galván	Lt \pm d.s.		71,3 \pm 5,9	92,5 \pm 4,3	443,3 \pm 9,4
		N		160	16	3
Abril	Canal del Embudo	Lt \pm d.s.	40	54,8 \pm 5,9		
		N	9	64		
	Puerto Galván	Lt \pm d.s.		59,4 \pm 7,6	110 \pm 8,2	
		N		120	3	
Junio	Canal del Embudo	Lt \pm d.s.	36,38 \pm 4,81	55,17 \pm 7,64	90	
		N	80	60	1	
	Puerto Galván	Lt \pm d.s.		80	120	
		N		2	1	

Tabla II. 5: Longitud total media (Lt) \pm d.s. y número de individuos (N) por clase de talla de gatuzo *Mustelus schmitti* muestreados por mes y sitio.

	Sitio	Rango de talla (mm)	Juveniles			Adultos
			Clase I 300-349	Clase II 350-399	Clase III 400-450	>450
Agosto	Canal del Embudo	Lt \pm d.s.	330	350 \pm 0	400 \pm 0	
		N	1	2	3	
	Puerto Galván	Lt \pm d.s.	340		420	
		N	1		1	
Octubre	Canal del Embudo	Lt \pm d.s.			415 \pm 15	510 \pm 35,6
		N			2	3
	Puerto Galván	Lt \pm d.s.	330	340	437,1 \pm 15,8	482 \pm 44
		N	1	1	7	5
Diciembre	Canal del Embudo	Lt \pm d.s.		370		566,7 \pm 54,4
		N		1		3
	Puerto Galván	Lt \pm d.s.	300		413,3 \pm 12,5	470
		N	2		3	1
Febrero	Canal del Embudo	Lt \pm d.s.	--		--	--
		N				
	Puerto Galván	Lt \pm d.s.	--		--	--
		N				
Abril	Canal del Embudo	Lt \pm d.s.			416,7 \pm 12,5	
		N			3	
	Puerto Galván	Lt \pm d.s.				
		N				
Junio	Canal del Embudo	Lt \pm d.s.		380 \pm 10	400	530
		N		2	1	1
	Puerto Galván	Lt \pm d.s.			420	460
		N			1	1

Análisis de la dieta

Alimentación de la saraquita, *Ramnogaster arcuata*

Durante el ciclo anual se analizó el contenido estomacal de 624 ejemplares de saraquita con un rango de talla de 20 a 126 mm Lt y media de $71,49 \pm 21,4$ mm. El IV total fue de 13,8% y el IR medio calculado para la población muestreada fue $0,70 \pm 1,03$; siendo este valor similar entre Canal del Embudo (IR=0,60) y Puerto Galván (IR=0,68). La mayor variación del IV a lo largo del año se observó en Puerto Galván (**Figura II.6.a**). El IR, en Canal del Embudo fue mayor durante el período octubre-abril no así en Puerto Galván donde los valores más altos se registraron en octubre y en abril (**Figura II.6.b**).

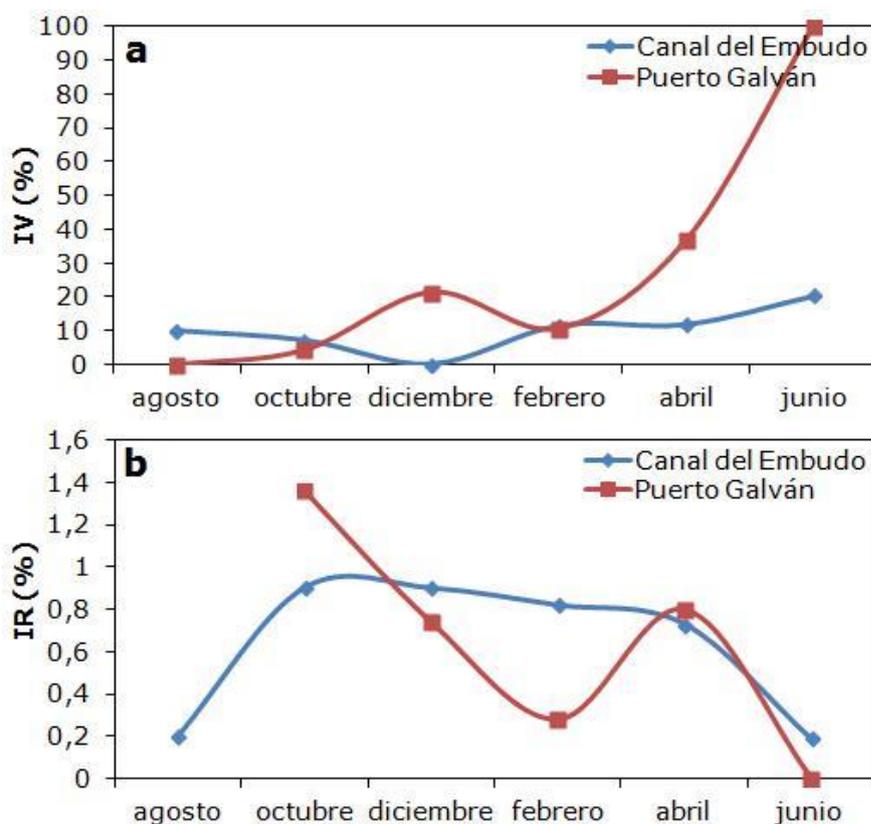


Figura II.6.a: Índice de vacuidad (IV) y **b.** índice de repleción (IR) de saraquita *Ramnogaster arcuata* por mes y sitio de muestreo.

El número total de presas ingeridas por la saraqita fue 4525 con un peso total de 17,96 g. La dieta general de estuvo integrada por 13 ítems presas dentro de ellos, los más importantes fueron copépodos, misidáceos, decapodos y anfípodos (**Tabla II.6**).

En Canal del Embudo las presas más importantes fueron los copépodos, principalmente *Acartia tonsa* y *Paracalanus parvus* (**Fig. II.7**), seguidos por el misidáceo *Arthromysis magellanica* (**Fig. II.8**). En Puerto Galván se observó la tendencia inversa, donde el misidáceo *Arthromysis magellanica* fue la presa más importante seguido por copépodos (**Tabla II.6**). Los restantes ítems tuvieron una baja importancia en ambos sitios, representando en conjunto menos del 10% de IRI (**Tabla II.6**).

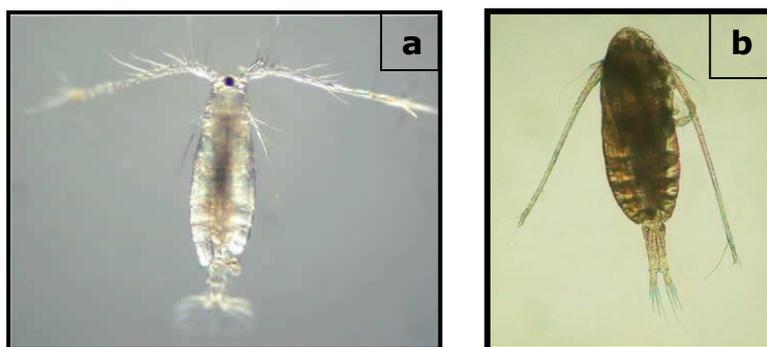


Figura II.7: Copépodos *Acartia tonsa* (a) y *Paracalanus parvus* (b).



Figura II.8: 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 agosto, en el Canal del Embudo los copépodos más consumidos fueron *Acartia tonsa* y *Labidocera fluviatilis* (**Figura II.9.a**) además, en la dieta de los individuos de la Clase IV, se registró una gran importancia de *Peisos petrunkevitchi* (**Figura II.10**) (**Tabla II.7**). En Puerto Galván, el copépodo dominante de la dieta de las Clases II y III fue *Calanoides carinatus* (**Figura II.9.b**) (**Tabla II.8**).

En octubre, en el Canal del Embudo los ítems más importantes en la Clase II fue el copépodo *Eurytemora americana* (**Figura II.9.c**) y en la Clase III el misidáceo *Arthromysis magellanica* (**Tabla II.9**). En Puerto Galván, la Clase I se alimentó principalmente de copépodos y dentro de ellos el más importante fue *Eurytemora americana*, mientras que el resto de las tallas consumieron casi exclusivamente *Arthromysis magellanica* (**Tabla II.10**).

En diciembre, en el Canal del Embudo los copépodos más consumidos por la Clase I fueron *Acartia tonsa* y *Paracalanus parvus* (**Tabla II.11**). 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 el consumo exclusivo del misidáceo *Arthromysis magellanica*. En Puerto Galván, los copépodos *Paracalanus parvus* y *Labidocera fluviatilis* dominaron la dieta de la Clase I, mientras que las Clases II y III se alimentaron de misidáceos (**Tabla II.12**).

En febrero, en el Canal del Embudo los ítems más importantes en la Clase I fueron el copépodo *Paracalanus parvus* y el misidáceo *Arthromysis magellanica*. En la Clase II la importancia de los mismos en la dieta disminuyó y aumentó la de los decápodos. La Clase III se alimentó del sergéstido *Peisos petrunkevitchi* y misidáceos (**Tabla II.13**). 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 *Arthromysis magellanica* (**Tabla II.14**).

En abril, 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 los mismos disminuyó. En la Clase II, se registró el mayor consumo del misidáceo *Arthromysis magellanica*. En la Clase III, el consumo de éste último disminuyó con el aumento del tamaño de la saraquita mientras que aumentó la importancia del decápodo *Peisos petrunkevitchi* (**Tabla II.15**). En Puerto Galván, el copépodo *Acartia tonsa* fue el más importante en la dieta de la Clase II, seguido por los misidáceos. La importancia de éstos últimos aumentó en la Clase III, y estuvo ausente en la dieta de la Clase IV, que se alimentó exclusivamente de *Peisos petrunkevitchi* (**Tabla II.16**).

En junio, 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*, mientras que en el resto de las clases, el copépodo dominante fue *Calanoides carinatus* (**Tabla II.17**). En Puerto Galván, se capturaron sólo 5 ejemplares y todos presentaban sus estómagos vacíos (**Tabla II.18**).

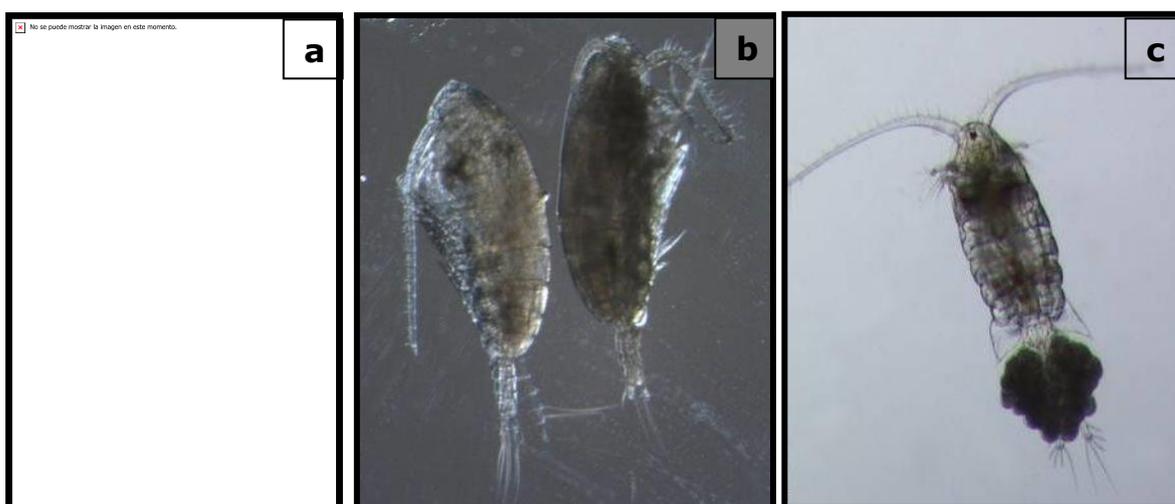


Figura II.9: Copépodos *Labidocera fluviatilis* (a), *Calanoides carinatus* (b) y *Eurytemora americana* (c).



Figura II.10: Sergéstido *Peisos petrunkevitchi*.

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	371					253				
Rango de talla (mm)	23 - 115					20 - 126				
Longitud total media ± d.s.	70,92 ± 20,51					72,37 ± 22,61				
Composición de la dieta										
Presa	%N	%P	%F	IRI	%IRI	%N	%P	%F	IRI	%IRI
Copépodos	75,96	6,72	61,90	5118,08	62,60	50,23	1,08	42,57	2184,43	23,67
<i>Calanoides carinatus</i>	13,20	1,27	11,31	163,58	3,89	10,60	0,19	4,95	53,43	0,70
<i>Eurytemora americana</i>	6,16	0,46	5,36	35,46	0,84	2,49	0,07	3,47	8,88	0,12
<i>Labidocera fluviatilis</i>	8,92	1,86	10,71	115,57	2,75	5,62	0,10	4,95	28,34	0,37
<i>Acartia tonsa</i>	29,51	1,95	28,27	889,41	21,13	22,30	0,54	18,81	429,80	5,64
<i>Paracalanus parvus</i>	17,35	1,13	13,99	258,52	6,14	14,87	0,59	12,45	192,60	3,70
<i>Euterpina acutifrons</i>	0,58	0,04	0,89	0,55	0,01	0,86	0,03	2,23	2,00	0,04
no identificados	0,23	0,02	0,60	0,15	<0,01	0,46	0,01	1,49	0,70	0,01
Misidáceos	16,34	55,70	33,93	2444,28	29,90	45,99	83,54	53,47	6925,16	75,05
<i>Arthromysis magellanica</i>	16,28	55,33	33,93	2429,73	57,73	45,99	83,54	53,47	6925,16	90,85
<i>Neomysis americana</i>	0,06	0,37	0,60	0,26	0,01					
Decápodos	7,41	37,38	13,69	613,20	7,50	2,03	15,12	6,44	110,33	1,20
<i>Peisos petrunkevitchi</i>	1,69	35,65	7,14	266,67	6,34	1,75	15,11	5,45	91,84	1,20
zoea	5,73	1,73	6,55	48,82	1,16	0,28	<0,01	0,99	0,27	<0,01

Tabla II.6: Continuación

Presa	Canal del Embudo					Puerto Galván				
	%N	%P	%F	IRI	%IRI	%N	%P	%F	IRI	%IRI
Anfípodos	0,06	0,20	0,60	0,15	<0,01	1,75	0,27	3,47	7,01	0,08
Gamáridos	0,06	0,20	0,60	0,15	<0,01	1,66	0,26	2,97	5,69	0,07
Caprélidos						0,09	0,02	0,50	0,05	<0,01
Cirripedios	0,20	<0,01	0,89	0,18	<0,01					
Moluscos	0,03	<0,01	0,30	0,01	<0,01					

Tabla II.7: Composición de la dieta de saraquita *Ramnogaster arcuata* durante 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				Clase IV			
Rango de talla (mm)	20 - 49				50 - 79				80 - 109				110 - 130			
Número de individuos	Sin captura				26				32				7			
Longitud total media ± d.s.					70,19 ± 4,20				89,78 ± 7,80				111,43 ± 3,73			
Índice de repleción medio					0,14				0,25							
Índice vacuidad					11,54				15,63				0			
Composición de la dieta																
Presas	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI
Copépodos					96,3	33,1	91,3	88,6	79,9	6,19	55,6	49,5				
<i>Eurytemora americana</i>					4,79	1,60	8,7	0,72	15,64	2	7,41	1,92				
<i>Labidocera fluviatilis</i>					27,13	9,09	43,48	20,50	42,46	2,77	33,33	22,13				
<i>Acartia tonsa</i>					64,36	22,42	52,17	58,93	0,56	0,04	3,70	0,03				
<i>Paracalanus parvus</i>									17,32	1,13	14,81	4,01				
no identificados									3,91	0,25	3,70	0,23				
Misidáceo					3,19	66,9	21,7	11,4	19	90,1	44,4	50,2	36,4	14,4	75	50,5
<i>Arthromysis magellanica</i>					3,19	66,85	21,7	19,82	19	90,1	44,4	71,2	36,4	14,4	75	50,5
Decápodo													63,6	85,6	25	49,5
<i>Peisos petrunkevitchi</i>													63,6	85,6	25	49,5
Anfípodos									1,1	3,75	7,41	0,37				
Gamáridos									1,1	3,75	7,41	0,53				

Tabla II.8: Composición de la dieta de saraquita *Ramnogaster arcuata* durante 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				Clase IV			
Rango de talla (mm)	20 - 49				50 - 79				80 - 109				110 - 130			
Número de individuos	Sin captura				14				11				Sin captura			
Longitud total media ± d.s.					68,6 ± 3,6				81,0 ± 3,2							
Índice de repleción medio					0				0							
Índice de vacuidad					0				0							
Composición de la dieta																
Presas	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI
Copépodos					91,67	14,99	83,33	65,57	94,29	37,23	87,50	87,05				
<i>Calanoides carinatus</i>					91,67	14,99	83,33	65,57	46,67	15,86	62,50	54,66				
<i>Eurytemora americana</i>									7,62	7,97	12,50	2,73				
<i>Labidocera fluviatilis</i>									40,00	13,39	25	18,67				
Misidáceo					8,33	85,01	50	34,43	2,86	59,78	25	11,85				
<i>Arthromysis magellanica</i>					8,33	85,01	50	34,43	2,86	59,78	25	21,90				

Tabla II.9: Composición de la dieta de saraquita *Ramnogaster arcuata* durante octubre 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	Clase I 20 - 49				Clase II 50 - 79				Clase III 80 - 109				Clase IV 110 - 130			
Rango de talla (mm)	Sin captura				Sin captura				Sin captura				Sin captura			
Número de individuos	Sin captura				14				14				Sin captura			
Longitud total media ± d.s.	Sin captura				73,21 ± 3,38				87,50 ± 6,99				Sin captura			
Índice de repleción medio	Sin captura				0,39				1,41				Sin captura			
Índice de vacuidad	Sin captura				7,14				7,14				Sin captura			
Composición de la dieta																
Presas	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI
Copépodos					89,84	16,10	84,62	67,80	57,98	0,93	69,23	32,54				
<i>Eurytemora americana</i>					74,33	13,31	76,92	59,54	21,48	0,89	15	4,38				
<i>Labidocera fluviatilis</i>					5,88	1,05	23,08	1,41	29,53	0,87	35	13,89				
<i>Acartia tonsa</i>									7,38	0,22	12,50	1,24				
<i>Paracalanus parvus</i>					0,53	0,10	7,69	0,04	10,40	0,30	10	1,40				
<i>Euterpina acutifrons</i>					8,56	1,54	15,38	1,37								
no identificados					0,53	0,10	7,69	0,04	2,35	0,07	2,50	0,08				
Misidáceos					7,49	83,81	46,15	31,87	37,82	99,1	61,54	67,2				
<i>Arthromysis magellanica</i>					7,49	83,81	46,15	37,21	25,84	94,72	50	78,68				
<i>Neomysis americana</i>									0,67	1,91	5	0,17				
Decápodo									2,52	0,01	7,69	0,16				
zoea									1,01	0,01	2,50	0,03				
Anfípodos									<0,01	<0,01	<0,01	<0,01				
Gamáridos									0,67	1,01	5	0,11				
Cirripedio					2,67	0,09	15,38	0,32	1,68	0,01	7,69	0,10				
<i>Balanus glandula</i> (larva)					2,67	0,09	15,38	0,38	0,67	<0,01	2,50	0,02				

Tabla II.10: Composición de la dieta de saraquita *Ramnogaster arcuata* durante octubre 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	10				3				28				5			
Longitud total media ± d.s.	38,50 ± 3,03				73,67 ± 2,52				93,11 ± 9,09				107 ± 2,55			
Índice de repleción medio	0,16				1,02				1,79				1,72			
Índice de vacuidad	0,00				0,00				7,14				0,00			
Composición de la dieta																
Presas	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI
Copépodos	91,4	98,3	90	98,8												
<i>Eurytemora americana</i>	54,29	58,35	60	65,7												
<i>Paracalanus parvus</i>	8,57	9,21	20	3,46												
<i>Euterpina acutifrons</i>	28,57	30,71	50	28,8												
Misidáceo					90,9	85,6	100	91,8	98,1	99,9	96,2	99,9	100	100	100	100
<i>Arthromysis magellanica</i>					90,9	85,6	100	91,8	98,1	99,9	96,2	99,8	100	100	100	100
Decápodo	8,6	1,7	20	1,2												
zoea	8,6	1,7	20	2												
Anfípodo					9,1	14,4	66,7	8,2	1,9	0,1	7,7	0,1				
Gamárido																
<i>Corophium</i> sp.					9,1	14,4	66,7	8,2	1,9	0,1	7,7	0,02				

Tabla II.11: Composición de la dieta de saraquita *Ramnogaster arcuata* durante diciembre en Canal del Embudo, expresada en porcentaje en número (%Ni), porcentaje en peso (%Pi), porcentaje de frecuencia de ocurrencia (%Fi) 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	48				28				20				Sin captura			
Longitud total media ± d.s.	39,15 ± 6,66				60,57 ± 7,89				89,45 ± 6,69							
Índice de repleción medio	1,03				0,55				1,10							
Índice de vacuidad	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
Copépodos	100	100	100	100	58,9	7,46	71,43	55,16								
<i>Calanoides carinatus</i>	6,85	6,85	12,50	2,19												
<i>Labidocera fluviatilis</i>	2,58	2,58	6,25	0,41	13,7	1,74	3,57	0,93								
<i>Acartia tonsa</i>	57,62	57,6	45,83	67,5	33	4,17	46,43	29,02								
<i>Paracalanus parvus</i>	32,95	32,9	35,42	29,8	10,7	1,36	25	5,09								
<i>Euterpina acutifrons</i>					1,5	0,19	3,57	0,10								
Misidáceo					9,6	76,26	25	24,99	100	100	100	100				
<i>Arthromysis magellanica</i>					9,6	76,26	25	36,14	100	100	100	100				
Decápodo					31,5	16,28	35,71	19,85								
Megalopa					31,5	16,28	35,71	28,71								

Tabla II.12: Composición de la dieta de saraqita *Ramnogaster arcuata* durante 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				Clase IV			
Rango de talla (mm)	20 - 49				50 - 79				80 - 109				110 - 130			
Número de individuos	23				32				27				2			
Longitud total media ± d.s.	39,43 ± 4,28				62,53 ± 7,06				92,96 ± 6,47				110 ± 0			
Índice de repleción medio	0,14				0,74				1,25				2,28			
Índice de vacuidad	8,70				21,88				33,33				0			
Composición de la dieta																
Presas	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI
Copépodos	97,2	35,9	95,2	97,6	19,64	0,48	16	2,12								
<i>Labidocera fluviatilis</i>	30,56	11,28	28,57	32,74												
<i>Acartia tonsa</i>	16,67	6,15	14,29	8,93												
<i>Paracalanus parvus</i>	33,33	12,31	33,33	41,67	19,64	0,48	16	2,12								
<i>Euterpina acutifrons</i>	2,78	1,03	4,76	0,50												
No identificados	13,89	5,13	14,29	7,44												
Misidáceos	2,78	64,1	4,76	2,5	71,43	97,36	88	97,59	100	100	100	100	100	100	100	100
<i>Arthromysis magellanica</i>	2,78	64,1	4,76	8,72	71,43	97,36	88	97,59	100	100	100	100	100	100	100	100
Anfípodo					8,93	2,16	4	0,29								
<i>Corophium</i> sp.					8,93	2,16	4	0,29								

Tabla II.13: Composición de la dieta de saraquita *Ramnogaster arcuata* durante 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 Rango de talla (mm)	Clase I 20 - 49				Clase II 50 - 79				Clase III 80 - 109				Clase IV 110 - 130			
Número de individuos	11				25				16				Sin captura			
Longitud total media ± d.s.	46,55 ± 1,92				60,32 ± 5,65				90,25 ± 6,88							
Índice de repleción medio	0,53				0,47				1,65							
Índice vacuidad	9,09				8				18,75							
Composición de la dieta																
Presas	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI
Copépodos	88,6	26,9	70	76,1	72,7	26,7	52,2	55,9								
<i>Acartia tonsa</i>	20	6,1	10	3,2	17,4	6,6	13	3,9								
<i>Paracalanus parvus</i>	68,6	20,8	60	65,7	55,3	20,1	47,8	45								
Misidáceo	11,4	73,1	30	23,9	1	22,8	17,4	4,5	59,5	13,6	61,5	39,7				
<i>Arthromysis magellanica</i>	11,4	73,1	30	31,1	1	22,8	17,4	5,2	59,5	13,6	61,5	39,7				
Decápodos					26,3	50,6	47,8	39,7	40,5	86,4	53,8	60,3				
<i>Peisos petrunkevitchi</i>									40,5	86,4	53,8	60,3				
Megalopa					26,3	50,6	47,8	46								

Tabla II.14: Composición de la dieta de saraquita *Ramnogaster arcuata* durante febrero 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	12				29				5				1			
Longitud total media ± d.s.	44,42 ± 8,06				63,66 ± 6,74				83,20 ± 1,48				110			
Índice de repleción medio	0,20				0,23				0,82				0,00			
Índice vacuidad	0,00				10,34				20,00				100			
Composición de la dieta																
Presas	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI
Copépodos	93,7	22	83,3	87,3	92,9	16,2	73,1	76,5								
<i>Acartia tonsa</i>	68,7	16,2	66,7	72,2	65,4	11,3	57,7	57,2								
<i>Paracalanus parvus</i>					27,5	4,9	26,9	11,2								
<i>Euterpina acutifrons</i>	25	5,8	25	9,9												
Misidáceo	6,3	78	16,7	12,7	7,1	83,8	26,9	23,5	100	100	100	100				
<i>Arthromysis magellanica</i>	6,3	78	16,7	17,9	7,1	83,8	26,9	31,6	100	100	100	100				

Tabla II.15: Composición de la dieta de saraquita *Ramnogaster arcuata* durante 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	10				30				30				6			
Longitud total media ± d.s.	46,40 ± 2,07				64,47 ± 7,39				94,80 ± 8,49				112 ± 2,61			
Índice de repleción medio	0,38				0,67				0,75				1,62			
Índice vacuidad	0,00				13,33				13,33				16,67			
Composición de la dieta																
Presas	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI
Copépodos	96,6	30,9	80	87,6	76	3,1	46,2	31,6	73,7	8,8	7,7	10,6				
<i>Labidocera fluviatilis</i>					13	0,5	7,7	1	73,7	8,8	7,7	10,6				
<i>Acartia tonsa</i>	96,5	30,9	80	87,6	63	2,5	38,5	23,9								
Misidáceo	3,4	69,1	20	12,5	24	96,9	65,4	68,4	14,9	32,1	50	39,4	28,6	15,9	40	16
<i>Arthromysis magellanica</i>	3,4	69,1	20	12,5	24	96,9	65,4	75,1	14,9	32,1	50	39,4	28,6	15,9	40	16
Decápodo									11,4	59,1	42,3	50	71,4	84,1	60	84
<i>Peisos petrunkevitchi</i>									11,4	59,1	42,3	50	71,4	84,1	60	84

Tabla II.16: Composición de la dieta de saraquita *Ramnogaster arcuata* durante 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				33				15				9			
Longitud total media ± d.s.					65 ± 6,94				94,27 ± 10,19				114,11 ± 5,42			
Índice de repleción medio					0,56				0,97				1,17			
Índice vacuidad					45,45				20				33,33			
Composición de la dieta																
Presas	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI
Copépodos					87,3	15	66,7	67,7								
<i>Labidocera fluviatilis</i>					6,8	0,7	11,1	0,9								
<i>Acartia tonsa</i>					80,5	14,3	66,7	65,4								
Misidáceo					12,7	85	33,3	32,3	73,5	33,7	66,7	64,9				
<i>Arthromysis magellanica</i>					12,7	85	33,3	33,7	73,5	33,7	66,7	64,9				
Decápodo									26,5	66,3	41,7	35,1	100	100	100	100
<i>Peisos petrunkevitchi</i>									26,5	66,3	41,7	35,1	100	100	100	100

Tabla II.17: Composición de la dieta de saraquita *Ramnogaster arcuata* durante junio 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	2				30				25				2			
Longitud total media ± d.s.	47 ± 1,41				63,97 ± 7,12				90,12 ± 6,20				112,5 ± 3,54			
Índice de repleción medio	0,05				0,25				0,11				0,03			
Índice vacuidad	0,0				10,0				32,0				50,0			
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	58,4	92,6	96,9	95,7	15	88,2	91,2	100	100	100	100
<i>Calanoides carinatus</i>					73,8	48,6	70,4	80,3	68,9	10,7	70,6	74,6	100	100	100	100
<i>Labidocera fluviatilis</i>					0,7	0,3	3,7	0,1								
<i>Acartia tonsa</i>	100	100	100	100	24,5	9,5	48,2	15,2	23,3	3,7	35,3	12,6				
<i>Paracalanus parvus</i>									3,5	0,5	5,9	0,3				
Misidáceo					1	41,6	11,1	3,1	1,7	17	5,9	1,1				
<i>Arthromysis magellanica</i>					1	41,6	11,1	4,4	1,7	17	5,9	1,5				
Decápodo									2,6	68	11,8	7,7				
<i>Peisos petrunkevitchi</i>									2,6	68	11,8	11				

Tabla II.18: Composición de la dieta de saraquita *Ramnogaster arcuata* durante 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 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	1	4	Sin captura
Longitud total media ± d.s.		72 ± 0,0	86,75 ± 6,29	
Índice de repleción medio		0,0	0,0	
Índice vacuidad		100	100	

Alimentación de la corvina rubia, *Micropogonias furnieri*

Durante el ciclo anual se analizaron 420 estómagos de corvina rubia de los cuales 417 individuos fueron juveniles, con un rango de talla de 24 a 159 mm de Lt y media de $80,1 \pm 35,4$ mm, y 3 adultos, con un rango de talla de 364 a 477 mm de Lt y media de $409 \pm 59,7$ mm. El IV total fue de 16,8% para los juveniles y de 0% para los adultos. El IR fue de 1,91 y 1,06 para juveniles y adultos, respectivamente; siendo este valor mayor en Puerto Galván (IR=2,22) que en Canal del Embudo (IR=0,82). Si bien la captura de corvina rubia fue más frecuente en Puerto Galván que en Canal del Embudo, en ambos sitios, se observó el mayor valor de IV en junio (**Figura II.11.a**). El IR en Canal del Embudo presentó su mayor valor en febrero, mientras que en Puerto Galván el valor más alto se registró en abril (**Figura II.11.b**).

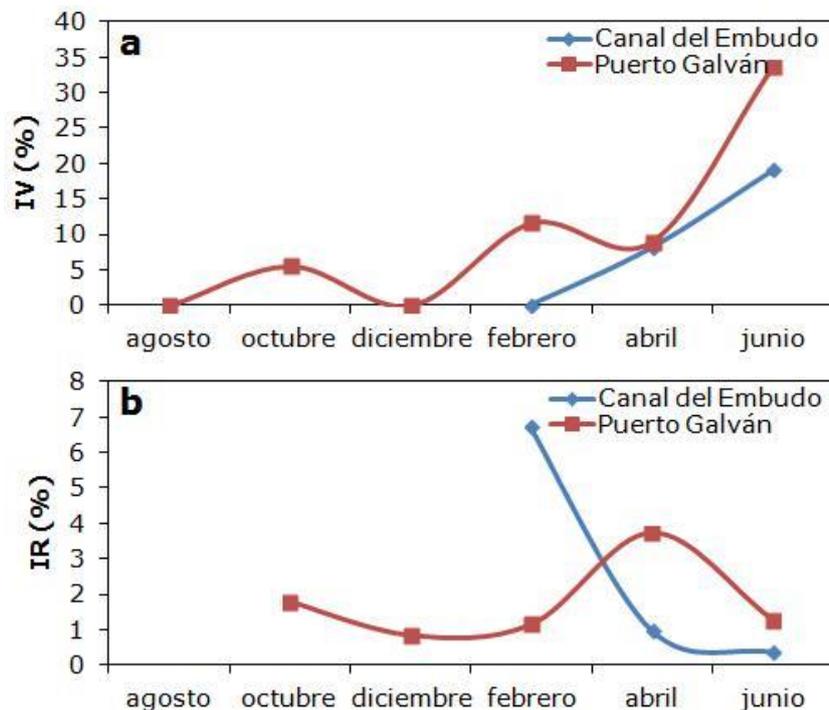


Figura II.11.a: Índice de vacuidad (IV) y **b.** índice de repleción (IR) de corvina rubia *Micropogonias furnieri* por mes y sitio de muestreo.

El número total de presas ingeridas por la corvina rubia fue de 1244 con un peso total de 104,81 g. La dieta general estuvo integrada por 16 ítems

presa, los grupos más importantes fueron decápodos, poliquetos, copépodos y misidáceos (**Tabla II.19**).

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 decápodos, y dentro de éstos *Peisos petrunkevitchy*, seguidos por copépodos, principalmente *Acartia tonsa* y *Labidocera fluviatilis*. En Puerto Galván, el decápodo *Peisos petrunkevitchy* fue la presa más importante seguido por poliquetos (**Fig. II.12**) y misidáceos (**Tabla II.19**).



Figura II.12: Poliqueto Nereididae.

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 agosto se evidenció una variación en la composición de la dieta entre sitios y clases de talla. En Canal del Embudo se registraron sólo cuatro ítems presa. Las Clases I y II consumieron principalmente *Arthromysis magellanica*, mientras que la Clase III se alimentó exclusivamente de *Peisos petrunkevitchi* (**Tabla II.20**). En Puerto Galván, 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 los anfípodos y poliquetos (**Tabla II.21**).

En octubre, únicamente se capturaron ejemplares de corvina rubia en Puerto Galván y se alimentaron principalmente de *Arthromysis magellanica* (**Tabla II.22**).

Durante la campaña de diciembre, únicamente se capturaron ejemplares de corvina rubia en Puerto Galván. La Clase III se alimentó exclusivamente de *Arthromysis magellanica*, mientras que los adultos presentaron una dieta más variada con el consumo principalmente de decápodos y poliquetos (**Tabla II.23**).

En febrero 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 únicamente de *Arthromysis magellanica* (**Tabla II.24**). En Puerto Galván, se observó una variación en la dieta con el incremento de la clase de talla. La Clase II consumió poliquetos y copépodos, mientras que en la Clase III disminuyó la importancia de éstos en la dieta y aumentó la de *Peisos petrunkevitchi* y *Arthromysis magellanica* (**Tabla II.25**).

Durante el mes de abril en Canal del Embudo, la Clase I se alimentó casi exclusivamente del copépodo *Acartia tonsa*. Se observó una disminución en la importancia de los copépodos en la dieta con el aumento de la clase de talla, mientras que aumentó la de los decápodos, representados principalmente por *Peisos petrunkevitchi* y el cangrejo *Neohelice granulatus* (**Figura II.13.a**). Los individuos de la Clase II presentaron la dieta más variada con el consumo de copépodos, decápodos, isópodos, misidáceos y poliquetos (**Tabla II.26**). En Puerto Galván, la Clase I se alimentó de copépodos y poliquetos. Con el aumento de la talla, la importancia de éstos últimos en la dieta disminuyó mientras que aumentó la de los decápodos, principalmente de *Peisos petrunkevitchi*, alcanzando el 99% en la dieta de la Clase III (**Tabla II.27**).

En junio, en Canal del Embudo sólo se registraron ejemplares de las Clases I y II, que se alimentaron de copépodos y de *Arthromysis magellanica* (**Tabla II.28**). En Puerto Galván, se observó una variación en la dieta con el incremento de la clase de talla. La Clase I consumió exclusivamente poliquetos

y su importancia en la dieta disminuyó mientras que aumentó la de los decápodos. Además de los poliquetos, la Clase II consumió el decápodo *Peisos petrunkevitchi* y el misidáceo *Arthromysis magellanica*, mientras que los decápodos más importantes en la dieta de la Clase III fueron el cangrejo *Cyrtograpsus angulatus* (**Figura II.13.b**) y el camarón *Artemesia longinaris* (**Figura II.13.c**) (**Tabla II.29**).

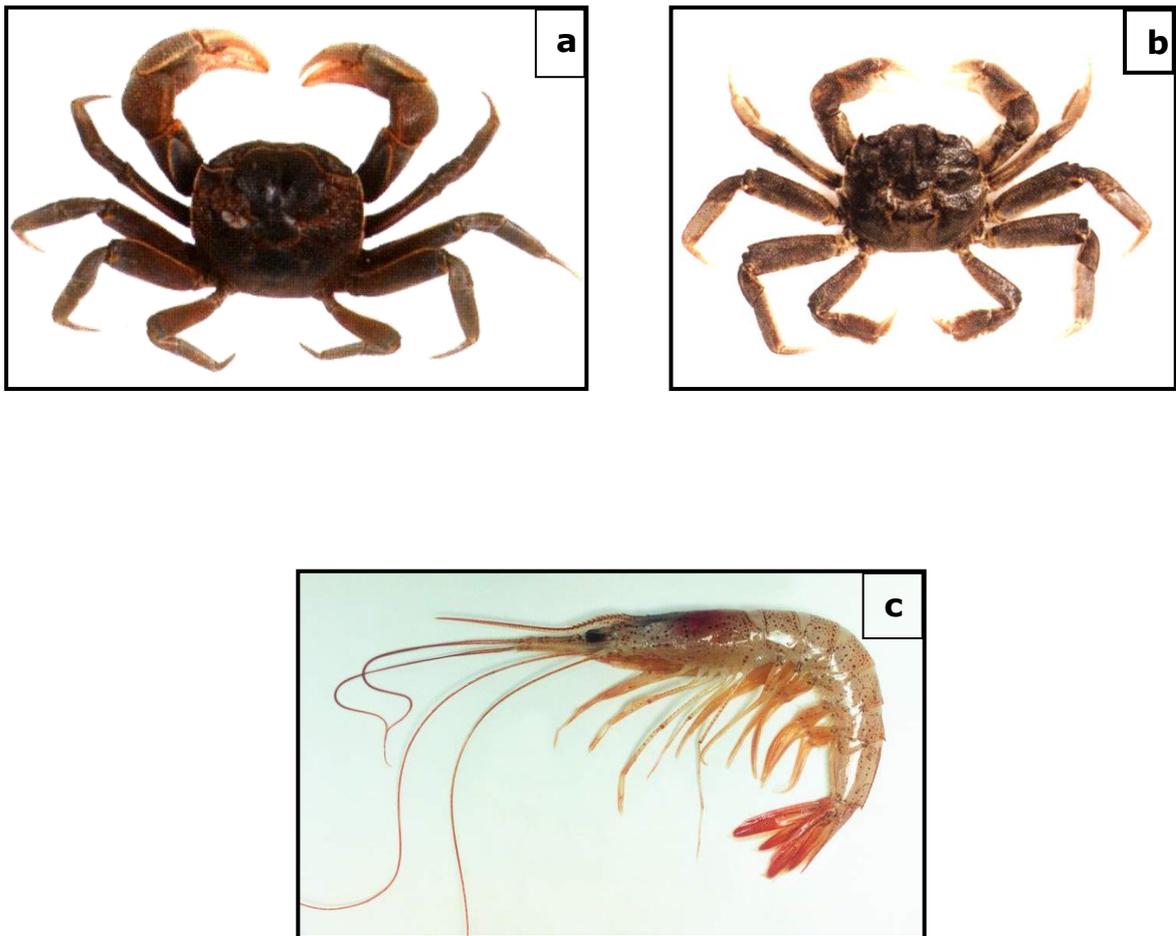


Figura II.13: Cangrejos *Neohelice granulata* (**a**) y *Cyrtograpsus angulatus*(**b**), y Camarón *Artemesia longinaris* (**c**).

Tabla II.19: Composición de la dieta de juveniles de corvina rubia *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), índice de importancia relativa (IRI) y porcentaje del índice de importancia relativa (%IRI).

Sitio	Canal del Embudo					Puerto Galván				
Número de individuos	97					320				
Rango de talla (mm)	24 - 127					31 - 159				
Longitud total media ± d.s.	47,04 ± 19,23					89,41 ± 33,50				
Composición de la dieta										
Presa	%N	%P	%F	IRI	%IRI	%N	%P	%F	IRI	%IRI
Copépodos	54,38	0,29	56,32	3078,97	44,48	20,34	0,04	9,81	199,98	3,55
<i>Labidocera fluviatilis</i>	16,88	0,28	18,60	319,38	10,33	0,43	<0,01	0,75	0,32	0,01
<i>Acartia tonsa</i>	40,58	0,68	31,40	1295,54	41,90	6,08	0,02	4,15	25,32	0,80
<i>Paracalanus parvus</i>	1,62	0,03	3,49	5,76	0,19	9,61	0,01	2,26	21,78	0,69
<i>Euritemora americana</i>	8,12	0,14	9,30	76,77	2,48					
no identificados	1,30	0,02	1,16	1,54	0,05	4,06	0,01	2,64	10,73	0,34
Misidáceos	7,99	2,79	14,94	161,15	2,33	18,08	6,07	16,60	401,05	7,12
<i>Arthromysis magellanica</i>	10,06	11,24	15,12	322,01	10,41	17,82	6,03	16,23	387,00	12,19
<i>Neomysis americana</i>						0,11	<0,01	0,38	0,04	<0,01

Tabla II.19: Continuación

Presa	Canal del Embudo					Puerto Galván				
	%N	%P	%F	IRI	%IRI	%N	%P	%F	IRI	%IRI
Decápodos	36,86	96,52	27,59	3679,36	53,16	38,75	81,48	32,08	3856,51	68,48
<i>Artemesia longinaris</i>						3,63	28,07	7,17	227,30	7,16
<i>Peisos petrunkevitchi</i>	10,06	59,11	12,79	884,84	28,62	30,52	39,46	24,91	1742,97	54,91
<i>Neohelice granulata</i>	0,97	26,22	2,33	63,24	2,05	2,13	12,25	5,66	81,42	2,57
<i>Cyrtograpsus angulatus</i>						0,96	1,58	2,64	6,71	0,21
Megalopas	9,42	0,68	11,63	117,38	3,80	1,17	0,23	1,51	2,12	0,07
Anfípodos						4,74	0,27	4,15	20,78	0,37
Gamáridos										
<i>Corophium sp.</i>						1,07	0,04	0,75	0,83	0,03
<i>Hyale grandicornis</i>						0,11	0,02	0,38	0,05	<0,01
Caprélidos						3,52	0,22	3,02	11,28	0,36
Isópodos	0,52	0,34	2,30	1,96	0,03	0,22	0,01	0,75	0,17	<0,01
<i>Idotea baltica</i>	0,65	1,36	2,33	4,68	0,15	0,21	0,01	0,75	0,17	0,01
Poliquetos	0,26	0,06	1,15	0,36	0,01	17,44	9,25	43,02	1148,16	20,39
Nereididae						6,30	4,17	6,42	67,13	2,11
no identificados	0,32	0,24	1,16	0,65	0,02	10,99	5,02	36,60	586,11	18,47
Teleosteos						0,43	2,88	1,51	5,00	0,09
<i>Micropogonias furnieri</i>						0,32	1,13	1,13	1,64	0,05
Restos no identificados						0,11	1,74	0,38	0,70	0,02

Tabla II.20: Composición de la dieta de corvina rubia *Micropogonias furnieri* durante 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 Rango de talla (mm)	Clase I 10 - 39				Clase II 40 - 69				Clase III 70 - 159				Adultos >350 mm			
Número de individuos	7				6				5				Sin captura			
Longitud total media ± d.s.	30 ± 0				Sin datos				Sin datos							
Índice de repleción medio																
Índice vacuidad	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
Copépodos	25	0,53	20	3,71	22,22	0,30	16,67	4,18								
<i>Labidocera fluviatilis</i>	25	0,53	20	3,71												
no identificados					22,22	0,30	16,67	4,18								
Misidáceo	70	92,84	80	94,60	61,11	51,73	66,67	83,82								
<i>Arthromysis magellanica</i>	70	92,84	80	94,60	61,11	51,73	66,67	83,82								
Decápodos	5	6,63	20	1,69	16,67	47,97	16,67	12	100	100	100	100				
<i>Peisos petrunkevitchi</i>					16,67	47,97	16,67	12	100	100	100	100				
Megalopa	5	6,63	20	1,69												

Tabla II.21: Composición de la dieta de corvina rubia *Micropogonias furnieri* durante 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 Rango de talla (mm)	Clase I 10 - 39				Clase II 40 - 69				Clase III 70 - 159				Adultos >350 mm			
Número de individuos	Sin captura				9				17				Sin captura			
Longitud total media ± d.s.					Sin datos				Sin datos							
Índice de repleción medio					0,00				0,00							
Índice vacuidad																
Composición de la dieta																
Presas	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI
Copépodos					56	6	66,7	67,5	54,7	4,5	23,5	25,7				
<i>Labidocera fluviatilis</i>					4	0,4	11,1	1,1	5,7	0,5	5,9	0,9				
<i>Acartia tonsa</i>									1,9	0,2	5,9	0,3				
no identificados					52	5,6	55,6	66,9	47,1	3,8	11,7	15				
Misidáceos					12	29,5	22,2	15,1								
<i>Arthromysis magellanica</i>					8	26,8	11,1	8,1								
<i>Neomysis americana</i>					4	2,7	11,1	1,6								
Decápodo									1,9	33,8	5,9	3,9				
<i>Peisos petrunkevitchi</i>									1,9	33,8	5,9	5,2				
Anfípodos					28	61,8	11,1	16,3	28,3	29	41,2	43,5				
Gamáridos																
<i>Corophium sp.</i>					28	61,8	11,1	20,9								
Caprélidos									28,3	29	41,2	58,8				
Isópodo									3,8	5,8	11,8	2,1				
<i>Idotea baltica</i>									3,8	5,8	11,8	2,8				
Poliquetos					4	2,7	11,1	1,2	11,3	27	35,3	24,9				

Tabla II.22: Composición de la dieta de corvina rubia *Micropogonias furnieri* durante 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	Sin captura				1				16				Sin captura			
Longitud total media ± d.s.					62				103,19 ± 18,17							
Índice de repleción medio					0,52				1,97							
Índice vacuidad					0,00				6,25							
Composición de la dieta																
Presas	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI
Misidáceos									90,54	96,55	86,67	98,68				
<i>Arthromysis magellanica</i>									90,54	96,55	86,67	98,92				
Anfípodos									5,41	0,73	13,33	0,50				
Gamáridos																
<i>Corophium sp.</i>									4,05	0,33	6,67	0,18				
<i>Hyale grandicornis</i>									1,35	0,40	6,67	0,07				
Poliquetos					100	100	100	100	4,05	2,72	20	0,82				
Nereididae									4,05	2,72	20	0,83				
no identificados					100	100	100	100								

OCTUBRE EN CANAL DEL EMBUDO NO SE CAPTURÓ CORVINA.

Tabla II.23: Composición de la dieta de corvina rubia *Micropogonias furnieri* durante 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 10 - 39				Clase II 40 - 69				Clase III 70 - 159				Adultos >350 mm			
Número de individuos	Sin captura				Sin captura				3				3			
Longitud total media ± d.s.									127 ± 27,73				409 ± 59,73			
Índice de repleción medio									0,62				1,06			
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
Misidáceos									100	100	100	100	44,09	5,17	33,33	11,50
<i>Arthromysis magellanica</i>									100	100	100	100	44,09	5,17	33,33	11,50
Decápodo													12,90	72,86	100	60,07
<i>Artemesia longinaris</i>													12,90	72,86	100	60,07
Poliqueto													41,94	14,87	66,7	26,52
Nereididae													41,94	14,87	66,7	26,52
Teleósteo													1,08	7,11	33,3	1,91
no identificados													1,08	7,11	33,33	1,91

DICIEMBRE EN CANAL DEL EMBUDO NO SE CAPTURÓ CORVINA.

Tabla II.24: Composición de la dieta de corvina rubia *Micropogonias furnieri* durante 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 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				2				Sin captura			
Longitud total media ± d.s.									75 ± 1,41							
Índice de repleción medio									5,42							
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
Decápodo									100	100	100	100				
<i>Peisos petrunkevitchi</i>									100	100	100	100				

Tabla II.25: Composición de la dieta de corvina rubia *Micropogonias furnieri* durante febrero 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	Sin captura				11				32				Sin captura			
Longitud total media ± d.s.					60,64 ± 6,74				81,66 ± 8,11							
Índice de repleción medio					1,89				0,95							
Índice vacuidad					27,27				6,25							
Composición de la dieta																
Presas	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI
Copépodos					79,1	1,9	25	16,3	54,4	0,6	13,3	11,4				
<i>Paracalanus parvus</i>					79,1	1,9	25	26,1	54,4	0,6	13,3	13,8				
Misidáceos									9,7	8,8	20	5,8				
<i>Arthromysis magellanica</i>									9,7	8,8	20	6,9				
Decápodos									26,2	75,9	46,7	7,4				
<i>Peisos petrunkevitchi</i>									21,4	74,4	40	71,8				
Megalopas									4,8	1,5	6,6	0,8				
Poliquetos					20,9	98,1	87,5	83,7	9,7	14,6	23,3	8,8				
Nereididae					13,9	86,6	50	64,9	7,8	11,4	16,7	6				
no identificados					7	11,5	37,5	8,9	1,9	3,2	6,6	0,7				

Tabla II.26: Composición de la dieta de corvina rubia *Micropogonias furnieri* durante abril 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	Clase I				Clase II				Clase III				Adultos			
Rango de talla (mm)	10 - 39				40 - 69				70 - 159				>350 mm			
Número de individuos	13				19				5				Sin captura			
Longitud total media ± d.s.	34 ± 4,10				48,42 ± 6,11				1276,60 ± 17,29							
Índice de repleción medio	0,20				0,85				4,03							
Índice vacuidad	7,69				5,26				20							
Composición de la dieta																
Presas	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI
Copépodos	94,1	83,7	75	96	69,9	4,2	50	59,9								
<i>Acartia tonsa</i>	88,2	78,4	58,3	92,9	67,1	4	44,4	71,2								
<i>Paracalanus parvus</i>	5,9	5,2	16,7	1,7	2,8	0,2	5,6	0,4								
Misidáceo					2,7	20,7	5,6	2,1								
<i>Arthromysis magellanica</i>					2,7	20,7	5,6	2,9								
Decápodos	5,9	16,3	25	4	23,3	50,7	27,8	33,3	100	100	100	100				
<i>Peisos petrunkevitchi</i>					1,4	46,6	5,6	6	50	43,8	50	46,9				
<i>Neohelice granulata</i>									50	56,2	50	53,1				
Megalopas	5,9	16,3	25	5,4	21,9	4,1	22,2	13								
Isópodo					2,7	20,7	11,1	4,2								
<i>Idotea baltica</i>					2,7	20,7	11,1	5,9								
Poliquetos					1,4	3,6	5,6	0,5								

Tabla II.27: Composición de la dieta de corvina rubia *Micropogonias furnieri* durante abril 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	10				32				58				Sin captura			
Longitud total media ± d.s.	36,60 ± 1,58				55,06 ± 7,97				112,78 ± 22,02							
Índice de repleción medio	0,82				1,09				5,73							
Índice vacuidad	10				6,25				10,34							
Composición de la dieta																
Presas	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI
Copépodos	76,2	30,8	44,5	47,9	57,2	1	20	19,8								
<i>Acartia tonsa</i>	76,2	30,8	44,5	47,9	57,2	1	20	19,8								
Misidáceo					20	45,5	30	33,5	0,9	0,2	3,8	0,1				
<i>Arthromysis magellanica</i>					20	45,5	30	33,5	0,9	0,2	3,8	0,1				
Decápodos					1,4	17,6	3,3	1,1	90,7	96,5	90,4	99,5				
<i>Atrtemesia longinaris</i>									5,3	14,4	21,2	3				
<i>Peisos petrunkevitchi</i>					1,4	17,6	3,3	1,1	79,3	62	88,5	91				
<i>Neohelice granulata</i>									6,1	20,1	28,9	5,5				
Anfípodos									5,6	0,3	1,9	0,1				
Caprélidos									5,6	0,3	1,9	0,1				
Poliquetos	23,8	69,2	55,5	52,1	21,4	35,9	46,7	45,6	1,9	1,2	11,5	0,2				
Teleosteo									0,9	1,8	5,8	0,1				
<i>Micropogonias furnieri</i>									0,9	1,8	5,8	0,12				

Tabla II.28: Composición de la dieta de corvina rubia *Micropogonias furnieri* durante junio 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	20				22				Sin captura				Sin captura			
Longitud total media ± d.s.	35,45 ± 4,90				50,73 ± 6,71											
Índice de repleción medio	0,56				0,18											
Índice vacuidad	15				22,73											
Composición de la dieta																
Presas	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI
Copépodos	96,7	31,7	88,2	93,1	80,4	26	82,4	88,8								
<i>Labidocera fluviatilis</i>	45	14,7	41,2	40,9	35,7	11,6	47,1	44,9								
<i>Acartia tonsa</i>	38,3	12,6	47,1	39,8	1,3	4,6	23,5	9								
<i>Euritemora americana</i>	13,4	4,4	17,7	5,2	30,4	9,8	29,4	23,9								
Misidáceo	3,3	68,3	11,8	6,9	3,6	72,3	11,8	9,1								
<i>Arthromysis magellanica</i>	3,3	68,3	11,8	14,1	3,6	72,3	11,8	18								
Decápodo					16	1,6	11,8	2,1								
Megalopas					16	1,6	11,8	4,2								

Tabla II.29: Composición de la dieta de corvina rubia *Micropogonias furnieri* durante 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)	10 - 39				40 - 69				70 - 159				>350 mm			
Número de individuos	9				32				90				Sin captura			
Longitud total media ± d.s.	33,89 ± 2,37				55,09 ± 7,58				113,08 ± 25,16							
Índice de repleción medio	3,29				1,69				0,87							
Índice vacuidad	33,33				18,75				38,89							
Composición de la dieta																
Presas	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI
Misidáceo					20	11,8	20	6,9	7	1,7	5,5	0,5				
<i>Arthromysis magellanica</i>					20	11,8	20	6,9	7	1,7	5,5	0,5				
Decápodos					12	38,2	12	6,5	31	48,6	27,3	21,4				
<i>Artemesia longinaris</i>									7	21,4	9,1	3				
<i>Peisos petrunkevitchi</i>					12	38,2	12	6,5	2,8	2,2	3,6	0,2				
<i>Cyrtograpsus angulatus</i>									12,7	22,2	12,7	5,1				
Megalopas									8,5	2,8	3,6	0,5				
Poliquetos	100	100	100	100	68	50	68	86,6	62	49,7	70,9	78,11				

Alimentación de la pescadilla de red, *Cynoscion guatucupa*

Durante el ciclo anual se analizaron 261 estómagos de pescadilla de red de los cuales 251 individuos fueron juveniles, con un rango de talla de 32 a 129 mm de Lt y media de $70,84 \pm 21,11$ mm, y 10 adultos, con un rango de talla de 405 a 468 mm de Lt y media de 436 ± 21 mm. El IV general fue de 6,56% para los juveniles y de 10% para los adultos. El IR fue de 2,08 y 1,66 para juveniles y adultos, respectivamente; siendo este valor mayor en Canal del Embudo (IR=2,20) que en Puerto Galván (IR=1,87). El IV en Puerto Galván mostró la mayor variación a lo largo del año, alcanzando su mayor valor en junio. En el Canal del Embudo, el mayor valor de IV también se registró en junio (**Figura II.14.a**). El IR en Canal del Embudo presentó su mayor valor en febrero, mientras que en Puerto Galván el valor más alto se registró en abril (**Figura II.14.b**).

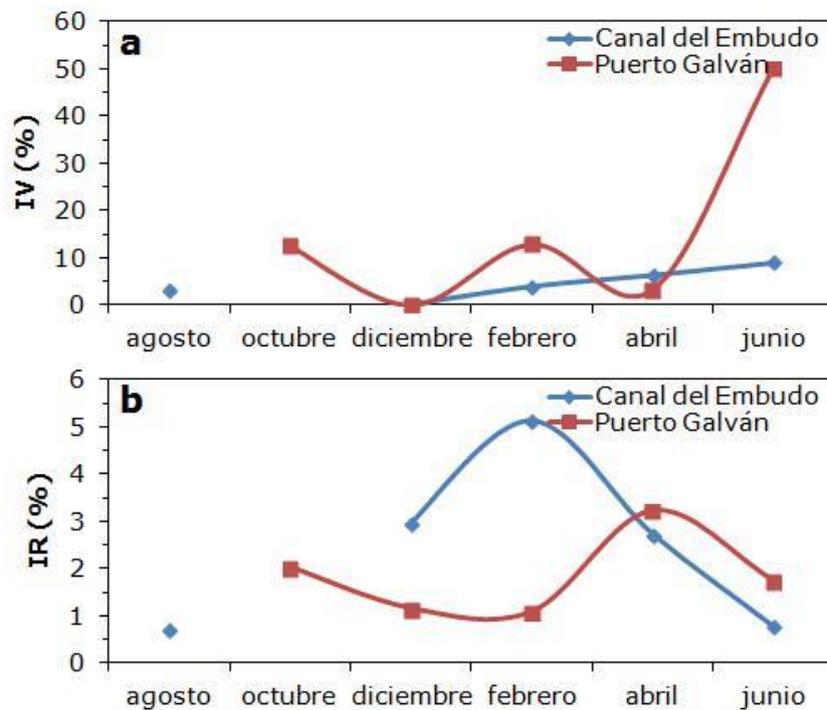


Figura II.14.a: Índice de vacuidad (IV) y **b.** índice de repleción (IR) de pescadilla de red *Cynoscion guatucupa* por mes y sitio de muestreo.

El número total de presas ingeridas por la pescadilla de red fue 1689 con un peso total de 115,02 g. La dieta general estuvo integrada por 8 ítems presa, representados por misidáceos, decápodos, copépodos y peces teleósteos (**Tabla II.30**).

El número de ítems presa que integraron la dieta fue mayor en Canal del Embudo que en Puerto Galván (**Tablas II.30**). En Canal del Embudo, decápodos y misidáceos fueron las dos categorías presa más importantes. Los ítems presa más importantes fueron *Arthromysis magellanica* y *Peisos petrunkevitchi*. En Puerto Galván los ejemplares consumieron casi exclusivamente *Arthromysis magellanica* y el resto de las presas tuvieron una muy baja importancia en la dieta, representando en conjunto menos del 10% de IRI (**Tabla II.30**).

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 de agosto, si bien se capturó pescadilla en los dos sitios, sólo se contó con el contenido estomacal de los ejemplares provenientes del Canal del Embudo, donde se alimentaron de misidáceos principalmente *Arthromysis magellanica* (**Tabla II.31**).

En octubre, la pescadilla de red sólo fue capturada en Puerto Galván. El misidáceo *Arthromysis magellanica* fue la presa dominante en la dieta de las clases de talla registradas. Además, la Clase III consumió el sergéstido *Peisos petrunkevitchi*, aunque con menor importancia que los misidáceos (**Tabla II.32**).

En la campaña de diciembre se registró, en Canal del Embudo, el consumo de peces y misidáceos en los individuos de la Clase III y los adultos incorporaron en su dieta a los decápodos (**Tabla II.33**). En cambio, en Puerto Galván, los individuos de todas las tallas consumieron exclusivamente al misidáceo *Arthromysis magellanica* (**Tabla II.34**).

Por otro lado, en la campaña de febrero, se encontró una variación en la dieta con el aumento de talla de la pescadilla de red pero no entre sitios. En ambos, los misidáceos y decápodos fueron las presas dominantes en la dieta de la Clase II. Mientras que los individuos adultos se alimentaron de decápodos y peces (**Tablas II.35 y II.36**).

En la campaña de abril en Canal del Embudo se registraron las Clases I y II, en ambas la dieta estuvo compuesta principalmente por el misidáceo *Arthromysis magellanica* seguido por el decápodo *Peisos petrunkevitchi* (**Tabla II.37**). Por otro lado, en Puerto Galván, la presa más importante de la Clase II fue *Peisos petrunkevitchi*, seguido por *Arthromysis magellanica*; mientras que la Clase III consumió exclusivamente *Peisos petrunkevitchi* (**Tabla II.38**).

En junio, se encontró una variación en la dieta con el aumento de talla de la pescadilla de red en Canal del Embudo, donde la presa dominante de la Clase I fueron los copépodos *Acartia tonsa* y *Labidocera fluviatilis* seguidos por *Arthromysis magellanica*. Mientras que en la Clase II la tendencia fue inversa, se alimentaron principalmente de *Arthromysis magellanica* seguidos por *Acartia tonsa* y *Labidocera fluviatilis* (**Tabla II.39**). En Puerto Galván, los individuos de las dos clases de talla capturados, consumieron exclusivamente al decápodo *Peisos petrunkevitchi* (**Tabla II.40**).

Tabla II.30: Composición de la dieta de juveniles de pescadilla de red *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	134					117				
Rango de talla (mm)	32-96					50-129				
Longitud total media ± d.s.	59,06 ± 12,67					84,45 ± 20,75				
Composición de la dieta										
Presa	%N	%P	%F	IRI	%IRI	%N	%P	%F	IRI	%IRI
Copépodos	12,79	0,02	17,56	224,73	3,32					
<i>Labidocera fluviatilis</i>	6,68	0,01	6,11	40,83	0,94					
<i>Acartia tonsa</i>	6,11	0,01	11,45	70	1,61					
Misidáceos	41,03	5,97	64,89	3050,24	45,04	94,25	68,71	67,86	11058,23	90,81
<i>Arthromysis magellanica</i>	38,74	5,82	58,78	2619,45	60,13	94,25	68,71	67,86	11058,23	94,88
<i>Neomysis americana</i>	2,29	0,15	6,11	14,93	0,34					
Decápodos	43,70	85,66	26,72	3456	51,03	5,67	28,13	33,04	1116,49	9,17
<i>Peisos petrunkevitchi</i>	39,31	23,41	19,85	1244,82	28,58	4,98	12,80	28,57	508,00	4,36
<i>Pleoticus muelleri</i>	1,34	38,81	3,05	122,57	2,81					
<i>Artemesia longinaris</i>	3,05	23,44	7,63	202,22	4,64	0,69	15,33	5,36	85,80	0,74
Teleósteos	2,48	8,36	3,82	41,36	0,61	0,09	3,15	0,89	2,89	0,02
<i>Ramnogaster arcuata</i>	2,48	8,36	3,82	41,36	0,95	0,09	3,15	0,89	2,89	0,02

Tabla II.31: Composición de la dieta de pescadilla de red *Cynoscion guatucupa* durante 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	7				24				Sin material				Sin captura			
Longitud total media ± d.s.	40 ± 0				60,63 ± 8,98											
Índice de repleción medio	---				0,71											
Índice vacuidad	0,00				4,17											
Composición de la dieta																
Presas	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI
Copépodo					26,83	0,58	13,04	2,12								
<i>Labidocera fluviatilis</i>					26,83	0,58	13,04	3,64								
Misidáceos	100	100	100	100	73,17	99,42	95,65	97,88								
<i>Arthromysis magellanica</i>	89,66	92,3	85,7	98,37	51,22	69,59	65,22	80,30								
<i>Neomysis americana</i>	10,34	7,7	14,3	1,63	21,95	29,83	30,43	16,06								

EN AGOSTO EN PUERTO GALVÁN NO SE CAPTURÓ PESCADILLA DE RED.

Tabla 32: Composición de la dieta de pescadilla de red *Cynoscion guatucupa* durante 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	Sin captura				19				5				Sin captura			
Longitud total media ± d.s.					70,58 ± 10,08				113,80 ± 26,20							
Índice de repleción medio					2,06				1,57							
Índice vacuidad					10,53				20,00							
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	68,75	53,64	75	82,55				
<i>Arthromysis magellanica</i>					100	100	100	100	68,75	53,64	75	82,55				
Decápodos									31,25	46,36	25	17,45				
<i>Peisos petrunkevitchi</i>									25	23,68	25	10,94				
<i>Artemesia longinaris</i>									6,25	22,68	25	6,50				

EN OCTUBRE EN CANAL DEL EMBUDO NO SE CAPTURÓ PESCADILLA DE RED.

Tabla II.33: Composición de la dieta de pescadilla de red *Cynoscion guatucupa* durante 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				Sin captura				1				3			
Longitud total media ± d.s.									96 ± 0				426 ± 10,82			
Índice de repleción medio									4,67				2,49			
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									80	28,43	100	54,22	77,6	5,01	100	42,08
<i>Arthromysis magellanica</i>									80	28,43	100	54,22	77,6	5,01	100	42,08
Decápodos													16,5	90,2	100	54,3
<i>Pleoticus muelleri</i>													7,1	55,04	100	31,61
<i>Artemesia longinaris</i>													9,4	35,16	100	22,69
Teleósteo									20	71,57	100	45,78	5,9	4,79	66,67	3,62
<i>Ramnogaster arcuata</i>									20	71,57	100	45,78	5,9	4,79	66,67	3,62

Tabla II.34: Composición de la dieta de pescadilla de red *Cynoscion guatucupa* durante 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				1				25				3			
Longitud total media ± d.s.					87 ± 0				113,60 ± 8,07				434 ± 31,72			
Índice de repleción medio					0,86				1,18				0,98			
Índice vacuidad					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
Misidáceo					100	100	100	100	99,50	99,41	100	99,98	100	100	100	100
<i>Arthromysis magellanica</i>					100	100	100	100	99,50	99,41	100	99,98	100	100	100	100
Decápodo									0,50	0,59	4	0,02				
<i>Peisos petrunkevitchi</i>									0,50	0,59	4	0,02				

Tabla II.35: Composición de la dieta de pescadilla de red *Cynoscion guatucupa* durante 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	Sin captura				23				Sin captura				1			
Longitud total media ± d.s.					69,84 ± 6,25								460 ± 0			
Índice de repleción medio					5,17								3,83			
Índice vacuidad					4,35								0,00			
Composición de la dieta																
Presas	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI
Misidáceo					30	6,47	21,28	10,50								
<i>Arthromysis magellanica</i>					30	6,47	21,28	10,50								
Decápodos					70	93,53	40,43	89,50					96,43	87,02	100	91,17
<i>Peisos petrunkevitchi</i>					70	93,53	40,43	89,50					94,35	54,80	100	74,62
<i>Pleoticus muelleri</i>													0,69	23,12	100	11,91
<i>Artemesia longinaris</i>													1,39	9,10	100	5,24
Teleósteo													3,57	12,98	100	8,23
<i>Ramnogaster arcuata</i>													3,57	12,98	100	8,23

Tabla II.36: Composición de la dieta de pescadilla de red *Cynoscion guatucupa* durante febrero 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				23				5				3			
Longitud total media ± d.s.					75,87 ± 5,38				98 ± 5,79				443 ± 11,55			
Índice de repleción medio					1,30				0,53				0,37			
Índice vacuidad					13,04				0,00				33,33			
Composición de la dieta																
Presas	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI
Misidáceo					75,68	27,46	65	66,4	82,35	55,75	60	77				
<i>Arthromysis magellanica</i>					75,68	27,46	65	81,58	82,35	55,75	60	77				
Decápodos					24,33	72,54	35	33,6	17,65	44,25	40	23	75	79,42	50	77,21
<i>Peisos petrunkevitchi</i>					18,92	17,39	25	11,05	17,65	44,25	40	23				
<i>Artemesia longinaris</i>					5,41	55,15	10	7,37					75	79,42	50	77,21
Teleósteo													25	20,58	50	22,79
<i>Ramnogaster arcuata</i>													25	20,58	50	22,79

Tabla II.37: Composición de la dieta de pescadilla de red *Cynoscion guatucupa* durante 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 - 89				Clase III 90 - 129				Adultos >350 mm			
Número de individuos	9				23				Sin captura				Sin captura			
Longitud total media ± d.s.	46,22 ± 3,15				61,04 ± 6,13											
Índice de repleción medio	1,86				3,10											
Índice vacuidad	0,00				8,70											
Composición de la dieta																
Presas	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI
Misidáceo	66,67	50	66,67	73,68	71,43	48,10	66,67	69,79								
<i>Arthromysis magellanica</i>	66,67	50	66,67	73,68	71,43	48,10	66,67	82,20								
Decápodos	33,33	50	33,33	26,32	28,57	51,90	42,86	30,21								
<i>Peisos petrunkevitchi</i>	33,33	50	33,33	26,32	11,43	28,72	14,29	5,92								
<i>Artemesia longinaris</i>					17,14	23,19	28,57	11,89								

Tabla II.38: Composición de la dieta de pescadilla de red *Cynoscion guatucupa* durante 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)	20 - 49				50 - 89				90 - 129				>350 mm			
Número de individuos	Sin captura				28				3				Sin captura			
Longitud total media ± d.s.					66,75 ± 8,43				113 ± 8,54							
Índice de repleción medio					3,24				3,23							
Índice vacuidad					3,57				0,00							
Composición de la dieta																
Presas	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI
Misidáceo					33,33	12,37	29,63	10,59								
<i>Arthromysis magellanica</i>					33,33	12,37	29,63	12,46								
Decápodos					66,67	87,63	74,07	89,41	100	100	100	100				
<i>Peisos petrunkevitchi</i>					62,22	79,04	66,67	86,65	100	100	100	100				
<i>Artemesia longinaris</i>					4,44	8,59	7,41	0,89								

Tabla II.39: Composición de la dieta de pescadilla de red *Cynoscion guatucupa* durante junio 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	20				24				1				Sin captura			
Longitud total media ± d.s.	40,15 ± 4,89				61,83 ± 7,95				96 ± 0							
Índice de repleción medio	0,95				0,61				0,00							
Índice vacuidad	5				8,33				100							
Composición de la dieta																
Presas	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI
Copépodos	82,5	4,58	63,16	56,93	54,76	1,04	36,36	18,11								
<i>Labidocera fluviatilis</i>	40	2,22	15,79	9,59	19,05	0,36	9,09	1,71								
<i>Acartia tonsa</i>	42,5	2,36	47,37	30,57	35,71	0,68	27,27	9,59								
Misidáceo	17,5	95,42	36,84	43,07	45,24	98,96	63,64	81,89								
<i>Arthromysis magellanica</i>	17,5	95,42	36,84	59,84	45,24	98,96	63,64	88,70								

Tabla II.40: Composición de la dieta de pescadilla de red *Cynoscion guatucupa* durante 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	Sin captura				2				2				Sin captura			
Longitud total media ± d.s.					84 ± 2,83				138 ± 19,8							
Índice de repleción medio					1,97				1,56							
Índice vacuidad					50				50							
Composición de la dieta																
Presas	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI
Decápodo					100	100	100	100	100	100	100	100				
<i>Peisos petrunkevitchi</i>					100	100	100	100	100	100	100	100				

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 300 - 450 mm de Lt, con una media de $400 \pm 42,9$ mm, y el de los adultos fue de 451-610 mm de Lt, con una media de $503 \pm 53,9$ mm. El IV de ambos estadios fue de 0% y el IR fue de 2,84 y 1,96 para juveniles y adultos, respectivamente.

El número total de presas ingeridas por el gatuzo fue de 234 con un peso total de 227,07 g. La dieta general estuvo integrada por 11 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* seguido por *Pleoticus muelleri* y *Artemesia longinaris*. La segunda categoría presa en importancia son los teleósteos, principalmente saraquita (**Tabla II.41**). En Puerto Galván, los decápodos, específicamente el cangrejo *Neohelice granulata*, fueron la categoría presa más importante seguido por poliquetos (**Tabla II.19**).

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 agosto, si bien se capturaron gatuzos en los dos sitios, sólo se contó con el contenido estomacal de ejemplares provenientes de Puerto Galván, donde la dieta estuvo dominada por cangrejos. El ejemplar de la Clase I consumió *Cyrtograpsus angulatus*, mientras que el de la Clase III se alimentó exclusivamente de *Neohelice granulata* (**Tabla II.42**).

En la campaña de octubre en Canal del Embudo, la dieta de la Clase III estuvo dominada por decápodos, mientras que en la dieta de los individuos de más de 450 mm Lt se observó una disminución de su importancia y un aumento del pez sapo *Porichthys porosissimus* y de poliquetos (**Tabla II.43**). En Puerto Galván, se observó que la importancia de los decápodos, especialmente

de *Neohelice granulata*, aumentó con el incremento de la clase de talla del gatuzo y disminuyó la contribución de *Arthromysis magellanica* (**Tabla II.44**).

Durante la campaña de diciembre se capturó gatuzo en los dos sitios de muestreo, donde la dieta estuvo dominada por decápodos. En Canal del Embudo, la dieta de la Clase II estuvo compuesta por el cangrejo *Neohelice granulata* y el misidáceo *Arthromysis magellanica*, mientras que los adultos se alimentaron exclusivamente de *Neohelice granulata* (**Tabla II.45**). En Puerto Galván, se observó que la importancia de los decápodos, especialmente de *Neohelice granulata*, aumentó con el incremento de la clase de talla del gatuzo y disminuyó la contribución del misidáceo *Arthromysis magellanica* y poliquetos (**Tabla II.46**).

En abril sólo se capturaron 3 gatuzos de la Clase III y en Canal del Embudo. Su dieta estuvo integrada por decápodos y teleósteos, siendo saraquita la presa más importante (**Tabla II.47**).

En junio, se capturó gatuzo en los dos sitios de muestreo, donde la dieta estuvo dominada por decápodos. En Canal del Embudo, las presas más importantes para todas las tallas fueron el camarón *Artemesia longinaris* y el langostino *Pleoticus muelleri* (**Tabla II.48**). En Puerto Galván, la dieta de la Clase III estuvo compuesta por el cangrejo *Neohelice granulata* y poliquetos. Se observó que la importancia del éste cangrejo, disminuyó en la alimentación de los adultos de gatuzo y se registró como presa más importante a la corvina rubia (**Tabla II.49**).

Tabla II.41: Composición de la dieta de gatucho *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), índice de importancia relativa (IRI) y porcentaje del índice de importancia relativa (%IRI).

Sitio	Canal del Embudo					Puerto Galván				
Número de individuos	16					24				
Rango de talla (mm)	400 - 560					320 - 501				
Longitud total media ± d.s.	458,56 ± 79,61					418,18 ± 53,10				
Composición de la dieta										
Presa	%N	%P	%F	IRI	%IRI	%N	%P	%F	IRI	%IRI
Misidáceo	9,33	0,38	25	242,74	1,72	29,38	2,50	20,83	664,08	4,52
<i>Arthromysis magellanica</i>	9,33	0,38	25	242,74	3,94	29,38	2,40	20,83	664,08	5,79
Decápodos	69,33	85,01	81,25	12540,67	88,84	48,75	81,54	95,83	12486,55	84,99
<i>Peisos petrunkevitchi</i>	20	1,63	18,75	405,57	6,58	5,00	1,67	8,33	55,61	0,49
<i>Artemesia longinaris</i>	13,33	10,37	25	592,48	9,61	13,75	16,89	29,17	893,72	7,82
<i>Pleoticus muelleri</i>	9,33	17,38	25	667,90	10,84	0,63	0,84	4,17	6,11	0,05
<i>Neohelice granulata</i>	21,33	48,82	50	3507,69	56,91	25	60,48	95,83	8191,98	71,72
<i>Cyrtograpsus angulatus</i>	4	6,47	12,50	130,86	2,12	1,25	1,35	8,33	21,69	0,19
<i>Loxopagurus sp</i>	1,33	0,34	6,25	10,49	0,17	3,13	1,08	16,67	70,16	0,61
Poliquetos	8	1,57	18,75	179,36	1,27	21,25	8,94	50	1509,34	10,27
Teleósteos	13,33	13,04	43,75	1154,02	8,17	0,63	7,02	4,17	31,84	0,22
<i>Porichthys porosissimus</i>	2,67	4,54	12,50	90,07	1,46					
<i>Ramnogaster arcuata</i>	8	7,52	18,75	290,95	4,72					
<i>Micropogonias furnieri</i>	2,67	0,99	12,50	45,68	0,74	0,63	7,02	4,17	31,84	0,27

Tabla II.42: Composición de la dieta de gatucho *Mustelus schimitti* durante 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 Rango de talla (mm)	Clase I 300 - 349				Clase II 350 - 399				Clase III 400 - 450				Adultos >450 mm			
Número de individuos	1				Sin captura				1				Sin captura			
Longitud total media ± d.s.	340								420							
Índice de repleción medio																
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	100	100	100	100					100	100	100	100				
<i>Neohelice granulata</i>									100	100	100	100				
<i>Cyrtograpsus angulatus</i>	100	100	100	100												

Tabla II.43: Composición de la dieta de gatujo *Mustelus schimitti* durante octubre 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				2				3			
Longitud total media ± d.s.									415 ± 21,21				510 ± 43,59			
Índice de repleción medio									3,71				1,15			
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
Teleósteo									25	19,14	50	12,40	14,29	27,52	33,33	20,90
<i>Porichthys porosissimus</i>									25	19,14	50	22,07	14,29	27,52	33,33	20,90
Misidáceo													28,57	1,41	33,33	14,99
<i>Arthromysis magellanica</i>													28,57	1,41	33,33	14,99
Decápodos									75	80,86	100	87,60	28,57	64,23	33,33	46,40
<i>Pleoticus muelleri</i>									25	55,14	50	40,07				
<i>Neohelice granulata</i>													28,57	64,23	33,33	46,40
<i>Cyrtograpsus angulatus</i>									25	22,21	50	23,60				
<i>Loxopagurus sp</i>									25	3,52	50	14,26				
Poliquetos													28,57	6,83	33,33	17,70

Tabla II.44: Composición de la dieta de gatuza *Mustelus schimitti* durante 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	1				1				7				5			
Longitud total media ± d.s.	320				384				428,29 ± 24,05				461,40 ± 22,23			
Índice de repleción medio	10,21				1,07				1,66				1,56			
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
Misidáceo	61,8	20,2	100	41	14,3	2,6	100	8,4	20,8	1,2	14,3	2,2				
<i>Arthromysis magellanica</i>	61,8	20,2	100	41	14,3	2,6	100	8,4	20,8	1,2	14,3	2,6				
Decápodos	29,1	77,6	100	53,4	28,6	52,6	100	40,6	66,7	92,2	85,7	94,1	88	91,9	100	95,7
<i>Peisos petrunkevitchi</i>									16,7	5	14,3	2,6	16	2,2	20	2,5
<i>Artemesia longinaris</i>	25,5	46,2	100	35,9					4,2	5,6	14,3	1,2	12	17	60	11,8
<i>Pleoticus muelleri</i>	1,8	8,5	100	5,1												
<i>Neohelice granulata</i>	1,8	22,9	100	12,4	14,3	37,6	100	26	41,7	81,1	85,7	88,4	44	66,6	100	75,2
<i>Cyrtograpsus angulatus</i>													4	3	20	1
<i>Loxopagurus sp</i>					14,3	15	100	14,6	4,1	0,5	14,3	0,6	12	3,2	40	4,1
Poliquetos	9,1	2,2	100	5,6	57,1	44,8	100	51	12,5	6,6	28,6	3,7	12	8,1	40	4,3

Tabla II.45: Composición de la dieta de gatuza *Mustelus schimitti* durante 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				1				Sin captura				3			
Longitud total media ± d.s.					370 ± 0								566 ± 66,58			
Índice de repleción medio					6 82								2,14			
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					50	1,63	100	25,81								
<i>Arthromysis magellanica</i>					50	1,63	100	25,81								
Decápodo					50	98,37	100	74,19					100	100	100	100
<i>Neohelice granulata</i>					50	98,37	100	74,19					100	100	100	100

Tabla II.46: Composición de la dieta de gatuza *Mustelus schimitti* durante 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	2				Sin captura				4				Sin captura			
Longitud total media ± d.s.	300 ± 0								427,5 ± 30,96							
Índice de repleción medio	1,43								2,18							
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	22,58	0,32	50	6,49												
<i>Arthromysis magellanica</i>	22,58	0,32	50	7,99												
Decápodos	38,71	90,25	100	73,06					50	87,66	100	81,54				
<i>Artemesia longinaris</i>	9,68	34,55	25	7,71												
<i>Neohelice granulata</i>	29,03	55,70	100	59,11					50	87,66	100	81,54				
Poliquetos	38,71	9,43	75	20,45					50	12,34	50	18,46				

EN FEBRERO NO SE CAPTURARON GATUZOS EN NINGUNO DE LOS DOS SITIOS.

Tabla II.47: Composición de la dieta de gatuзо *Mustelus schimitti* durante 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 300 - 349				Clase II 350 - 399				Clase III 400 - 450				Adultos >450 mm			
Número de individuos	Sin captura				Sin captura				3				Sin captura			
Longitud total media ± d.s.									418,67 ± 16,26							
Índice de repleción medio									2,33							
Índice vacuidad									0							
Composición de la dieta																
Presas	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI	%N	%P	%F	%IRI
Decápodos									75	53,62	66,67	64,31				
<i>Peisos petrunkevitchi</i>									55	6,80	33,33	22,77				
<i>Pleoticus muelleri</i>									5	3,15	33,33	3				
<i>Neohelice granulata</i>									5	11,44	33,33	6,06				
<i>Cyrtograpsus angulatus</i>									10	32,22	33,33	15,56				
Teleósteo									25	46,38	66,67	35,69				
<i>Ramnogaster arcuata</i>									25	46,38	66,67	52,61				

EN ABRIL EN PUERTO GALVAN NO SE CAPTURÓ GATUZO.

Tabla II.48: Composición de la dieta de gatuzo *Mustelus schimitti* durante junio 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				2				1				1			
Longitud total media ± d.s.					370,5 ± 20,51				400 ± 0				510 ± 0			
Índice de repleción medio					2,54				3,53				4,10			
Índice vacuidad					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
Misidáceo					20	0,6	50	6,1					7,1	0,2	100	3,7
<i>Arthromysis magellanica</i>					20	0,6	50	8					7,1	0,2	100	3,7
Decápodos					50	87,4	100	81,4	85,7	76,4	100	81,1	71,4	92,4	100	81,9
<i>Peisos petrunkevitchi</i>									28,6	5,2	100	16,9	14,3	3	100	8,6
<i>Artemesia longinaris</i>					30	29	100	45,5	42,9	64,1	100	53,5	28,6	32,9	100	30,8
<i>Pleoticus muelleri</i>					10	50,2	50	23,2					28,5	56,5	100	42,5
<i>Neohelice granulata</i>					10	8,2	50	7	14,3	7,1	100	10,7				
Poliquetos					20	5,2	50	7,5					14,3	3,8	100	9
Teleósteos					10	6,8	50	5	14,3	23,6	100	18,9	7,2	3,6	100	5,4
<i>Ramnogaster arcuata</i>									14,3	23,6	100	18,9				
<i>Micropogonias furnieri</i>					10	6,8	50	6,5					7,2	3,6	100	5,4

Tabla II.49: Composición de la dieta de gatuza *Mustelus schimitti* durante 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)	300 - 349				350 - 399				400 - 450				>450 mm			
Número de individuos	Sin captura				Sin captura				1				1			
Longitud total media ± d.s.									421 ± 0				460 ± 0			
Índice de repleción medio									1,30				3,64			
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									60	76,67	100	68,33	33,33	21,58	100	27,46
<i>Artemesia longinaris</i>													16,67	10,50	100	13,58
<i>Neohelice granulata</i>									60	76,67	100	68,33	16,67	11,08	100	13,87
Poliquetos									40	23,33	100	31,67	50	16,04	100	33,02
Teleósteo													16,67	62,38	100	39,53
<i>Micropogonias furnieri</i>													16,67	62,38	100	39,53

BIBLIOGRAFÍA DEL CAPÍTULO II

- 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 silurid 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.

CAPÍTULO III

Microbiología de la zona interna del estuario de Bahía Blanca

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

INTRODUCCIÓN

Los recursos marinos y costeros representan activos estratégicos de gran importancia. El turismo costero, la maricultura y el transporte marítimo son oportunidades con gran potencial para diversificar y mejorar las economías regionales. Asimismo, es común en las zonas costeras el asentamiento de grandes ciudades e importantes industrias, con la potencialidad que conllevan de generar procesos de contaminación. Esta situación se ha descrito en muchos ambientes y ecosistemas de todo el mundo, y en nuestro país hay informaciones parciales de numerosos sistemas costeros

Los crecientes niveles de contaminación de estuarios y bahías constituyen un riesgo de salud pública cada vez mayor. Afectan a la productividad y la diversidad marinas y a la vez, elevan los costos para el turismo y la maricultura. Los brotes epidémicos de enfermedades transmitidas por mariscos en 1994 en el Perú y Ecuador, son indicadores dramáticos de los costos de la contaminación costera.

Indicadores bacterianos

El número y tipo de bacterias presentes en un ecosistema natural está generalmente en equilibrio (homeostasis). Cuando las condiciones ambientales son alteradas se suceden también modificaciones en la comunidad bacteriana (Cabezalí *et al.*, 2004). Es así como las poblaciones bacterianas presentes en ecosistemas marinos y costeros, se constituyen en un excelente sistema de advertencia temprana, ya que responden a las modificaciones del medio, mediante cambios cualitativos o cuantitativos, más rápidamente que el resto de la biota. Por ello cualquier alteración ambiental puede ser detectada en sus estadios iniciales, si se emplean indicadores bacterianos cuidadosa y oportunamente elegidos.

En el medio marino existe una gran diversidad de organismos que interactúan y compiten por los nutrientes disponibles; dentro de este sistema las bacterias son las principales participantes en el flujo de la energía heterotrófica y la mineralización de la materia orgánica. Durante la descomposición

de la materia orgánica un 60-80% del carbono presente se libera como dióxido de carbono y el restante 20-40% es utilizado en la formación de material celular, incrementándose así la biomasa bacteriana. Además contribuye, sustancialmente, a la nutrición de otros niveles tróficos tanto en la masa de agua como en el sedimento. La intensidad y naturaleza de los intercambios realizados por los microorganismos dependen, fuertemente, de la distribución cuali y cuantitativa de sus diversas comunidades y de su dinámica en los diferentes nichos ecológicos en que se localizan. De esta manera, **las diferencias en la abundancia de las poblaciones bacterianas en diferentes áreas se pueden atribuir a las concentraciones existentes de la materia orgánica fácilmente asimilable.**

La ventaja del uso de indicadores biológicos es que reflejan el impacto acumulado de todos los factores de estrés durante un período. Como tales, son una medida única de la respuesta del ambiente, y proporcionan una información que no es posible recabar de otro modo.

Las aguas costeras son el receptáculo final de la mayoría de los desechos originados por la actividad humana en tierra. Si bien los residuos naturales del hombre deben integrarse a los ciclos biogeoquímicos de los ecosistemas, no es razonable creer que se puedan introducir sin peligro, cantidades cada vez mayores de materia orgánica y bacterias. Esta entrada de material influye en las cadenas tróficas macro y microscópicas, estimulando en forma rápida el crecimiento microbiano de los grupos autóctonos y aportando nuevas poblaciones, asociadas al tipo de sustancias que llegan al ambiente.

Es un hecho conocido que las infecciones entéricas en la población se ven favorecidas por las múltiples deficiencias en el saneamiento básico y en los sistemas de deposición final de excretas. Estos contribuyen a mantener un alto nivel de contaminación fecal humana, particularmente en los ecosistemas acuáticos (Cabezalí *et al.*, 2004). Los estudios epidemiológicos realizados desde la década del 50 demuestran la relación entre contaminación fecal de las aguas recreacionales y el efecto adverso sobre la salud humana, incluyendo la aparición de síntomas gastrointestinales, infecciones oculares, óticas, nasales,

respiratorias y de la piel (Wade *et al.*, 2006; Soller *et al.*, 2010). Estos últimos autores demostraron que la contaminación fecal animal era igualmente peligrosa. Asimismo se estableció que las bacterias indicadoras *Escherichia coli* y enterococos podían predecir el riesgo de enfermedades gastrointestinales (Wade *et al.*, 2006).

OBJETIVO

El presente informe final tiene como objetivo presentar la distribución espacio-temporal de distintos grupos de bacterias utilizadas como indicadoras de contaminación antrópica, en aguas y sedimentos de seis sitios del estuario de Bahía Blanca, durante las campañas realizadas en los meses de **agosto y noviembre de 2013 y de febrero y mayo de 2014.**

MATERIALES Y MÉTODOS

Zona de estudio y obtención de muestras

Las muestras para este estudio se obtuvieron a bordo de la lancha “Buen día señor”, con una frecuencia trimestral y en 6 sitios de muestreo dentro del estuario de Bahía Blanca: (**Figura III.1**) (coincidentes con los de Química Marina). Se recolectaron muestras de aguas subsuperficial (30 cm de profundidad) y de sedimentos. Las muestras fueron obtenidas por personal del IADO y la Dra. María Amelia Cubitto.

Denominación de las estaciones de muestreo:

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 Cuatros

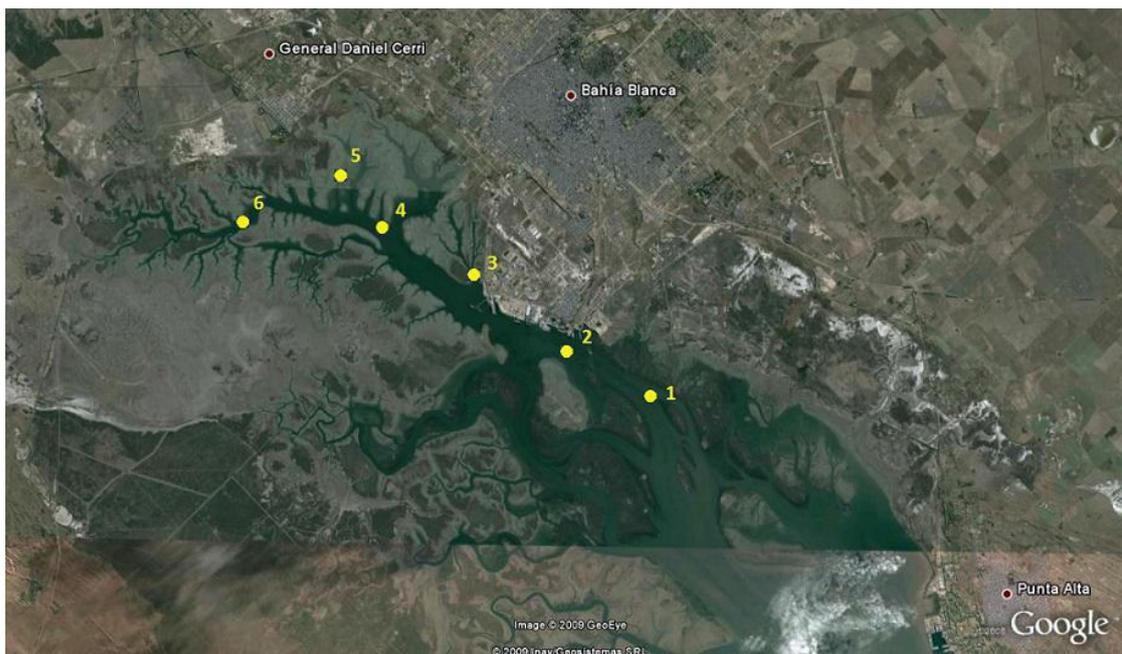


Figura III.1: Ubicación de las estaciones de muestreo en la zona interna del Estuario de Bahía Blanca.

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

-*Escherichia coli*: recuento en placa en el medio de cultivo agar Endo. Previa revivificación de las bacterias estresadas por las condiciones ambientales (2 h a temperatura ambiente en medio Agar Plate Count, (PCA). La incubación fue durante 48 h a 44,5 °C (Streitenberger y Baldini, 2010). Los resultados se informaron como Unidades Formadoras de Colonias por 100 mililitros (UFC.100ml⁻¹)

-Bacterias Heterótrofas de origen terrestre: recuento en placa en el medio de cultivo PCA. La incubación fue a 25 °C durante 72 h. Los resultados se informaron como UFC. ml⁻¹

-Bacterias Heterótrofas de origen marino: recuento en placa en el medio de cultivo Marine 2216 (Difco). La incubación fue durante 72 h a 25 °C. Los resultados se informaron como UFC. ml⁻¹

En las muestras de **sedimentos** se realizaron los recuentos de:

- 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. El Número Más Probable (NMP) por gramo de sedimento se determinó utilizando las tablas de McCrady. Luego del periodo de incubación se consideraron positivos aquellos tubos que presentarán turbidez superior al control y alteraciones visibles en el petróleo. Los resultados se informan como NMP de bacterias degradadoras de hidrocarburos por gramo de sedimento seco (NMP BDH. g⁻¹)

- *Escherichia coli*

Para la cuantificación de *Escherichia coli* se tomaron 6 gramos de sedimento húmedo, se suspendieron en un erlenmeyer con 54 mL de solución salina y se agitaron vigorosamente durante 10 minutos (450rpm). La intensa agitación separa a las bacterias por el movimiento individual de las partículas y por la fricción entre ellas a través de un efecto abrasivo y la ruptura de agregados. Posteriormente se realizó la técnica de recuento en placa como se indicó para aguas. Los resultados se informan como Unidades Formadoras de Colonias por gramos de sedimento seco (UFC.g⁻¹).

Para la determinación del peso seco 10 g de sedimentos de cada muestra se secaron 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.

RESULTADOS

En las **Figuras III.2 a III.6**, se presentan los resultados obtenidos a partir del análisis bacteriológico de las muestras.

Escherichia coli es una bacteria utilizada ampliamente como indicadora de contaminación fecal (Anderson *et al.*, 2005). Su presencia alerta sobre la posible existencia de patógenos intestinales. En aguas de la zona estudiada los recuentos obtenidos variaron entre 10^2 y 10^3 UFC 100ml^{-1} de agua (**Figura III.2**). Los mayores valores coincidieron con las descargas de las cloacas (1º y 3º cuenca) y Puerto de Ing. White. En todas las estaciones (excepto la PC), se registraron en promedio, densidades poblacionales superiores a las aconsejadas internacionalmente para aguas de contacto primario (≤ 126 UFC. 100ml^{-1}) (USEPA, 2003).

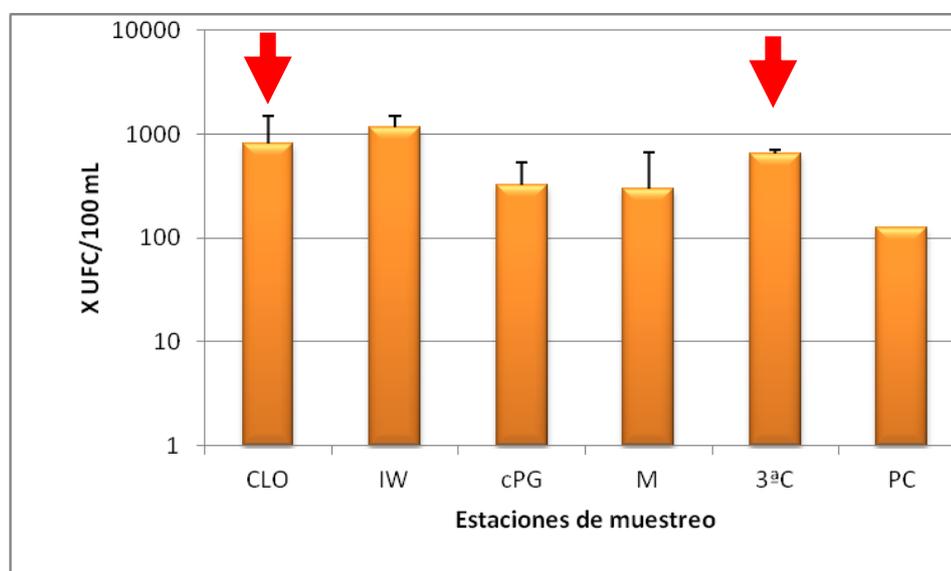


Figura III.2: Medias aritméticas de los recuentos de *Escherichia coli* en agua \pm DE. Se indican las zonas afectadas por el volcado de efluentes cloacales.

La concentración de bacterias en la columna de agua puede declinar debido a diversos factores ambientales que limitan su supervivencia de algunas horas a pocos días; en contraste, en el sedimento tienen protección y nutrientes que aumentan su persistencia de semanas a meses, por lo tanto, el sedimento constituye un reservorio potencial de bacterias fecales y patógenas (Haller *et al.*, 2009). De esta manera, la concentración de bacterias en el sedimento se ha considerado un indicador más estable de contaminación. La resuspensión hacia la columna de agua, producida por corrientes de marea o actividad humana (tales como dragado) constituye un riesgo a la salud y a la vida acuática, por lo que es importante considerar los niveles de bacterias fecales en el agua y en el sedimento en ambientes naturales, en zonas de recreación y sitios de cultivo de organismos acuáticos.

En el caso particular de la zona estudiada, se detecta una tendencia a la acumulación de bacterias indicadoras de contaminación fecal en los sedimentos de las estaciones CLO y IW (**Figura III.3**), sitios en los que superan en un orden de magnitud la cantidad de *E.coli* en las aguas supra yacentes (**Figura III.2**) (recordar que en aguas se informa por 100 mL y en sedimento por gramo).

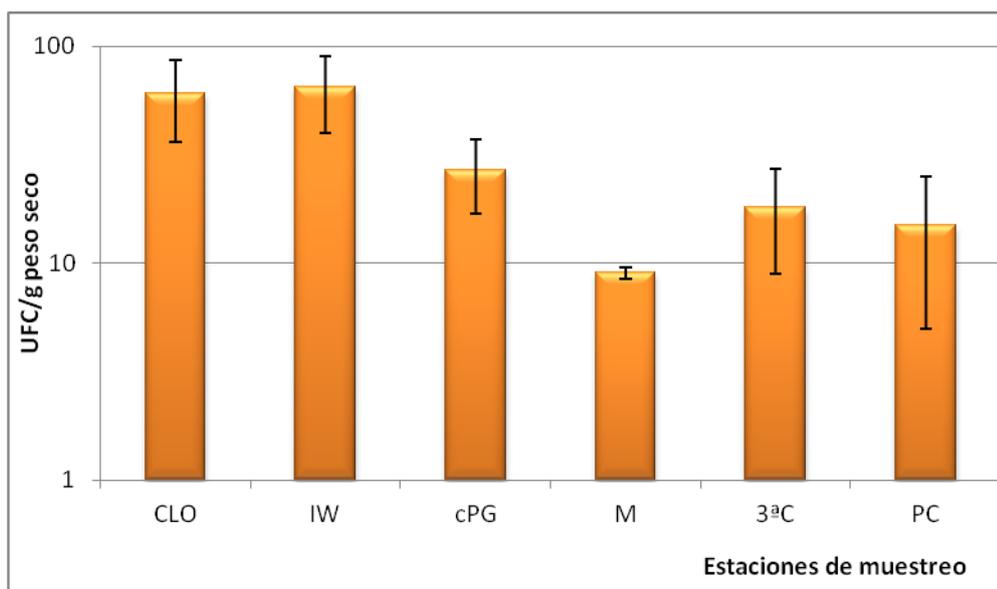


Figura III.3: Medias aritméticas de los recuentos de *Escherichia coli* en sedimentos superficiales \pm DE

La Planta de Tratamiento de líquidos Cloacales para la Tercera Cuenca no funcionó en algunos de los meses muestreados (noviembre 2013, a partir de abril de 2014). Esto se debió a una obstrucción del colector cloacal que llevó a la empresa ABSA a derivar los líquidos cloacales al canal Maldonado (23/10/13, <http://www.adnbahiablanca.com.ar/minfo.asp?id=14045&idcat=1&idsub=48>) Esto contribuyó a mantener un número considerable de indicadores fecales en la zona. En esta zona, queda evidenciada la influencia negativa que ha ejercido la puesta en funcionamiento de la mencionada Planta de Tratamiento a partir de setiembre de 2008 y las dificultades que existieron hasta su puesta en régimen (Streitenberger y Baldini, 2010).

En los ambientes acuáticos las bacterias heterótrofas transforman eficientemente la materia orgánica disuelta en particulada, dejando este recurso crítico disponible para el resto de la cadena trófica. Asimismo aportan activamente a la capacidad autodepuradora del ambiente, es decir que están directamente involucradas en los procesos de remoción y reciclado.

Por lo antedicho la mayor o menor densidad de bacterias heterótrofas constituye un índice de la cantidad de materia orgánica presente, relación que establece un nexo entre la cantidad de materia orgánica disuelta (MOD) lábil, capaz de ser oxidada por la actividad bacteriana (Williams, 2000) y la transformación de MOD en biomasa.

La proximidad de las estaciones de muestreo a la costa determina la presencia de bacterias heterótrofas provenientes del continente y que llegan al estuario transportadas por el viento, la escorrentía que se produce por las lluvias o los cursos de agua que desembocan en el estuario (Saladillo de García, Arroyo Napostá, Río Sauce Chico). Los ríos y arroyos, transportan una carga de materia soluble y particulada que proviene de los lixiviados y escorrentías de la cuenca que drenan. Estas poblaciones bacterianas se pusieron en evidencia con el medio de cultivo Agar Plate Count (PCA) y se informaron como bacterias de origen terrestres (**Figura III.4**).

El medio de cultivo empleado en este estudio para evaluar poblaciones heterótrofas de origen marino fue Marine 2216. Este reproduce las condiciones del agua de mar, por lo cual los recuentos obtenidos son de bacterias aeróbicas, heterótrofa autóctonas del ambiente estuarino (halófilas o halotolerantes) (**Figura III.5**).

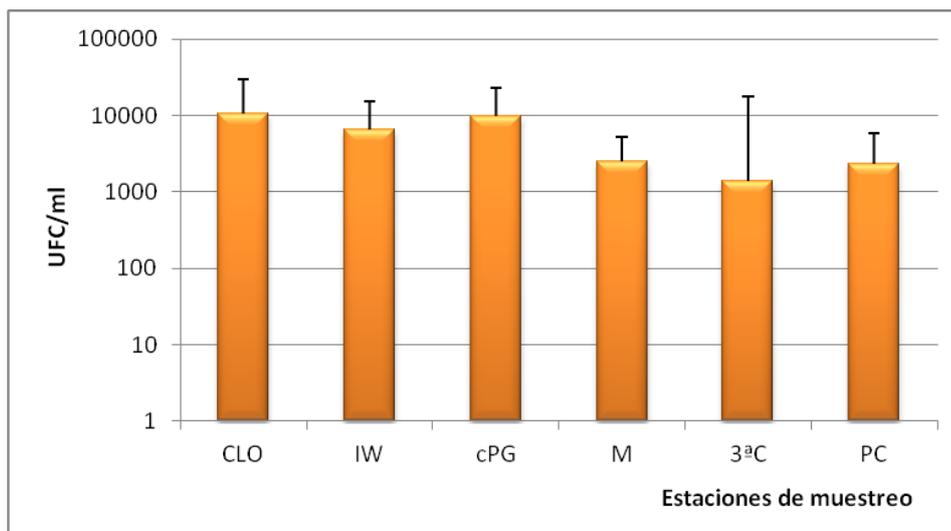


Figura III.4: Medias aritméticas de los recuentos de bacterias heterótrofas de origen terrestre por mililitro de agua ± DE

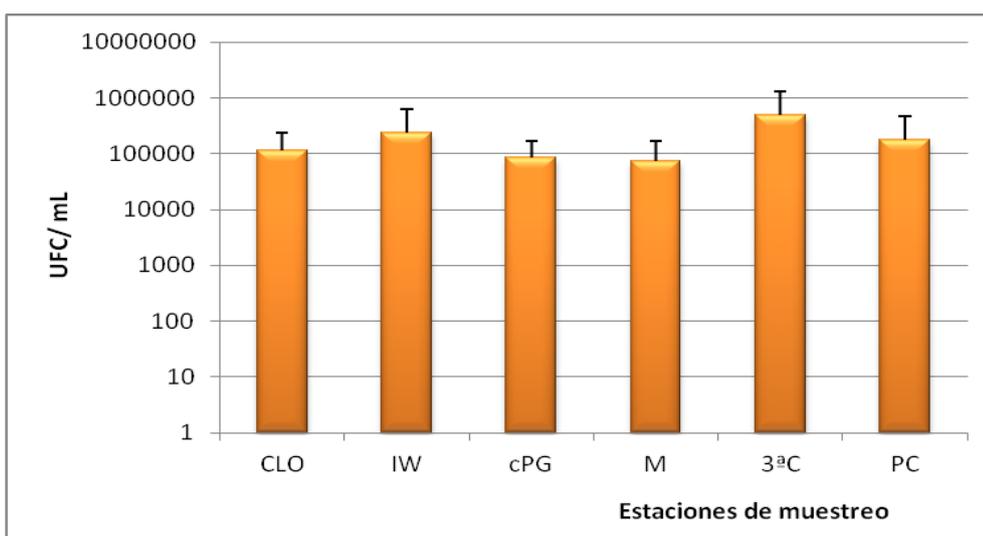


Figura III.5: Medias aritméticas de los recuentos de bacterias heterótrofas de origen marino por mililitro de agua ± DE.

En la zona estudiada, los recuentos de bacterias heterótrofas de origen marino variaron entre 10^4 - 10^5 UFC.ml⁻¹ (**Figura III.5**) y siempre superaron

en un orden de magnitud a las bacterias heterótrofas terrestres (10^3 - 10^4 UFC.ml⁻¹) (**Figura III.4**). Esto es de esperar ya que las primeras son bacterias autóctonas mejor adaptadas a las condiciones ambientales y que compiten más exitosamente por los nutrientes. Se sabe que las bacterias heterótrofas marinas son muy versátiles y pueden utilizar una amplia gama de fuentes de N y P para su crecimiento (Kirchman, 2000).

Cabezalí y Burgos (1988), en un trabajo sobre la distribución de bacterias heterótrofas de origen marino y terrestre en aguas del estuario de Bahía Blanca, que incluye muestreos realizados durante los años 1984 y 1985, establecen que en ambientes estuarinos donde la contaminación antrópica no es importante los valores medios de bacterias heterótrofas terrestres están en el orden de 10^2 UFC.ml⁻¹ y de las marinas de 10^3 UFC.ml⁻¹.

Estudios realizados en otros estuarios del mundo impactados por la actividad humana, como el de Uppanar (India), registran valores de bacterias heterótrofas marinas en aguas que van de $10,5 \cdot 10^3$ UFC ml⁻¹ a $3,2 \cdot 10^6$ UFC.ml⁻¹ (Mahalakshmi *et al.*, 2011). Según Sridevi (2011) la población de bacterias heterótrofas de origen marino en el estuario de Champavathi (India) fue de $3 \cdot 10^4$ UFC.ml⁻¹.

No se advierten variaciones espaciales en ninguno de los dos grupos fisiológicos. Esto evidenciaría una concentración bastante uniforme de la MOD en aguas de la zona estudiada.

Las variaciones en los recuentos bacterianos no se pueden atribuir a un único factor sino que responden a la suma de parámetros fisicoquímicos y ecofisiológicos. Como se dijo anteriormente los **indicadores biológicos reflejan el impacto acumulado de todos los factores de estrés durante un período.**

Se destaca que los recuentos de *Escherichia coli* en la mayoría de las estaciones, superaron a los exigidos por la normativa nacional e internacional

para aguas de contacto primario (USEPA, 2003) y es clara su acumulación en sedimentos.

Lo antedicho pone en evidencia que el control de riesgos microbiológicos es importante, y constituye una medida sanitaria básica para mantener un grado de salud adecuado en la población.

Para poder determinar con precisión el nivel de contaminación es necesario realizar estudios de base científica con la suficiente amplitud de tiempo y espacio, y mantener un diagnóstico actualizado de la calidad de sus aguas y sedimentos en relación con los aportes costeros. De esta forma se podrá acceder no sólo a un diagnóstico razonablemente preciso, sino a diseñar y aplicar las medidas de prevención o de remediación que resulten oportunas.

Bacterias degradadoras de hidrocarburos

Los organismos responden ante los disturbios causados por la entrada de materia y energía al sistema con cambios en la abundancia de grupos específicos de organismos, consecuencia de competencias en la explotación de nuevos sustratos y la ocupación de nichos de especies que no se adecuan a las nuevas condiciones. Un ejemplo de esto son las bacterias degradadoras de hidrocarburos (BDH), grupo que incluye microorganismos con capacidad de utilizar hidrocarburos como única fuente de carbono y energía. Estas bacterias forman parte de la microbiota de distintos ambientes naturales, sin embargo en aquellos que no reciben el aporte de hidrocarburos, se encuentran en muy bajo número e incluso su detección se dificulta por los métodos habituales de recuento. 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 ocurrencia de estos compuestos en el sistema (Mills *et al.*, 1978, Delille y Delille, 2000; Hassanshahian, 2014). La magnitud de los recuentos dan cuenta de la duración o frecuencia del impacto. En estudios realizados luego de derrames de petróleo de gran magnitud como los ocasionados por los accidentes del Exxon Valdez y el Amoco Cadiz las zonas afectadas pre-

sentaron NMP BDH entre 10^4 y 10^7 por gramo de sedimento, mientras que las zonas consideradas como no impactadas presentaron recuentos $< 10^2$ BDH por gramo de sedimento (Braddock *et al.*, 1995).

En un estudio previo realizado en el Estuario de Bahía Blanca, que abarcó la zona de influencia de las boyas de carga y descarga de petróleo crudo, localizadas en Puesto Rosales, se informaron recuentos de 10^4 a 10^5 de BHD/g sedimento en las zonas afectadas por los vuelcos accidentales (Cabezalí y Cubitto, 1990).

Durante el presente estudio, en todos los sitios muestreados se detectó un número significativo de BDH, alcanzando o superando en promedio recuentos de 10^4 por gramo de sedimento seco (**Figuras III.6 y III.7**). Estos resultados indican la ocurrencia de vuelcos en el sistema y su acumulación en los sedimentos.

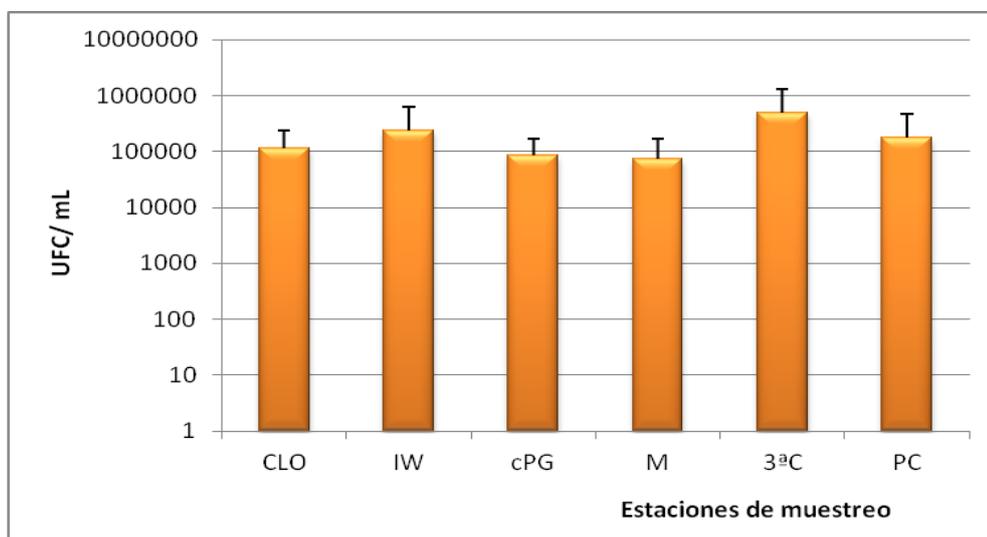


Figura III.6: Número Más Probable de bacterias degradadoras de hidrocarburos por gramo de sedimento seco (NMP BDH.g⁻¹), obtenidos en cada una de las campañas realizadas.

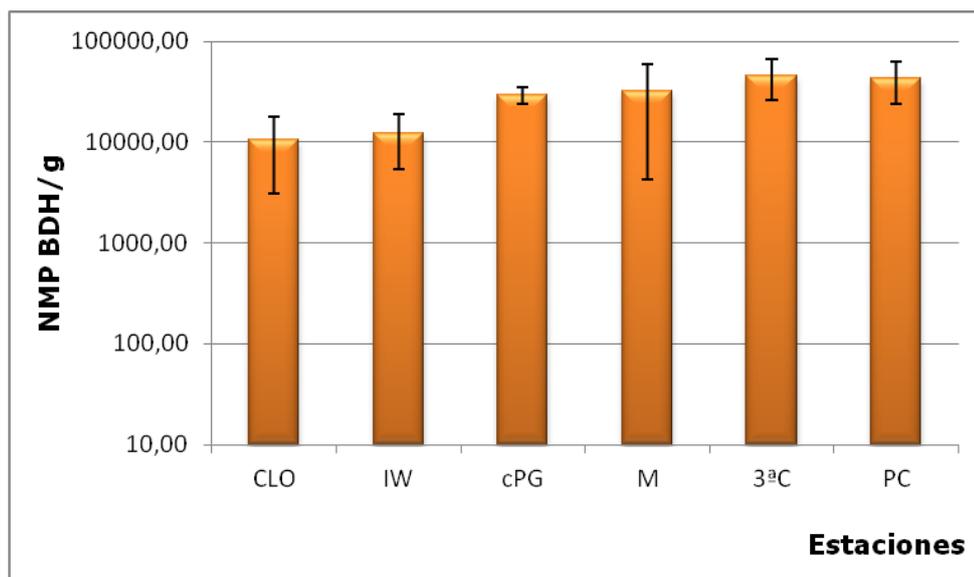


Figura III.7: Medias aritméticas de NMP BDH/g sedimento seco \pm DE

En función a los datos obtenidos se observa que las variaciones en los resultados no tienen correlación con la temperatura, por lo cual se entiende que la variabilidad de resultados está relacionada con los impactos. Los valores obtenidos en el Canal Galván en proximidades descarga Polo Petroquímico (cPG), muestran un comportamiento uniforme durante los 4 muestreos, indicando un aporte continuo y significativo de hidrocarburos. Los sitios restantes, muestran la variabilidad generada probablemente por vuelcos de distinta características y magnitud. Estos resultados deben alertar sobre la necesidad de controlar este tipo de aportes. Si bien en estudios anteriores las estaciones de muestreo tenían una localización distinta, se puede decir que en sitios de influencia de CLO, IW y cPG los recuentos de BDH mantienen el mismo orden de magnitud que lo obtenidos en monitoreos anteriores. Este estudio es la primera vez que se ha incluido el NMP de BDH en los sitios M, 3ªC y PC.

Se observa una tendencia creciente del impacto de hidrocarburos hacia el interior de estuario, seguramente debido a los aportes de la Tercera Cuenca y Canal Maldonado. La baja dinámica que ofrecen las aguas de ese sector favorece la acumulación de contaminantes hacia Puerto Cuatreros, haciendo de este sector un área de alta vulnerabilidad.

BIBLIOGRAFÍA DEL CAPÍTULO III

- Anderson KL, Whitlock JE, Harwood VJ.** Persistence and differential survival of fecal indicator bacteria in subtropical waters and sediments. *Appl Environ Microbiol* 2005; 71: 3041-8.
- Braddock, J. F., Lindstrom, J. E., & Brown, E. J. (1995).** Distribution of hydrocarbon-degrading microorganisms in sediments from Prince William Sound, Alaska, following the Exxon Valdez oil spill. *Marine Pollution Bulletin*, 30, 125-132.
- Cabezali, C B; Burgos, M A 1988.** Distribucion espacial y temporal de bacterias aerobias en el estuario de Bahía Blanca, Argentina. *Revista Argentina de Microbiología.*; 20: 77-86
- Cabezalí C. B.y Cubitto M.A.** Detección bacteriológica de contaminación por petróleo en el estuario de Bahía Blanca. *Revista Argentina de Microbiología*, 22:167-174.1990.
- Cabezali CB, Baldini MD, Cubitto MA. 2004.** Estudios Microbiológicos. Bacterias Indicadoras de Contaminación. En: Piccolo C y Hoffmayer M. *Ecosistemas del estuario de Bahía Blanca*: 109-120. EDIUNS. Bahía Blanca. Argentina.
- Delille D., Delille B. 2000.** Field observations on the variability of crude oil impact on indigenous hydrocarbon-degrading bacteria from sub-Antarctic intertidal sediments. *Marine Environmental Research* 49: 403-417
- Haller L, Amedegnato E, Pote J, Wildi W.** Influence of freshwater sediment characteristics on persistence of fecal indicator bacteria. *Water Air Soil Pollut* 2009; 203: 217-27.
- 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.
- Kirchman D.L. 2000.** Uptake and regeneration of Inorganic Nutrient by marine heterotrophic bacteria, Chapter 9. En: *Microbial Ecology of the Ocean*. Ed D.L. Kirchman, Wiley-Liss New York 262-288.
- Mahalakshmi M; Srinivasan M; Murugan M; Balakrishnan S; Debanathan K. 2011.** Isolation and identification of total heterotrophic bacteria and human pathogens in water and sediment from Cuddalore fishing harbour after the Tsunami. *Asian J.Biol.Sci.* 4:148-156
- Mills A.L., Breuil C. y Colwell R.R.** Enumeration of petroleum degrading marine and estuarine microorganisms by the most probably number method. *Canadian journal of Microbiology* 24: 552-557. 1978
- Soller, J.A., Schoen, M.E., Bartrand, T., Ravenscroft, J., and Ashbolt, N.J. (2010b)** Estimated human health risks from exposure to recreational waters impacted by human and non-human sources of faecal contamination. *Water Res.*1006.1049
- Sridevi M. 2011.** Study of Heterotrophic Bacteria in the Surface water of Champavathi Estuary (AP) India . *Science Research Reporter* 1: 112 – 114

Streitenberger M.E. y Baldini M.D. Deterioro de un área recreacional por efectos del volcado de líquidos cloacales. Revista Argentina de Microbiología, 42: 307-31.2010.

U.S.E.P.A. (U. S. Environmental Protection Agency). 2003. Bacterial Water Quality Standards for Recreational Waters (Freshwater and Marine Waters) Status Report. U. S. Environmental Protection Agency publication n. EPA- 823-R-03-008. Office of Water, Washington, D.C.

Wade, Timothy J., Rebecca L. Calderon, Elizabeth Sams, Michael Beach, Kristen P. Brenner, Ann H. Williams, and Alfred P. Dufour . 2006.. "Rapidly Measured Indicators of Recreational Water Quality Are Predictive of Swimming-Associated Gastrointestinal Illness. Environmental Health Perspectives. 114:1.

Williams 2000. Heterotrophic bacteria and the dynamics (Chapter 6) En: Microbial Ecology of the Ocean. Ed D.L. Kirchman, Wiley-Liss New York 153-200.

CAPÍTULO IV

Comunidades bentónicas asociadas a las zonas portuarias y el Canal Principal de Navegación del estuario de Bahía Blanca

Coordinadora: *Dra. Sandra Fiori*

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 Cuatreros), se

realizaron dos muestreos biológicos en julio y noviembre de 2013. 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 en promedio tres muestras con parcela circular de 184 cm².

Canal Principal de Navegación – Submareal de fondos blandos. En agosto y diciembre de 2013, 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 dos muestras con draga Van Veen de 30 x 55 cm de abertura (0,165m²), dos 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 10%. 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 y Torti, 1969, 1970, 1973; Vernasconi, 1969; Bernasconi y D’Agostino, 1971, 1977; Banse y Hobson, 1974; Orensanz, 1976; Fauchald, 1977; Hobson y 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 Cuatrerros	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´

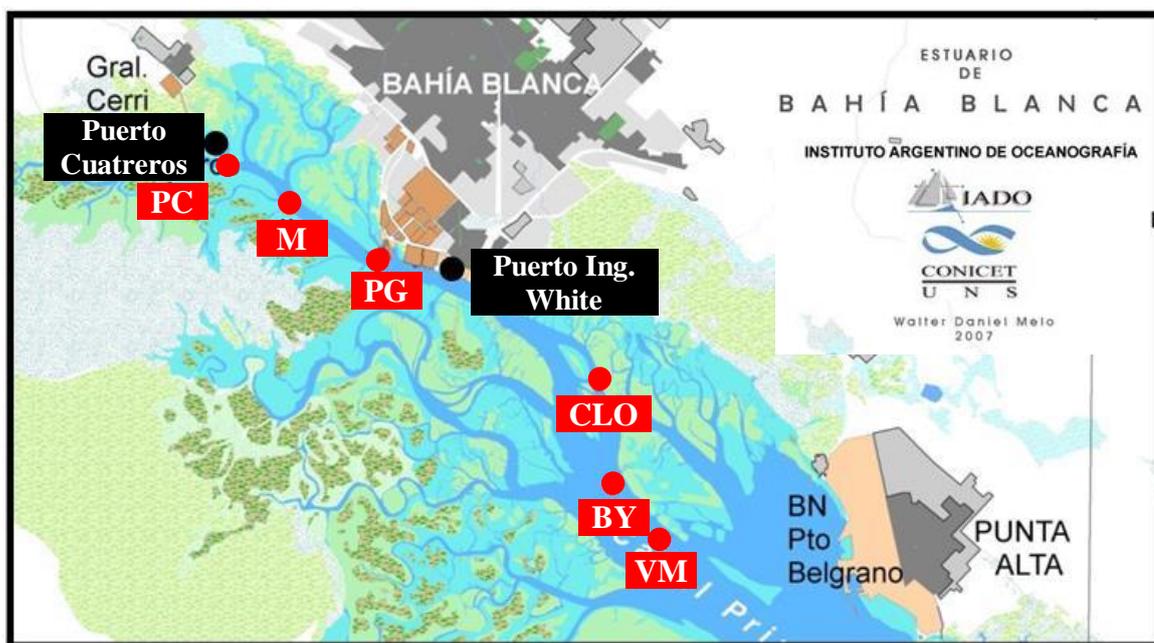


Figura IV.1: Mapa del estuario de Bahía Blanca. Los círculos negros indican las áreas donde se realizaron los muestreos de puertos y los rojos las estaciones del muestreo sobre el Canal Principal de Navegación.

A fin de estimar la biomasa de la comunidad, se pesaron las muestras completas escurridas y en caso de considerarlo necesario se separaron los ta-

xones dominantes que fueron secado en estufa a 60 °C durante 24 hs y pesados (peso seco) con balanza de precisión ($\pm 0,001g$).

El estudio granulométrico de los sedimentos se realizó con analizador laser de partículas. El contenido de materia orgánica total de los sedimentos 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 y Warwick, 1994). Las abundancias de las especies fueron comparadas entre niveles de muestreo y entre estaciones del año. Las diferencias entre los grupos 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 y Gorley, 2006).

RESULTADOS

Comunidad intermareal de fondo duro - Puerto Ingeniero White

Se contabilizaron un total de 12.499 organismos (5.896 en invierno y 6.603 en primavera). En invierno el 37% de los organismos se colectaron en el nivel inferior, mientras que en la primavera dicho porcentaje fue de 45%. Se identificaron un total de 30 taxa, 13 de las cuales sólo fueron encontrados en el nivel inferior (6 poliquetos, 4 moluscos, 1 crustáceos, 1 sipuncúlido y 1 ascidea) (**Figura IV.2**). Los poliquetos fueron el grupo taxonómico con mayor riqueza de especie (10 especies), representados por los siguientes órdenes: Teyrellida (3 especies), Phyllodocida (3 especies), Sabelida (2 especie), Eunicida (1 especie) y Sipionida (1 especie). Los crustáceos fueron el grupo con mayor abundancia e incluyeron 9 especies, representados por los órdenes Amphipoda (4 especies), Sesillia (2 especies), Decapoda (2 especies) e Isopoda (1 especies). Los moluscos estuvieron representados por 6 especies pertenecientes a los órdenes Littorinimorpha (1 especie) Ostreoida, (2 especies), Mytiloidea (1 especie), Anomalodesmata (1 especie) y Chitonida (1 especie). Otros grupos menos representados fueron también colectados: Anthozoa, Tunicata, Sipuncula y Nemertea, 5 taxa en total (**Tabla IV.2**).

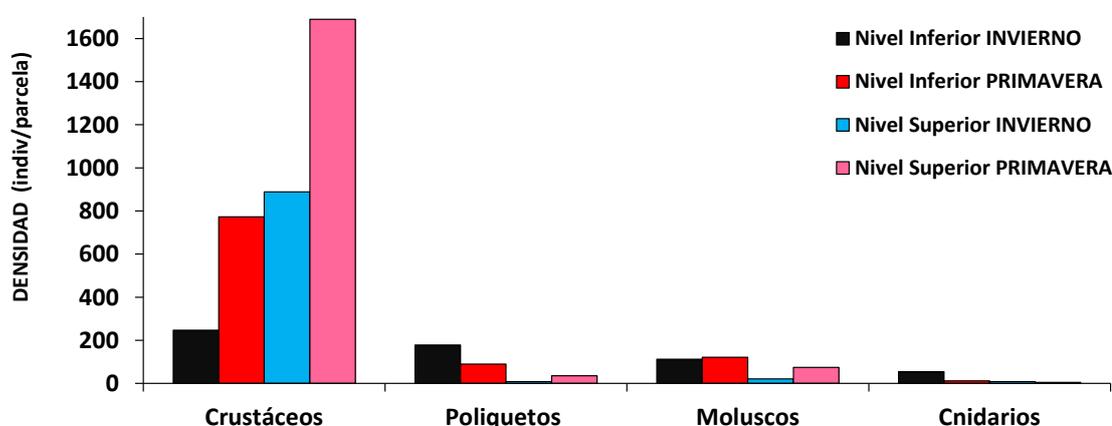


Figura IV.2: Composición de la comunidad bentónica asociada al Puerto Ingeniero White durante invierno y primavera de 2013. Se excluyeron de la gráfica los grupos taxonómicos con densidades inferiores al 5%.

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

PHYLUM	TAXON	INVIERNO	PRIMAVERA	INVIERNO	PRIMAVERA
		Nivel	Superior	Nivel	Inferior
CNIDARIA	Clase Anthozoa				
	<i>Anthozoa indet.</i>	8,5 \pm 9,3		20,8 \pm 10,9	
	<i>Diadumene lineata</i>	2,8 \pm 4,3	6,5 \pm 6,4		11,7 \pm 14,6
NEMERTEA	<i>Nemertinea indet.</i>		2,0 \pm 1,41	9,0 \pm 8,1	
MOLLUSCA	Clase Bivalvia				
	<i>Ostrea spreta</i>	14,0 \pm 16,7	40,0 \pm 26,9	79,5 \pm 10,3	60,3 \pm 54,6
	<i>Brachidontes rodriguezii</i>	6,5 \pm 4,4	34,0 \pm 7,07	31,3 \pm 10,2	52,3 \pm 9,9
	<i>Entodesma sp.</i>			0,5 \pm 0,6	0,3 \pm 0,6
	<i>Crassostrea gigas</i>			1,3 \pm 1,0	
	Clase Gastropoda				
	<i>Crepidula aculeata</i>				7,7 \pm 13,3
	Clase Polyplacophora				
	<i>Polyplacohora indet.</i>				0,7 \pm 1,2
ANNELIDA	Clase Polychaeta				
	<i>Cirratulus cirratus</i>			77,3 \pm 35,5	3,0 \pm 2,0
	<i>Syllis prolixa</i>	1,5 \pm 3,0	27,0 \pm 28,3	13,0 \pm 7,1	15,3 \pm 1,5
	<i>Halosydnella australis</i>	0,8 \pm 1,5	8,0 \pm 8,5	15,5 \pm 14,1	18,0 \pm 14,5
	<i>Dodecaderia sp.</i>	6,3 \pm 8,7		61,3 \pm 68,5	38,7 \pm 31,3
	<i>Sabellidae indet.</i>			7,5 \pm 11,7	2,3 \pm 3,2
	<i>Terebellides totae</i>			0,2 \pm 0,5	3,3 \pm 3,1
	<i>Lumbrinereidae indet.</i>			0,5 \pm 1,0	3,7 \pm 2,5
	<i>Serpulidae indet.</i>				1,0 \pm 1,0
	<i>Spionidae indet.</i>				0,7 \pm 0,6
	<i>Phyllodocidae indet.</i>		0,5 \pm 0,7		3,3 \pm 2,9
ARTHROPODA	Clase Crustacea				
	<i>Balanus glandula</i>	832,5 \pm 91,2	1554,5 \pm 392,5	163,0 \pm 47,9	749,3 \pm 531,9
	<i>Amphibalanus amphitrite</i>	16,0 \pm 15,8	5,5 \pm 0,7	5,5 \pm 3,9	2,3 \pm 4,1
	<i>Melitidae indet.</i>				0,3 \pm 0,6
	<i>Monocorophium insidiosum</i>	29,3 \pm 47,3	93,5 \pm 94,1	54,8 \pm 31,9	20,3 \pm 14,01
	<i>Hyalidae indet.</i>	0,8 \pm 1,5	20,0 \pm 8,5	0,3 \pm 0,5	
	<i>Sphaeroma serratum</i>	8,5 \pm 7,6	16,0 \pm 15,6	1,3 \pm 1,3	
	<i>Cyrtograpsus altimanus</i>	0,8 \pm 1,5		1,5 \pm 1,9	0,3 \pm 0,6
	<i>Phoxocephalidae indet.</i>	0,5 \pm 1,0		0,2 \pm 0,5	
	<i>Coenophthalmus tridentatus</i>				0,3 \pm 0,6
SIPUNCULA	Clase Sipunculida				
	<i>Sipunculida indet.</i>			1,3 \pm 1,5	0,3 \pm 0,6
CHORDATA	Clase Ascidiacea				
	<i>Ascidiacea indet.</i>			0,3 \pm 0,5	

Comparando los valores de los índices utilizados para caracterizar los niveles analizados, se evidencia que el nivel inferior tiene mayor riqueza, diversidad y uniformidad que el superior, mientras que el nivel superior presenta mayor densidad de organismos y dominancia. Al comparar el mismo nivel en las dos estaciones de muestreo, la densidad de organismos prácticamente se duplica al pasar del invierno a la primavera (**Tabla IV.3**). El índice de exóticas (76,06%) indica que este ambiente puede ser considerado como altamente invadido. Las especies exóticas encontrados en este puerto son: los cirripedios *Balanus glandula* y *Amphibalanus amphitrite*, la anémona japonesa *Diadumene lineata* 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.

ESTACIÓN NIVEL	INVIERNO		PRIMAVERA	
	Superior	Inferior	Superior	Inferior
Número de especies	14	22	11	22
Abundancia	3714	2182	3615	2988
Densidad	928,5±134,4	545,5±194,6	1807,5±560,7	996,0± 422,2
Índice de Margalef	1,13 ± 0,57	2,36 ± 0,19	1,40 ± 0,035	2,21 ± 0,51
Índice de Shannon	0,46 ± 0,27	2,03 ± 0,09	0,62 ± 0,16	1,16 ± 0,64
Índice de Pielou	0,21 ± 0,08	0,74 ± 0,05	0,25 ± 0,06	0,41 ± 0,21
Índice de Simpson	0,82 ± 0,10	0,18 ± 0,03	0,76 ± 0,09	0,54 ± 0,28

*Nota= densidad expresada en individuos/parcela

La estructura de la comunidad del Puerto Ingeniero White mostró diferencias entre los niveles de muestreo (ANOSIM: R=0,76; p=0,014), siendo el cirripedio *Balanus glandula* la especie que presenta el mayor porcentaje de contribución al promedio de disimilitud entre niveles (rutina SIMPER) (**Tabla IV.4**). A su vez, los bivalvos *Ostrea spreta* y *Brachidontes rodriguezii* y los poliquetos *Cirratulus cirratus* y *Dodecaceria sp.* también contribuyen a la diferencia entre niveles, ya que son más abundantes en el nivel inferior, mientras que el crustáceo *Monocorophium insidiosum* es más abundante en el nivel superior (**Figura IV.3**).

El análisis de ordenamiento multidimensional muestra un patrón estacional. Se observaron diferencias significativas en la estructura de la comunidad

entre estaciones del año (ANOSIM: $R=0,84$; $p=0,002$). Un total de siete especies contribuyeron a las diferencias entre invierno y primavera, siendo el cirripedio *Balanus glandula* la especie que presenta el mayor porcentaje de contribución al promedio de disimilitud entre estaciones (rutina SIMPER) (**Tabla IV.5**). A su vez, una anémona indeterminada (Anthozoa) estuvo presente únicamente durante el invierno (**Figura IV.3**).

Tabla IV.4: Análisis de similitud (SIMPER) entre grupos descriptos por ANOSIM, mostrando los organismos que más contribuyeron a las diferencias observadas entre niveles (superior e inferior).

Especies	Grupo Superior	Grupo Inferior	Dis. Prom.	Dis./SD	Contrib.%	Cum.%
	Abund. Prom.	Abund. Prom.				
<i>Balanus glandula</i>	1073,17	414,29	39,64	2,33	69,01	69,01
<i>Ostrea spreta</i>	22,67	71,29	3,14	1,45	5,47	74,48
<i>Cirratulus cirratus</i>	-----	45,43	2,65	1,05	4,61	79,09
<i>Dodecaderia sp</i>	4,17	51,57	2,60	1,00	4,53	83,62
<i>Monocorophium insidiosum</i>	50,67	40,00	2,60	1,46	4,52	88,14
<i>Brachidontes rodriguezii</i>	15,67	40,29	1,50	1,66	2,61	90,75

Tabla IV.5: Análisis de similitud (SIMPER) entre grupos descriptos por ANOSIM, mostrando los organismos que más contribuyeron a las diferencias observadas entre las estaciones del año (invierno y primavera).

Especies	Grupo Invierno	Grupo Primavera	Dis. Prom.	Dis./SD	Contrib.%	Cum.%
	Abund. Prom.	Abund. Prom.				
<i>B glandula</i>	1071,40	497,75	33,98	1,81	68,08	68,08
<i>Ostrea spreta</i>	52,20	46,75	2,41	1,25	4,82	72,90
<i>Monocorophium insidiosum</i>	49,60	42,00	2,35	1,50	4,72	77,62
<i>Cirratulus cirratus</i>	1,80	38,63	2,18	0,90	4,37	81,98
<i>Dodecaderia sp</i>	23,20	33,75	2,14	0,98	4,29	86,27
<i>B rodriguezii</i>	45,00	18,88	1,45	1,58	2,91	89,18
<i>Anthozoa indet</i>	0,00	14,63	0,80	1,15	1,60	90,78

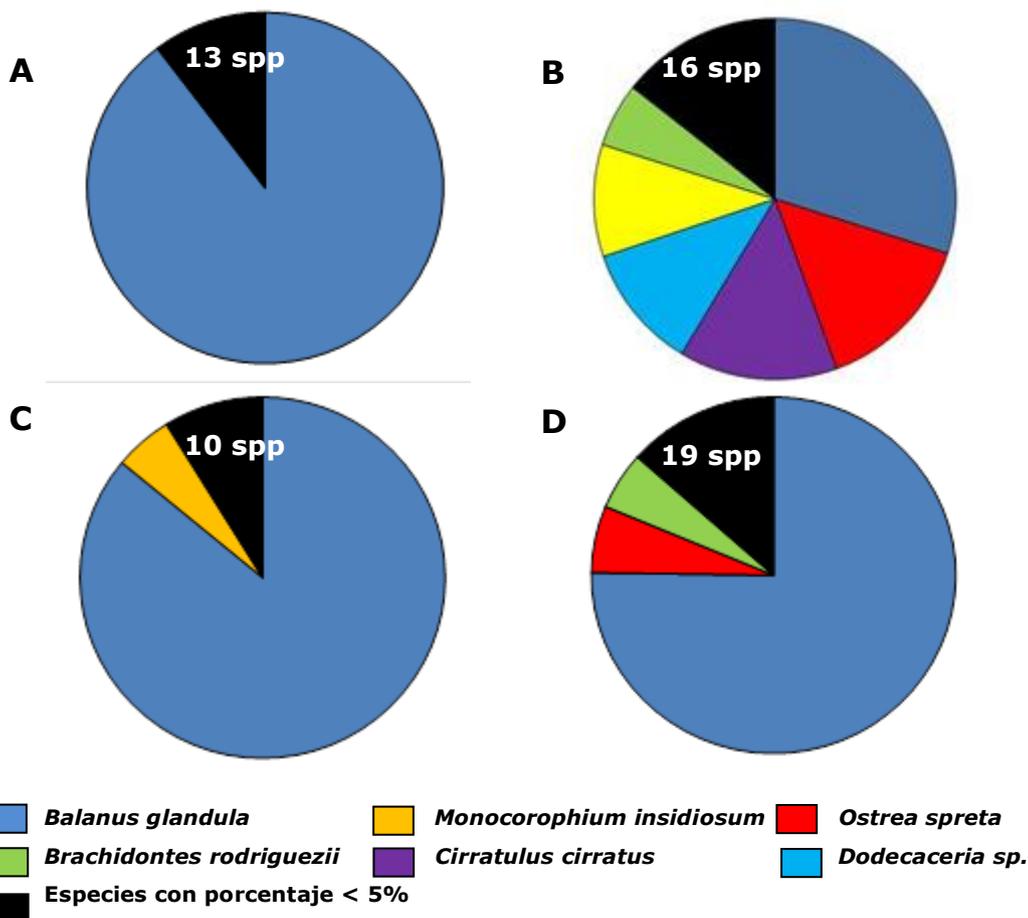


Figura IV.3: Abundancia relativa de las especies que componen la comunidad bentónica del Puerto Ingeniero White. Referencias: A) Nivel Superior Invierno B) Nivel Inferior Invierno C) Nivel Superior Primavera D) Nivel Inferior Primavera.

En la **Figura IV.4** se muestran los valores de biomasa de los taxones dominantes. En el nivel superior los crustáceos son los únicos que hacen un aporte significativo a la biomasa del nivel, mientras que en el inferior crustáceos y moluscos dan registros de biomasa similares, que varían levemente con la estación del año (mayor biomasa en primavera que en invierno).

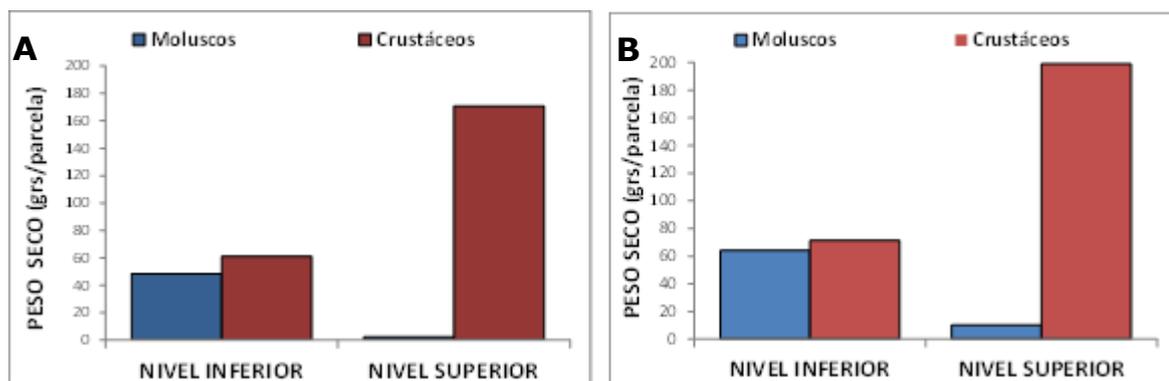


Figura IV.4: Biomasa de los dos grupos taxonómicos más abundantes de la comunidad bentónica de Puerto Ingeniero White. A) Invierno, B) Primavera.

Comunidad intermareal de fondo duro - Puerto Cuatros

Se contabilizaron un total de 11.293 organismos (5.095 en invierno y 6.198 en primavera). En invierno el 56% de los organismos se colectaron en el nivel inferior, mientras que en la primavera dicho porcentaje fue de 72%. Se identificaron un total de 25 especies, 3 de las cuales sólo fueron encontradas en el nivel inferior (2 poliquetos y 1 crustáceo).

Los poliquetos fueron el grupo taxonómico con mayor riqueza de especies (12 especies), representados por los siguientes órdenes: Terebellida (4 especie), Phyllodocida (4 especies), Sabelida (2 especie), Eunicida (1 especie) y Siphonida (1 especie). Los crustáceos fueron el grupo con mayor abundancia e incluyeron 7 especies, representados por los órdenes Amphipoda (2 especies), Sesillia (2 especies), Decapoda (1 especie) e Isopoda (1 especie). Los moluscos estuvieron representados por 4 especies cada una de ellas pertenecientes a los órdenes Myoida, Ostreoida, Mytiloida y Anomalodesmata. Otros grupos menos representados fueron también colectados: Anthozoa, Sipuncula y Nematoda, 3 taxa en total (**Figura IV.5, Tabla IV.6**).

Comparando los valores de los índices utilizados para caracterizar los dos niveles analizados, se evidencia que el nivel inferior tiene mayor densidad, riqueza, diversidad y uniformidad que el superior, mientras que el nivel superior

presenta mayor dominancia. Al comparar el mismo nivel en las dos estaciones de muestreo, hay un leve aumento de aumento de la densidad de organismo al pasar del invierno a la primavera (**Tabla IV.7**). Según los valores del índice de exóticas (57,64%) este ambiente puede ser considerado como altamente invadido. Las especies exóticas encontrados en este puerto son: los cirripedios *Balanus glandula* y *Amphibalanus amphitrite* y la anémona *Diadumene lineata*.

Tabla IV.6: Listado de especies de la comunidad incrustante de Puerto Cuatrerros (densidad media \pm desvío estándar expresada en individuos/parcela).

PHYLLUM	TAXON	INVIERNO Nivel	PRIMAVERA Superior	INVIERNO Nivel	PRIMAVERA Inferior
CNIDARIA	Clase: Anthozoa				
	<i>Diadumene lineata</i>	38,0 \pm 19,0	28,0 \pm 32,5	85,0 \pm 24,6	31,0 \pm 27,7
NEMERTEA	Nemertea				
	<i>Nemertinea indet.</i>			2,3 \pm 2,3	
MOLLUSCA	Clase Bivalvia				
	<i>Ostrea spreta</i>	104,3 \pm 16,2	1,0 \pm 1,4	2,0 \pm 2,0	66,7 \pm 50,3
	<i>Brachidontes rodriguezii</i>	36,7 \pm 14,5	2,5 \pm 0,7	6,7 \pm 1,5	39,3 \pm 20,4
	<i>Entodesma sp.</i>				0,3 \pm 0,6
	<i>Sphenia sp.</i>	0,3 \pm 0,6			
ANNELLIDA	Clase Polychaeta				
	<i>Cirratulus cirratus</i>	158,3 \pm 130,9			11,0 \pm 4,6
	<i>Syllis prolixa</i>	19,0 \pm 3,6	7,5 \pm 10,6	20,3 \pm 10,6	16,7 \pm 16,0
	<i>Halosydnella australis</i>	22,3 \pm 0,6			13,0 \pm 10,1
	<i>Dodecaderia sp.</i>	142,0 \pm 44,2	0,5 \pm 0,7		102,0 \pm 117,9
	<i>Sabellidae indet.</i>	0,7 \pm 1,1			0,7 \pm 1,1
	<i>Terebellides totae</i>	3,3 \pm 1,1			1,3 \pm 1,5
	<i>Lumbrinereidae indet.</i>	7,7 \pm 5,5			3,0 \pm 3,0
	<i>Serpulidae indet.</i>	1,0 \pm 1,0			0,7 \pm 1,1
	<i>Spionidae indet.</i>	1,0 \pm 1,0			0,3 \pm 0,6
	<i>Ampharetidae indet.</i>				1,0 \pm 1,0
	<i>Phyllodocidae indet.</i>				0,3 \pm 0,6
	<i>Nereidae indet.</i>	0,7 \pm 1,1			
ARTHROPODA	Clase Crustacea				
	<i>Balanus glandula</i>	169,3 \pm 97,8	655,0 \pm 626,5	451,3 \pm 172,4	907,3 \pm 355,7
	<i>Amphibalanus amphitrite</i>	18,0 \pm 7,0	0,5 \pm 0,7	9,0 \pm 6,0	5,0 \pm 3,6
	<i>Monocorophium insidiosum</i>	212,0 \pm 21,4	58,5 \pm 50,2	117,0 \pm 151,9	287,0 \pm 61,5
	<i>Hyalidae indet.</i>		43,5 \pm 17,7	27,7 \pm 11,6	5,7 \pm 8,9
	<i>Sphaeroma serratum</i>	6,3 \pm 5,5	47,5 \pm 34,6	32,3 \pm 17,8	7,7 \pm 8,3
	<i>Cyrtograpsus altimanus</i>	3,3 \pm 3,1			2,3 \pm 2,5
SIPUNCULA	Clase Sipunculida				
	<i>Sipunculida indet.</i>	0,3 \pm 0,6			0,7 \pm 0,6

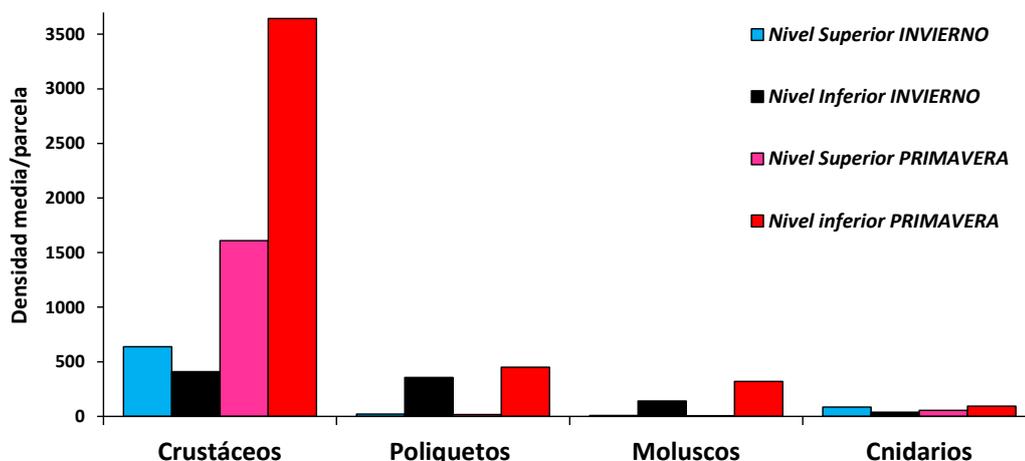


Figura IV.5: Composición de la comunidad macrobentónica asociada al Puerto Cuatreros durante invierno y primavera de 2013.

Tabla IV.7: Valores de abundancia, densidad, riqueza, diversidad y equitatividad para cada nivel de muestreo y estación del año de la comunidad macrobentónica asociada a Puerto Cuatreros.

ESTACIÓN NIVEL	INVIERNO		VERANO	
	Superior	Inferior	Superior	Inferior
Número de especies	10	20	10	22
Abundancia	2261	2834	1689	4509
Densidad	753,7 ± 233,8	944,7 ± 220,7	844,5 ± 772,9	1503,0 ± 108,5
Índice de Margalef	1,320 ± 0,140	2,244 ± 0,017	1,079 ± 0,037	2,100 ± 0,631
Índice de Shannon	1,281 ± 0,128	2,057 ± 0,084	0,926 ± 0,114	1,281 ± 0,499
Índice de Pielou	0,548 ± 0,066	0,737 ± 0,036	0,451 ± 0,094	0,454 ± 0,143
Índice de Simpson	0,429 ± 0,093	0,166 ± 0,014	0,581 ± 0,074	0,431 ± 0,210

*Nota= densidad expresada en individuos/parcela

La estructura de la comunidad del Puerto Cuatreros mostró diferencias entre los niveles de muestreo (ANOSIM: $R=0,51$; $p=0,009$), siendo el cirripeidio *Balanus glandula* la especie que presenta el mayor porcentaje de contribución al promedio de disimilitud entre niveles (rutina SIMPER) (**Tabla IV.8**). A su vez, los bivalvos *Ostrea spreta* y *Brachidonte rodriguezii*, los poliquetos *Cirratulus cirratus* y *Dodecaceria sp.* y el crustáceo *Monocorhium insidiosum* contribuyen a la diferencia entre niveles, ya que son más abundantes en el nivel inferior, mientras que la anémona invasora *Diadumene lineata* y un cruztá-

ceo indeterminado de la familia Hyalidae están más representado en el nivel superior (**Figura IV.7**).

El análisis de ordenamiento multidimensional no muestra un patrón estacional para la comunidad en este puerto (ANOSIM: $R=-0,03$; $p=0,51$).

Tabla IV.8: Análisis de similitud (SIMPER) entre grupos descriptos por ANOSIM, mostrando los organismos que más contribuyeron a las diferencias observadas entre niveles (superior e inferior).

Especies	Grupo Superior		Grupo Inferior		Contrib.%	Cum.%
	Abund. Prom.	Dis. Prom.	Abund. Prom.	Dis./SD		
<i>Balanus glandula</i>	532,80	20,62	538,33	1,38	36,68	36,68
<i>Monocorophium insidiosum</i>	93,60	9,52	249,50	1,89	16,93	53,61
<i>Dodecaderia sp</i>	0,20	6,62	122,00	1,54	11,83	65,39
<i>Cirratulus cirratus</i>	-----	4,77	84,67	0,81	8,48	73,87
<i>Ostrea spreta</i>	1,60	4,60	85,50	1,91	8,18	82,06
<i>Diadumene lineata</i>	62,20	2,24	34,50	1,35	3,98	86,04
<i>Brachidontes rodriguezii</i>	5,00	1,75	38,00	1,90	3,11	89,15
<i>Hyalidae indet.</i>	34,00	1,59	2,83	1,29	2,84	91,98

En la **Figura IV.6** se muestran los valores de biomasa de los taxones dominantes. Las gráficas indican que los crustáceos son el taxón que hace un aporte más significativo a la biomasa de ambos niveles de muestreo.

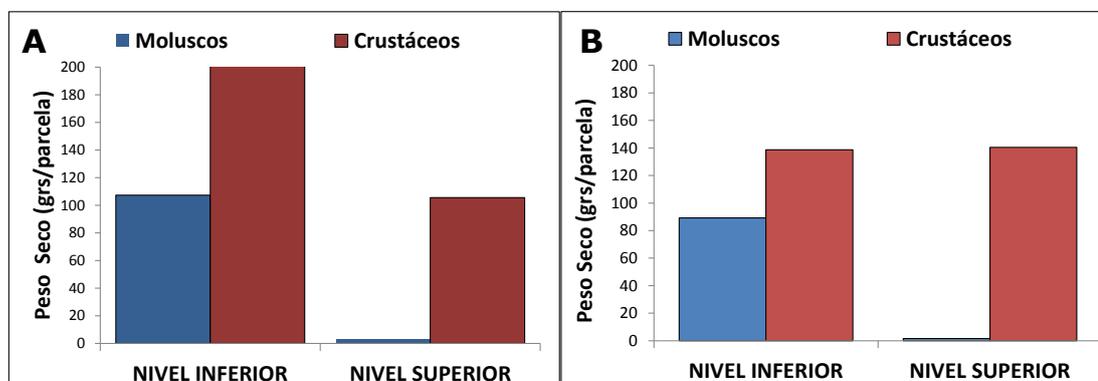


Figura IV.6: Biomasa de los dos grupos taxonómicos más abundantes de la comunidad bentónica de Puerto Cuatreros. Referencias A) Invierno; B) Primavera.

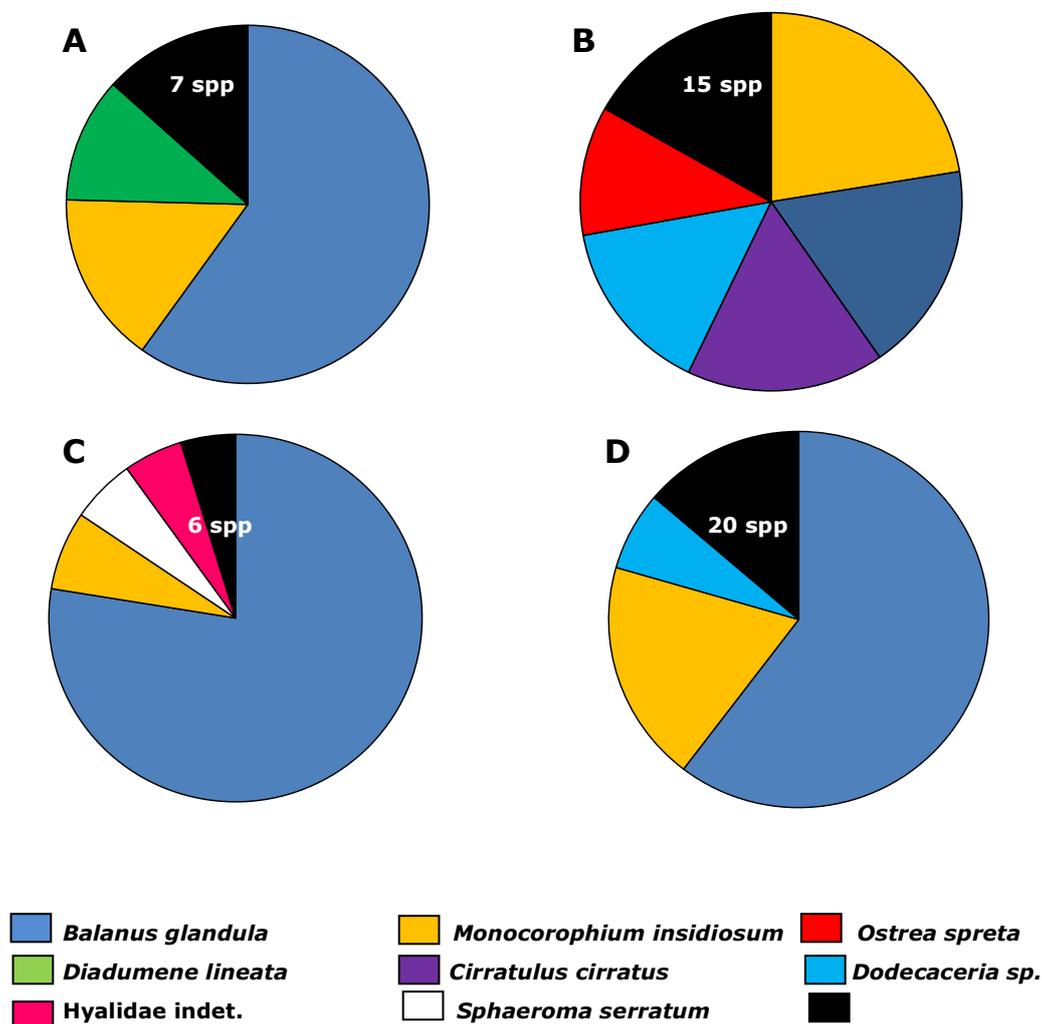


Figura IV.7: Abundancia relativa de las especies que componen la comunidad bentónica de Puerto Cuatreros. Referencias: A) Nivel Superior Invierno B) Nivel Inferior Invierno C) Nivel Superior Primavera D) Nivel Inferior Primavera.

Comparación entre puertos

Se colectaron un número similar de organismos en ambos puertos, distribuidos en distinta forma entre los dos niveles de muestreo considerados. En Puerto Cuatreros (**PC**) más del 55% de los individuos se colectaron en el nivel inferior, mientras que en Puerto Ingeniero White (**PW**) este nivel nunca superó el 45% de la abundancia total de organismos. En ambos puertos la comunidad bentónica tiene mayor riqueza, diversidad y uniformidad en el nivel infe

inferior, mientras que el nivel superior presenta una mayor dominancia (índice de Simpson) debida a la abundancia del cirripedio exótico *Balanus glandula*.

La composición faunística de la comunidad bentónica es similar en ambos puertos, destacándose la abundancia numérica y de biomasa de los cruztáceos, la diversidad de los poliquetos, seguidos en importancia por los moluscos y los cnidarios. Los crustáceos, si bien incluyen varias especies, están dominados por el cirripedio *Balanus glandula*. Las especies secundarias que contribuyen a la diferenciación entre niveles y estaciones son compartidas por ambos puertos: los bivalvos *Ostrea spreta* y *Brachidontes rodriguezii*, los poliquetos *Cirratulus cirratus*, *Dodecaceria* sp, el crustáceo *Monocorophium insidiosum* y la anémona *Diadumene lineata* (**Figura IV.8**).

Si bien ambos puertos son ambientes altamente invadidos por especies exóticas, en **PW** la abundancia de estas es superior.

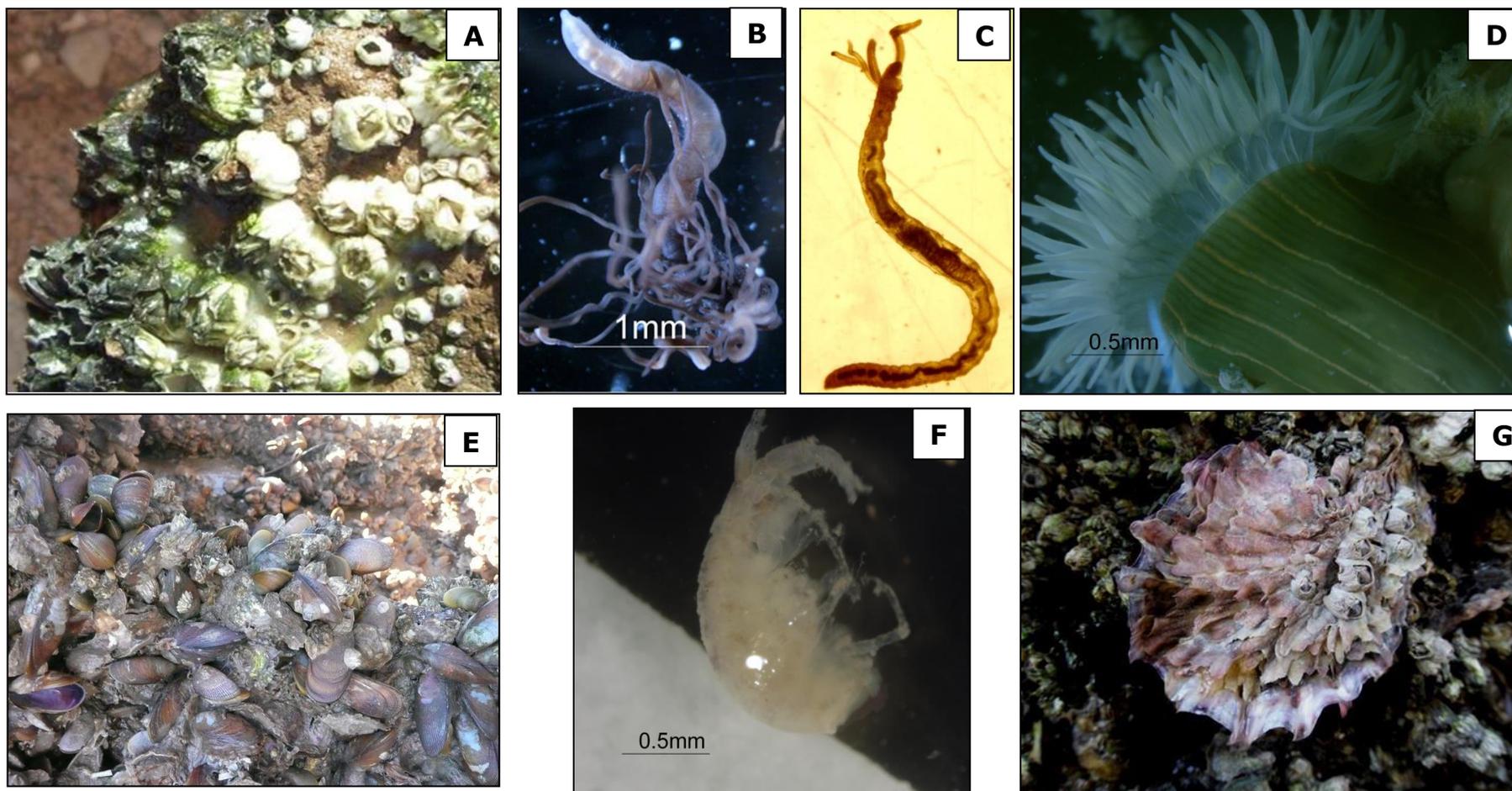


Figura IV.8: (A) *Balanus glandula* (B) *Cirratulus cirratus* (C) *Dodecaceria* sp. (D) *Diadumene lineata* (E) *Brachidontes rodriguezii* (F) *Monocorophium insidiosum* (G) *Crassostrea gigas* (Fotos: Sandra Fiori y Eder Dos Santos).

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 las **Tablas IV. 9** y **IV.10**. La temperatura presentó una diferencia de unos 10°C entre muestreos. La turbidez mostró un notable incremento en la primavera y un comportamiento heterogéneo entre estaciones de muestreo, dando los menores registros en para la zona interna (**PC, M** y **PG**).

Tabla IV.9: Variables ambientales medidas en el Canal Principal de Navegación en agosto de 2013.

SITIO	pH (upH)	Conductividad (mS/cm)	Turbidez (UNT)	Temperatura (°C)
PC	9,06	72,3	58	9,1
M	8,95	73,2	84	8,8
PG	8,91	74,0	91	8,5
CLO	8,84	74,9	132	8,4
BY	8,82	74,5	190	8,4
VM	8,60	73,7	283	8,7

Tabla IV.10: Variables ambientales medidas en el Canal Principal de Navegación en diciembre de 2013.

SITIO	pH (upH)	Conductividad (mS/cm)	Turbidez (UNT)	Temperatura (°C)
PC	8,80	77,7	156	19,0
M	8,70	76,5	145	18,8
PG	8,70	75,4	137	19,0
CLO	8,60	74,3	323	19,5
BY	8,60	73,4	423	19,1
VM	8,40	73,1	460	18,9

En la **Figura IV.9** se muestran las características granulométricas de los sedimentos de los distintos puntos de muestreo. En la zona interna, los sedimentos son limo-arcillosos (fangos), en la zona externa (**VM** y **BY**) aumenta la proporción de arenas (arena fina a media). La **Tabla IV.11** muestra el porcentaje de materia orgánica de los sedimentos asociados a las muestras biológicas. En invierno, el contenido de materia orgánica de los sedimentos aumenta progresivamente hacia la zona interna del estuario. En primavera, casi todas las estaciones aumentan el porcentaje de materia orgánica comparadas

con los valores de invierno, si bien el comportamiento general es similar al del invierno, se registra un máximo en la estación **CLO** ubicada en proximidades del desagüe cloacal municipal.

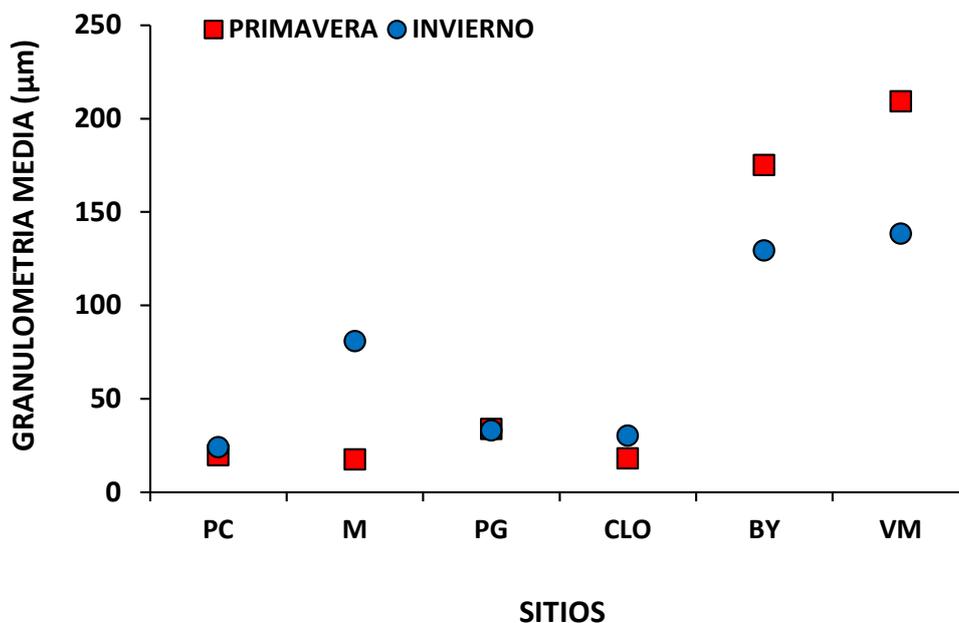


Figura IV.9: Caracterización granulométrica de los sedimentos del Canal Principal de Navegación.

Tabla IV.11: Caracterización granulométrica y contenido de materia orgánica de los sedimentos del Canal Principal de Navegación.

SITIO	% Materia Orgánica	
	Invierno	Primavera
PC	6,74	7,71
M	6,74	8,31
PG	5,54	6,33
CLO	5,83	11,67
BY	3,23	4,95
VM	3,85	2,90

Se contabilizaron un total de 2.086 organismos (41 taxa) en invierno y 4.317 (43 taxa) en primavera. En ambas estaciones los poliquetos fueron el grupo taxonómico con mayor riqueza de especies (18 especies en invierno, 16 especies en primavera), seguidos por los crustáceos (10 especies en invierno, 11 en primavera) y moluscos (9 especies en invierno, 11 en primavera). Otros grupos menos representados fueron también colectados: Equinodermos, Nematodos, Briozoos y Peces (**Figura IV.10 y IV.12; Tablas IV.12 y IV.13**). En primavera una gran proporción de los ejemplares colectados eran de pequeña talla (reclutas). En particular, se destaca la zona cercana a Puerto Cuatrerros (**PC**) donde se registró una densidad promedio de 994 individuos/draga de un crustáceo perteneciente a la familia Idoteidae, la mayoría de los cuales eran reclutas.

Los organismos que más contribuyen a la biomasa de la comunidad son los poliquetos, por su abundancia, y los equinodermos. Estos últimos están representados por pocos ejemplares de ofiuras, que se encuentran en mayor abundancia en la zona externa del estuario (**BY y VM**) pero dado su gran tamaño su aporte a la biomasa es considerable (**Figura IV.11 y IV.13**)

La **Tabla IV.14** presenta un resumen de los valores de los índices utilizados para caracterizar los sitios de muestreo, se observa que en el invierno los sectores denominados **M, BY y VM** son los sitios con mayor riqueza, diversidad y uniformidad, mientras que en la primavera los sectores con dichas características son los denominados **M y CLO**. En el invierno, los sitios donde se registran las menores densidades totales de organismo son **PC, CLO y VM**, mientras que en primavera las densidades mínimas se registran en **M y BY**. Dada la baja cantidad de individuos colectados en **VM** (n= 10) se excluyó este sitio en los posteriores análisis.

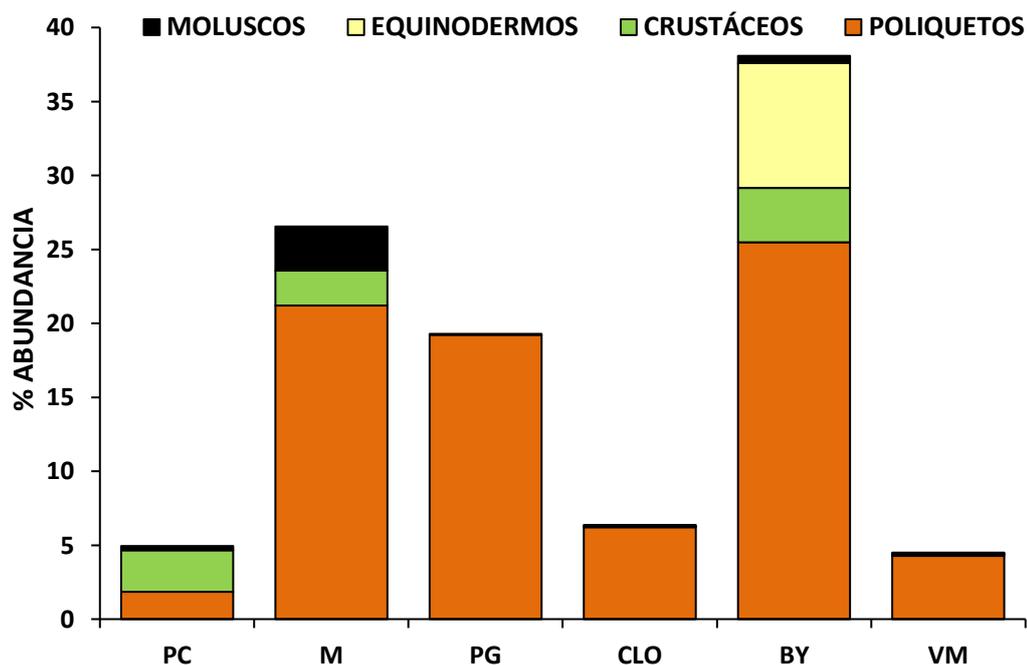


Figura IV.10: Composición taxonómica de la comunidad bentónica del Canal Principal de Navegación del estuario de Bahía Blanca (Invierno 2013). Se excluyen los taxones que representan menos del 1%.

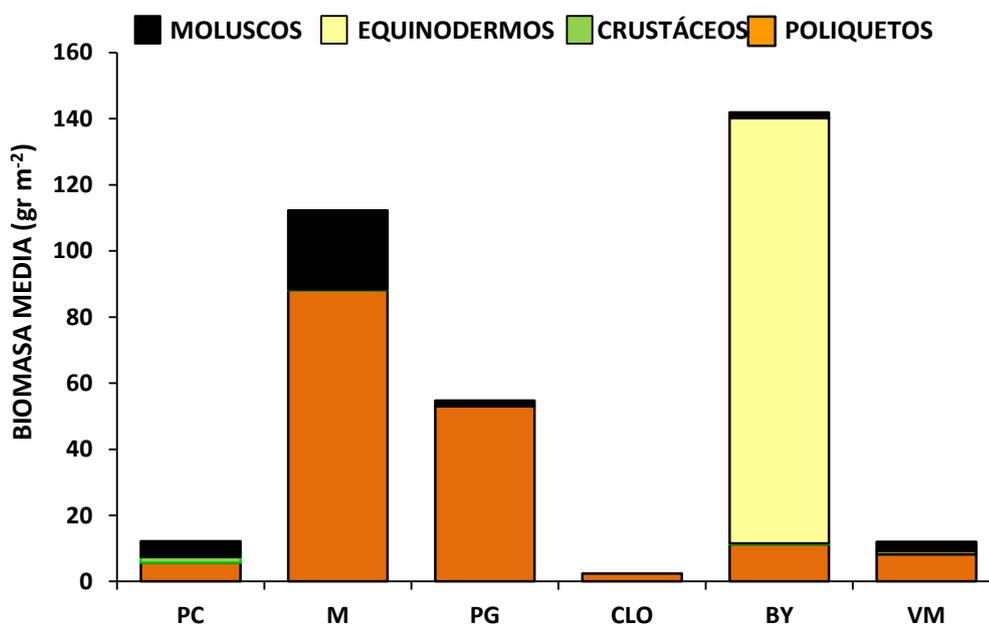


Figura IV.11: Biomasa de los dos grupos taxonómicos más abundantes de la comunidad bentónica del Canal Principal de Navegación del estuario de Bahía Blanca (Invierno 2013).

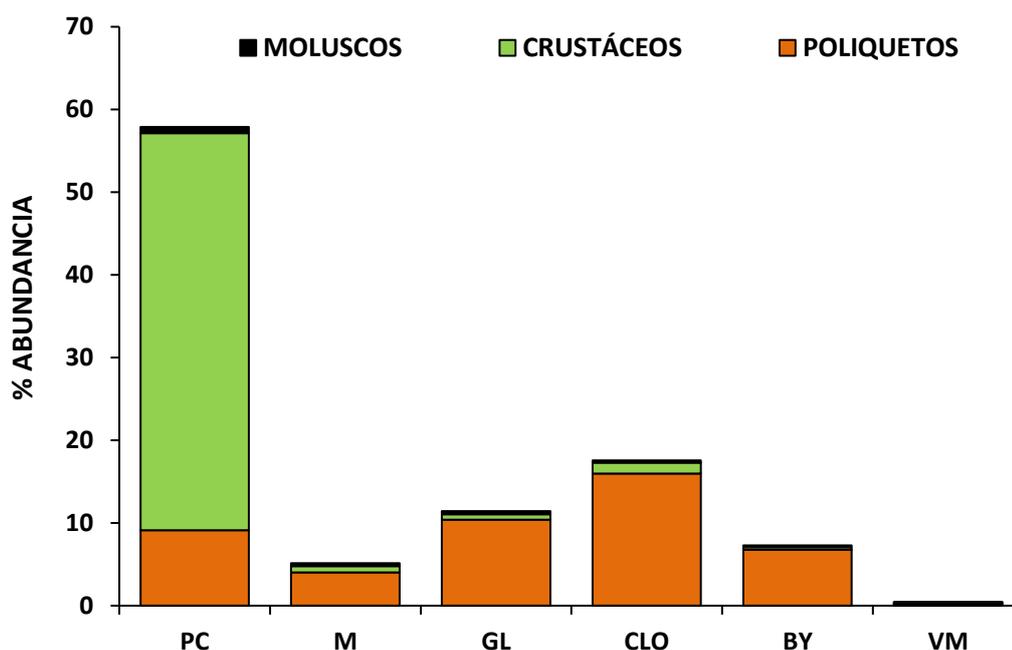


Figura IV.12: Composición taxonómica de la comunidad bentónica del Canal Principal de Navegación del estuario de Bahía Blanca (Primavera 2013). Se excluyeron los taxones que representan menos del 1%.

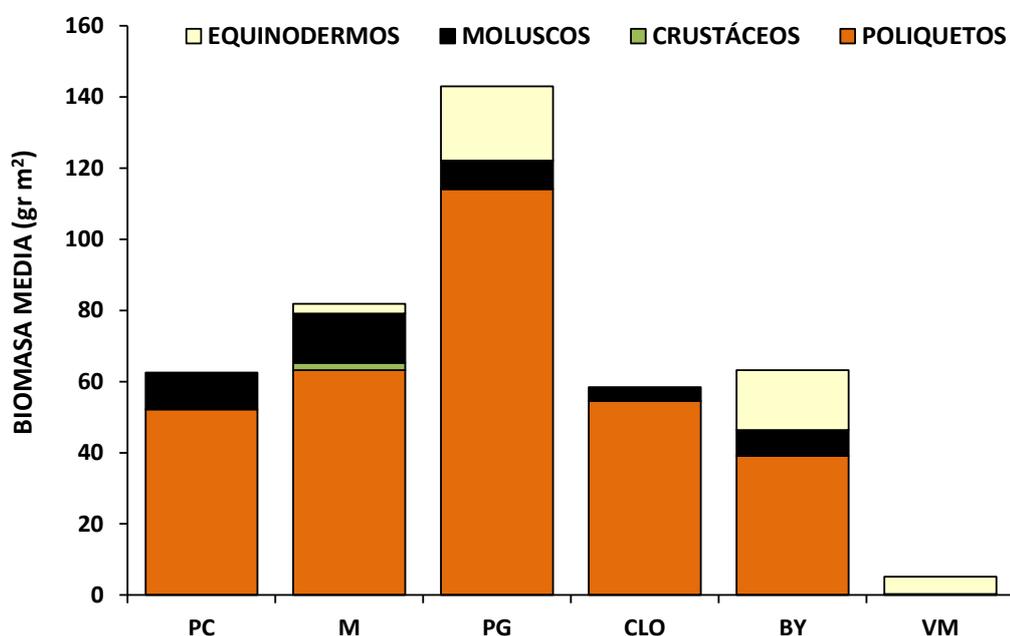


Figura IV.13: Biomasa de los dos grupos taxonómicos más abundantes de la comunidad bentónica del Canal Principal de Navegación del estuario de Bahía Blanca (Primavera 2013).

Tabla IV.12: Listado de especies macrobentónicas colectadas, durante el invierno de 2013, en la zona submareal del Canal Principal de Navegación del estuario de Bahía Blanca (valores densidad media \pm desvío estándar expresada en indiv./draga).

TAXÓN	INVIERNO					
	VM	BY	CLO	PG	M	PC
Phylum Nematoda						
Nematoda indet.	0,33 \pm 0,50	0,58 \pm 1,00	1,03 \pm			
Phylum Mollusca						
Clase Gastropoda						
<i>Crepidula argentina</i>		1,33 \pm 2,31			3,50 \pm 3,54	
<i>Buccinanops globulosus</i>						0,50 \pm 0,71
Clase Polyplacophora						
Polyplacophora indet.					10,50 \pm 7,78	
Clase Bivalvia						
<i>Thracidae indet.</i>						1,50 \pm 2,12
<i>Pitaria rostrata</i>	0,50 \pm 0,71	1,67 \pm 0,58		0,50 \pm 0,71	2,50 \pm 1,15	0,50 \pm 0,63
<i>Ennucula puelcha</i>		0,33 \pm 0,58			1,00 \pm 1,41	
<i>Lyonsia alvarezii</i>		0,33 \pm 0,58			1,50 \pm 0,71	
<i>Brachidontes rodriguezii</i>		0,67 \pm 1,15			6,00 \pm 5,66	
<i>Ostrea spreta</i>					1,50 \pm 2,12	
Phylum Annelida						
Clase Polychaeta						
<i>Orbinidae indet.</i>	4,00 \pm 2,83	12,00 \pm 4,36	0,50 \pm 2,28	135,50 \pm 137,93	20,00 \pm 68,35	3,50 \pm 37,53
<i>Paraonidae indet.</i>	2,00 \pm 2,83	6,33 \pm 2,52	1,00 \pm 1,33	14,00 \pm 10,84	33,00 \pm 21,28	10,50 \pm 6,24
<i>Polychaeta indet.</i>	2,50 \pm 3,54	0,33 \pm 0,58	15,50 \pm 17,73	3,00 \pm 9,02	2,50 \pm 3,80	1,00 \pm 1,90
<i>Lumbrineridae indet. 1</i>	0,50 \pm 0,71	0,67 \pm 0,58	3,00 \pm 2,44	5,50 \pm 2,32	4,00 \pm 3,15	

Tabla IV.12: continuación

TAXÓN	INVIERNO					
	VM	BY	CLO	PG	M	PC
Phylum Annelida						
Clase Polychaeta						
<i>Lumbrineridae indet. 2</i>	0,50 ± 0,71	0,33 ± 0,58		3,00 ± 4,24	1,00 ± 2,12	
<i>Cirratulidae indet.</i>	7,50 ± 9,19	26,00 ± 36,39	17,00±17,92	5,00 ± 8,98	37,50 ± 18,09	
<i>Sabellidae indet.</i>		1,33 ± 0,58		2,50 ± 3,54	6,00 ± 1,42	
<i>Syllidae indet.</i>	2,00 ± 2,83	19,00 ± 5,29	0,50 ±2,81	0,50 ± 1,42	21,50 ± 15,64	
<i>Flabelligeridae indet.</i>		12,00 ± 6,24				
<i>Ampharetidae indet.</i>			1,00 ±1,41	0,50 ± 0,73		
<i>Polynoidae indet.</i>					9,50 ± 7,78	
<i>Terebellidae indet. 1</i>		1,00 ± 1,73	0,50 ±0,87		40,00 ± 25,46	1,50 ±13,84
<i>Terebellidae indet. 2</i>	0,50 ± 0,71	2,33 ± 3,21		0,50 ± 0,71	11,50 ± 6,71	
<i>Phyllodocidae indet.</i>				0,50 ± 0,71	1,50 ± 0,68	
<i>Onuphidae indet.</i>						
<i>Spionidae indet.</i>					0,50 ± 0,71	
<i>Axiiothella sp.</i>	19,00± 24,04	145,00 ± 65,28	1,00 ±37,11	0,50 ± 21,14	0,50 ± 11,93	
<i>Phoxocephalidae indet.</i>	1,00 ± 0,00	22,33 ± 10,41			17,50 ± 4,95	5,00 ±2,00
Phylum Arthropoda						
Clase Crustacea						
<i>Arcturidae indet.</i>		5,33 ± 6,66				
<i>Tanaidacea indet.</i>			0,50 ±0,71			15,00 ±4,24
<i>Caprellidae indet.</i>					3,00 ± 2,83	5,00 ±2,36
<i>Corophiidae indet.</i>		3,33 ± 1,15		0,50 ± 0,71		

Tabla IV.12 continuación

TAXÓN	VM	BY	INVIERNO			
			CLO	PG	M	PC
Phylum Arthropoda						
Clase Crustacea						
<i>Paguridae indet.</i>		0,33 ± 0,58				
<i>Serolis sp.</i>		0,67 ± 0,58				
<i>Pleoticus muelleri</i>		0,33 ± 0,58			0,50 ± 0,71	
<i>Cyrtograpsus altimanus</i>		0,33 ± 0,58				
<i>Amphiuridae indet.</i>	0,50 ± 0,71	75,00 ± 13,23	0,50 ± 7,37			
Phylum Cnidaria						
Clase Hydrozoa						
<i>Hydrozoa indet.</i>	PRESENCIA			PRESENCIA		
Phylum Briozoa						
Clase Stenolaemata						
<i>Crisia sp.</i>				PRESENCIA		

Tabla IV.13: Listado de especies macrobentónicas colectadas, durante la primavera de 2013, en la zona submareal del Canal Principal de Navegación del estuario de Bahía Blanca (valores densidad media \pm desvío estándar expresada en indiv./draga).

TAXÓN	PRIMAVERA					
	VM	BY	CLO	PG	M	PC
Phylum Mollusca						
Clase Bivalvia						
Corbulidae indet.	0,50 \pm 0,71	1,00 \pm 0,00		5,50 \pm 6,36	1,00 \pm 1,41	10,50 \pm 4,95
Malletiidae indet.			3,00 \pm 1,41			
Tellinidae indet.		2,00 \pm 1,41	2,50 \pm 0,71			
<i>Adrana patagonica</i>		0,50 \pm 0,71				
<i>Pitaria rostrata</i>	0,50 \pm 0,71					3,50 \pm 2,12
<i>Lyonsia alvarezii</i>					0,50 \pm 0,71	1,50 \pm 2,12
<i>Brachidontes rodriguezii</i>						
<i>Ostrea spreta</i>					0,50 \pm 0,71	
Clase Gastropoda						
<i>Heleobia australis.</i>			0,50 \pm 0,71			
<i>Buccinanops globulosus</i>						1,00 \pm 0,00
Clase Polyplacophora						
<i>Chaetopleura isabellei</i>				2,50 \pm 0,71	5,00 \pm 4,24	
Phylum Annelida						
Clase Polychaeta						
Orbinidae indet.	2,5 \pm 0,71	33,50 \pm 0,71	112,00 \pm 8,49	64,00 \pm 16,97	10,50 \pm 0,71	57,00 \pm 9,90
Paraonidae indet.	1,00 \pm 1,41	51,00 \pm 4,24	35,50 \pm 9,19	50,00 \pm 2,83		62,00 \pm 18,38
Nereidae indet.		2,00 \pm 2,83	3,50 \pm 0,71	11,00 \pm 11,31	1,00 \pm 1,41	10,50 \pm 4,95
Lumbrineridae indet.		0,50 \pm 0,71	5,50 \pm 3,54	13,00 \pm 1,41	7,50 \pm 3,54	
Cirratulidae indet.	0,50 \pm 0,71	45,50 \pm 20,51	19,50 \pm 3,54	29,00 \pm 4,24	24,00 \pm 11,31	62,50 \pm 9,19
Syllidae indet.		4,00 \pm 4,24		8,00 \pm 4,24	8,00 \pm 1,41	4,00 \pm 2,83
Ophelidae indet.		1,00 \pm 0,00				
Ampharetidae indet.	0,50 \pm 0,71	1,50 \pm 2,12	145,00 \pm 39,77	8,00 \pm 8,49	1,00 \pm 1,41	1,00 \pm 1,41
Polynoidae indet.				2,50 \pm 0,71	5,50 \pm 3,54	
Terebellidae indet.,			20,50 \pm 3,54	10,50 \pm 12,02	4,00 \pm 4,24	

Tabla IV.13: continuación

TAXÓN	PRIMAVERA					
	VM	BY	CLO	PG	M	PC
Phyllodocidae indet.	0,50 ± 0,71			7,00 ± 5,66	5,00 ± 0,00	
Onuphidae indet.			1,50 ± 0,71			
Nephtyidae indet.		0,50 ± 0,71				
<i>Glycera</i> sp.	0,50 ± 0,71		1,00 ± 1,41			
<i>Axiothella</i> sp.		0,50 ± 0,71	1,50 ± 2,12			
<i>Chone</i> sp.		6,50 ± 3,54		21,50 ± 3,54	21,00 ± 8,49	
Phylum Arthropoda						
Clase Crustacea						
Amphipoda indet.		0,50 ± 0,71	1,00 ± 1,41	1,50 ± 0,71	9,00 ± 8,49	
Phoxocephalidae indet.	1,50 ± 2,12	2,50 ± 3,54	21,00 ± 4,24	5,50 ± 6,36	1,50 ± 2,12	33,00 ± 8,49
Corophiidae indet.			2,00 ± 0,00	2,50 ± 2,12	3,50 ± 3,54	
Cladocera indet.		1,00 ± 1,41				
Idoteidae indet.			0,50 ± 0,71	1,50 ± 0,71	0,50 ± 0,71	994,00 ± 46,67
Caprellidae indet.	0,50 ± 0,71			2,50 ± 2,12		
Cirolanidae indet.		0,50 ± 0,71			0,50 ± 0,71	
Paguridae indet.						
<i>Neomysis americana</i>		0,50 ± 0,71	2,00 ± 1,41	0,50 ± 0,71		7,50 ± 4,95
<i>Serolis</i> sp.						
<i>Cyrtograpsus altimanus</i>		0,50 ± 0,71	1,50 ± 0,71		1,50 ± 0,71	2,00 ± 1,41
<i>Amphiura</i> sp.	1,5 ± 2,12	1,50 ± 2,12		1,00 ± 1,41		
Phylum Sipuncula						
Sipunculidae indet.		0,50 ± 0,71		0,50 ± 0,71		
Phylum Chordata						
Clase Osteichthya						
Perciforme indet.			0,50 ± 0,71	1,00 ± 1,41		1,00 ± 1,41
Phylum Briozoa						
Clase Stenolaemata						
<i>Sertularia</i> sp.			PRESENCIA			
<i>Crisia</i> sp.				PRESENCIA		

Tabla IV.14: 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 invierno y primavera de 2013.

ESTACIÓN	SITIO	Número de especies	Abundancia	Densidad N/draga	d	J'	H'	λ
INVIERNO	PC	9	88	44,0 ± 9,9	1,85	0,83	1,71	0,22
	M	21	473	236,5 ± 40,3	3,39	0,79	2,35	0,13
	PG	12	344	172,0 ± 196,6	1,36	0,51	0,94	0,56
	CLO	9	84	42,0 ± 4,2	1,73	0,50	1,01	0,57
	BY	22	1016	338,7 ± 156,3	2,81	0,63	1,77	0,26
	VM	11	81	40,5 ± 47,4	2,58	0,76	1,71	0,25
PRIMAVERA	PC	14	2502	1251,0 ± 84,9	1,75	0,34	0,89	0,64
	M	17	222	111,1 ± 28,3	3,19	0,83	2,30	0,14
	PG	22	498	249,0 ± 82,0	3,48	0,76	2,28	0,15
	CLO	18	760	380,0 ± 46,7	2,69	0,62	1,76	0,25
	BY	17	315	157,5 ± 16,3	2,77	0,64	1,73	0,24
	VM	6	20	10,00 ± 2,83	-	-	-	-

La estructura de la comunidad bentónica submareal a lo largo del Canal Principal de Navegación presenta diferencias entre los sitios de muestreo (ANOSIM: $R=0,28$; $p=0,001$) y estaciones del año (ANOSIM: $R=0,24$; $p=0,005$). Las especies que tienen el mayor porcentaje de contribución al promedio de disimilitud entre el invierno y la primavera se presentan en la **Tabla IV.15** (rutina SIMPER). Considerando sólo aquellas especies que más contribuyen a las diferencias entre sitios se puede generalizar que: **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 Ampharetidae y Orbinidae; por último los sitios más externos **BY** y **VM** difieren del resto por la presencia del poliqueto *Axiote-lla sp* y de una especie de ofiura (Amphiura) (**Figuras IV 14, IV.15 y IV.16**).

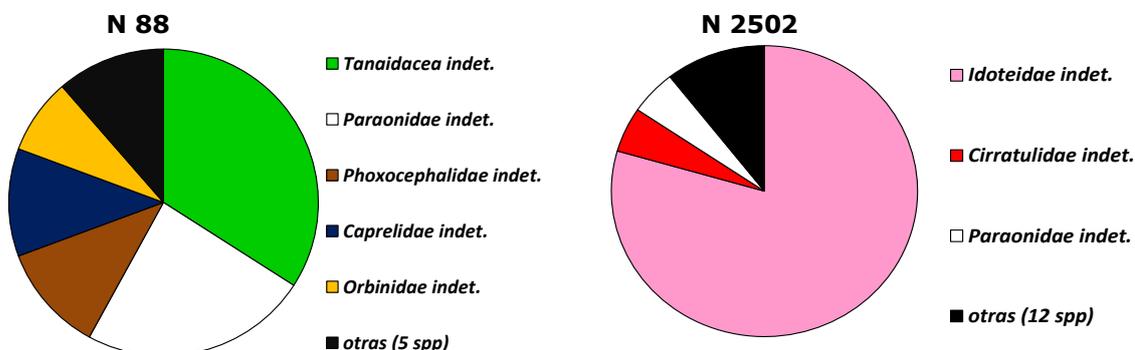
Tabla IV.15: Análisis de similitud (SIMPER) entre grupos descritos por ANOSIM, mostrando los organismos que más contribuyeron a las diferencias observadas entre estaciones (invierno e primavera).

Especies	Grupo Invierno		Grupo Primavera		Contrib.%	Cum.%
	Abund. Prom.	Abund. Prom.	Dis. Prom.	Dis./SD		
<i>Idoteidae indet</i>	199,30		14,41	0,50	17,54	17,54
<i>Orbinidae indet</i>	55,40	26,21	12,53	1,15	15,25	32,78
<i>Paraonidae indet</i>	39,70	10,43	8,19	1,13	9,97	42,76
<i>Cirratulidae indet</i>	36,10	15,57	7,23	1,02	8,80	51,56
<i>Ampharetidae indet.</i>	31,30	0,29	6,28	0,54	7,64	59,20
<i>Axiothella sp</i>	0,40	34,07	5,82	0,57	7,08	66,28

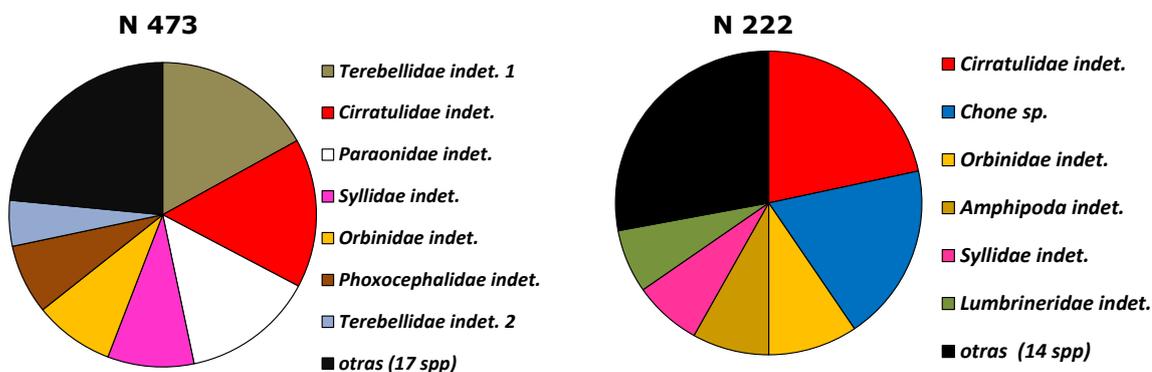
INVIERNO

PRIMAVERA

PC – PUERTO CUATREROS



M - MALDONADO



PG – PUERTO GALVÁN

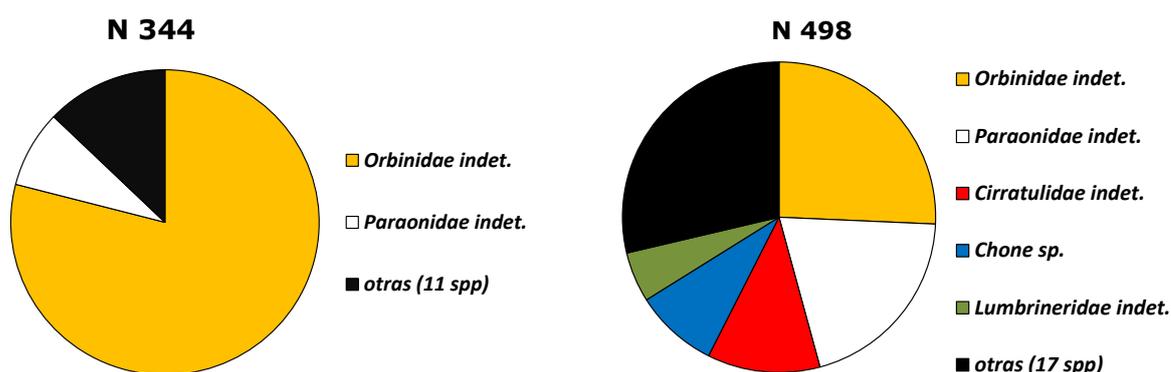
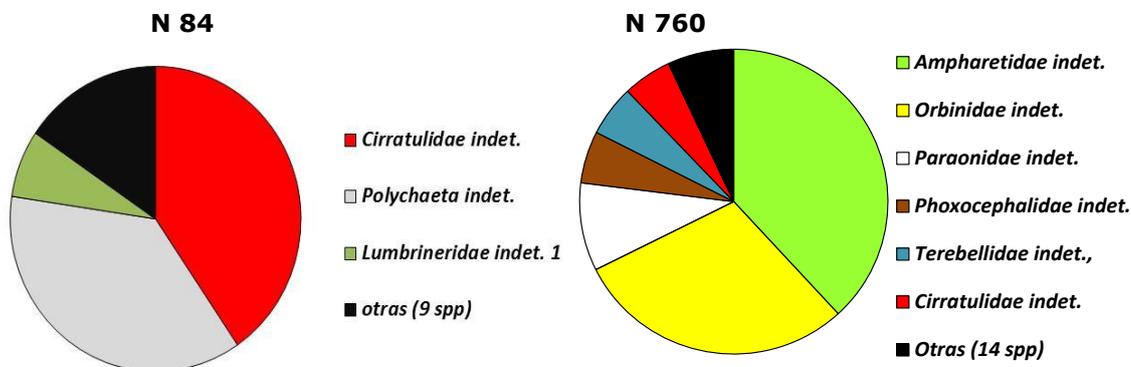


Figura IV.14: Composición taxonómica de la comunidad macrobentónica asociada al Canal Principal de Navegación del estuario de Bahía Blanca (valores expresados en abundancia/parcela).

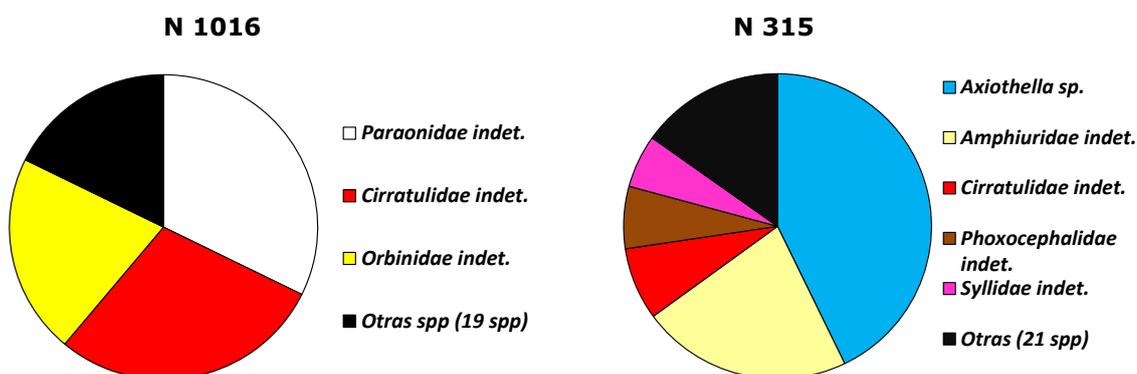
INVIERNO

PRIMAVERA

CLO - CLOACA



BY - BOYA 28



VM - VILLA DEL MAR

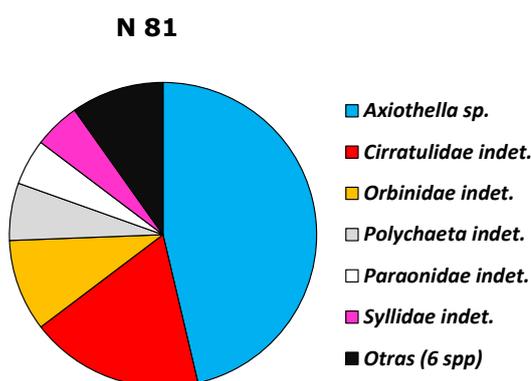


Figura IV.15: Composición taxonómica de la comunidad macrobentónica asociada al Canal Principal de Navegación del estuario de Bahía Blanca (valores expresados en abundancia/parcela).

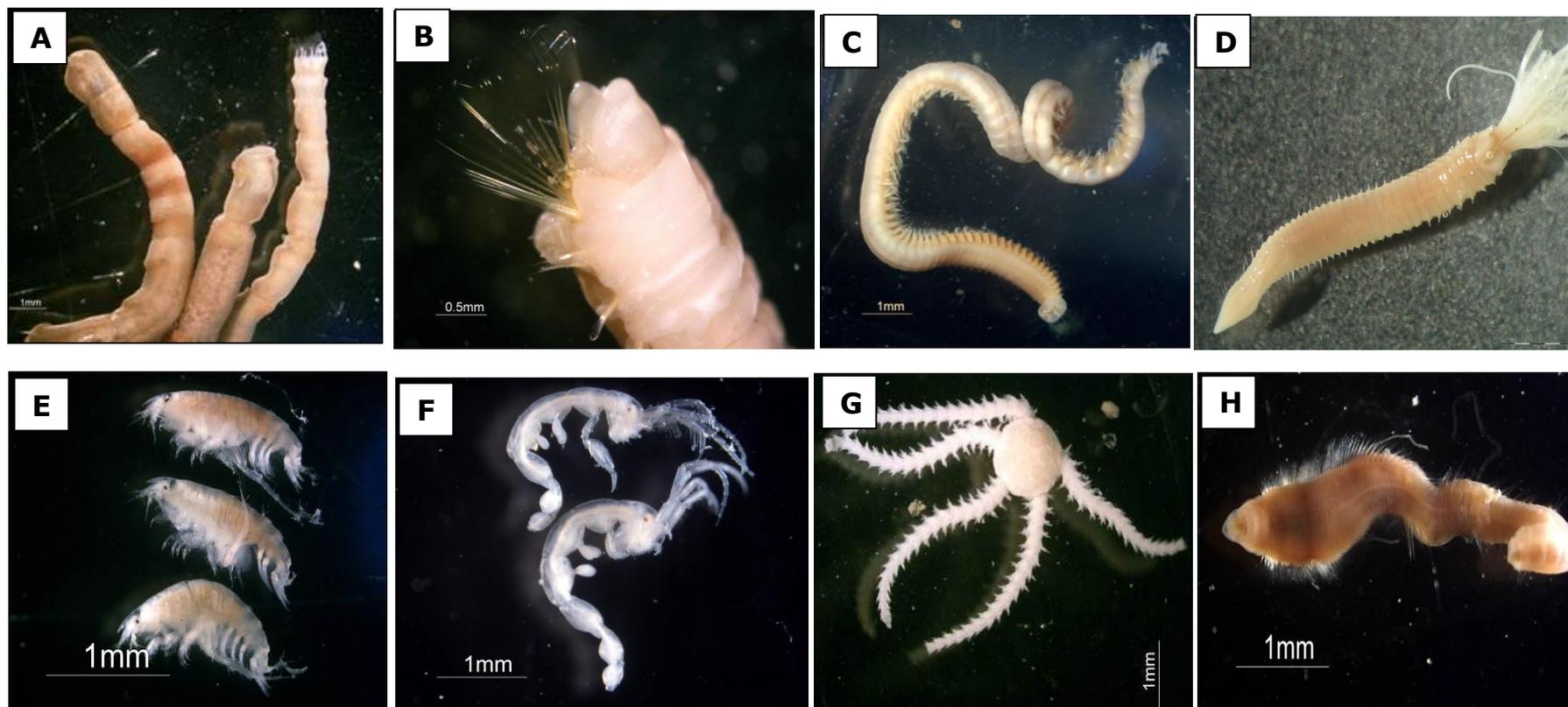


Figura IV.16: (A) *Axiotella* sp (B) Ampharetidae indet. (C) Orbinidae indet. (D) *Chone* sp. (E) Phoxocephalidae indet. (F) Caprellidae indet. (G) Amphiuroid indet. (H) Cirratulidae indet. (Fotos: Sandra Fiori, Eder Dos Santos).

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, representadas principalmente por el cirripedio *Balanus glandula*.

Los registros históricos indican que el ingreso de *Balanus glandula* al estuario de Bahía Blanca, en la década de 1980, es uno de los acontecimientos más relevantes que han modificado las comunidades incrustantes locales en los últimos 50 años (Valentinuzzi de Santos 1971; Hoffmeyer, 1983; Wagner *et al.*, 1993; Bremec *et al.*, 2004; Casalini *et al.*, 2009). Este cirripedio ha desplazado a otro cirripedio exótico, de ingreso más temprano, *Amphibalanus amphitrite* y posiblemente a otras nativas sobre las cuales no hay registros, hasta convertirse en la actualidad en la especie dominante de la zona portuaria local (Roldan, 2014).

Por otra parte, la presencia de la anémona japonesa *Diadumene lineata* (Molina *et al.*, 2008) y la ostra del Pacífico *Crassostrea gigas* (Dos Santos & Fiori, 2010; Bravo, 2013), ambas exóticas de ingreso reciente al estuario, alertan sobre la probabilidad de futuros cambios en la estructura de estas comunidades. La introducción de la ostra del Pacífico en otros estuarios, como los del norte de Europa y sur de Estados Unidos, provocó grandes cambios en los ecosistemas receptores como: alteraciones en la composición de la comunidad planctónica y bentónica nativa (Molnar, 2008), generación de una mayor complejidad ecológica, pérdidas de productividad primaria, etc. (Ruesink, 2006; Troost, 2010; Nehring, 2011).

En vista de lo expuesto se recomienda implementar un monitoreo periódico de las zonas portuarias, como mecanismo de alerta temprana del ingreso y establecimiento de especies no nativas, y un plan de manejo para de las es-

pecies exóticas recientemente asentadas y en expansión (Dos Santos y Fiori, 2010; Bravo, 2013) como la ostra del Pacífico.

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 términos generales, hay una mayor predominancia de crustáceos en la zona interna del estuario y de equinodermos en la zona externa. Se recomienda completar el inventario biológico de la comunidad bentónica submareal y evaluar el rol ecológico y potencial uso como indicador de la calidad ambiental del estuario de las especies más relevantes.

BIBLIOGRAFÍA DEL CAPÍTULO IV

- 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 cruztáceos 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.
- CASALINI A FIORI SM DOS SANTOS EP & MC CARCEDO. 2009.** Diversidad de la comunidad incrustante del sector portuario del estuario de Bahía Blanca. VII Jornadas de Ciencias del Mar. Bahía Blanca, Bs As. Resúmenes, sección: Biología y Ecología Marina. ISBN 978-987-25479-0-5. 219 pp.
- CASTELLANOS ZJA de. 1992.** Catálogo descriptivo de la malacofauna magallánica. Neogastropoda, Columbelloidea, 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.
- DOS SANTOS EP & SM FIORI. 2010.** Primer registro sobre la presencia de *Crassostrea gigas* en el estuario de Bahía Blanca (Argentina). Comunicaciones de la Sociedad Malacológica del Uruguay. 9 (93): 245-252
- FAUCHALD K. 1977.** The polychaete worms; definitions and keys to the orders, families and genera. Natural History Museum of Los Angeles County & the Allan Hancock Foundation. Science Series 28: 188 p.
- HOBSON K & BANSE K. 1981.** Sedentary and archiannelid polychaetes of British Columbia and Washington. Fisheries and Marine Service, Ottawa, Bull. N° 209
- HOFFMEYER MS. 1983.** Zooplankton del área interna de la Bahía Blanca (Buenos Aires, Argentina). I- Composición faunística. Historia Natural, Corrientes, Argentina. 3(8): 73-94.

-
- MAGURRAN AE. 1988.** Diversidad ecológica y su medición. Ed. Vedrá, Barcelona. 200 pp.
- MOLINA LM VALINAS MS PRATOLONGO PD ELIAS R & GME PERILLO. 2008.** First record of the sea anemone *Diadumene lineata* (Verrill 1871) associated to *Spartina alterniflora* roots and stems, in marshes at the Bahía Blanca estuary, Argentina. *Biological Invasions*, 11: 409-416.
- MOLNAR JL GAMBOA RL REVENGA C & SPALDING MD. 2008.** Assessing the global threat of invasive species to marine biodiversity. *Front. Ecol. Environ.* 6: 485-492.
- MUNIZ P LANA P VENTURINI N ELIAS R VALLARINO E BREMEC C SANDRINETO L MARTINS L. 2013.** Un manual de protocolos para evaluar la contaminación marina por efluentes domésticos. 129 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 Nº 1. Lab. de Comunidades Bentónicas. Santa Clara del Mar. 83 pp.
- ROLDAN JP. 2014.** Comunidades macrobentónicas incrustantes del sector portuario del estuario de Bahía Blanca. Tesina de Carrera Licenciatura en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional del Sur. 33 pp.
- RUESINK JL FEIST BE HARVEY CJ HONG JS TRIMBLE AC & LM WISEHART. 2006.** Changes in productivity associated with four introduced species: ecosystem transformation of "pristine" estuary. *Marine Ecology Progress Series*. 311:203-215.
- TROOST K. 2010.** Causes and effects of a highly successful marine invasion: Case-study of the introduced Pacific oyster *Crassostrea gigas* in the continental NW European estuaries *Journal of Sea Research* 64: 145-165.
- VALENTINUZZI DE SANTOS S. 1971.** Estudio preliminar sobre las comunidades intercotidales del Puerto de Ingeniero White (provincia de Buenos Aires). *Physis*, 30(81): 407-417.
- WAGNER JM HOFFMEYER M TEJERA L & NIZOVOY A. 1993.** Variación estacional de larvas y adultos de *Balanus* en el Puerto de Ingeniero White (estuario de Bahía Blanca, Argentina). *Actas de las Jornadas Nacionales de Ciencias del Mar, Puerto Madryn*.

CAPÍTULO 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*

OBJETIVO

La presente fase del estudio está diseñada para caracterizar las condiciones químicas y físico-químicas de la zona interna del estuario de Bahía Blanca. De esta manera se podrá obtener una imagen de la capacidad nutritiva del sistema, y consecuentemente su calidad para el desarrollo de procesos biológicos, así como de la presencia y niveles de sustancias potencialmente contaminantes (por ej., metales pesados, y compuestos orgánicos persistentes como hidrocarburos aromáticos policíclicos y compuestos organoclorados).

TOMA DE MUESTRAS PARA EL ESTUDIO

Durante el período que se informa (agosto de 2013 – julio de 2014) se realizaron 4 (cuatro) campañas de investigación estacionales en los sitios previamente fijados, en los que se realizó la cuantificación de los siguientes parámetros:

- Temperatura del agua
- Salinidad del agua
- pH del agua
- Turbidez del agua
- Nutrientes inorgánicos (NO_2 , NO_3 , NH_4 , PO_4 , SiO_3) disueltos en agua de mar
- Clorofila *a* y feopigmentos en material particulado en suspensión
- Materia orgánica particulada
- Oxígeno disuelto en agua de mar y porcentaje de saturación de oxígeno en el agua de mar
- Metales pesados disueltos en agua de mar
- Metales pesados en sedimentos

También se tomaron muestras de sedimentos para analizar el contenido de hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs) y compuestos organoclorados (OCs).

Por último, y durante las campañas de muestreo de peces descriptas en el Capítulo II de este Informe, se tomaron muestras de las especies estudiadas (músculo comestible e hígado) para determinar sus contenidos de metales pesados y hidrocarburos aromáticos policíclicos y organoclorados.

Para facilitar la lectura de esta sección se presentan 3 sub-secciones temáticas: **(I)** Estudio de nutrientes y parámetros oceanográficos; **(II)** Estudio de compuestos orgánicos persistentes; y, **(III)** Estudio de metales pesados.

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 2013 y otoño de 2014.

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 Cuatros (PC) (**Figura I.2**). Las fechas de dichas campañas fueron: Agosto 2013, Noviembre 2013, Febrero 2014 y Mayo 2014.

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 ($450 - 500 \text{ }^\circ\text{C}$, 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 $35 \mu\text{L}$ 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 $0.7 \mu\text{m}$), 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:

<i>Nitrito (NO_2^-):</i>	Benschneider y Robinson (1952) automatizado por Grasshoff <i>et al.</i> (1983). Límite de cuantificación: 0.02 μ M
<i>Nitrato (NO_3^-):</i>	Treguer y Le Corre (1975a). Límite de cuantificación: 0.10 μ M.
<i>Amonio (NH_4^+):</i>	Richards y Klestch (1964) descrito por Treguer y Le Corre (1975b). Límite de cuantificación: 0.01 μ M
<i>Fosfatos (PO_4^{3-}):</i>	Eberlein y Kattner (1987), basado en el método original de azul de molibdeno de Murphy y Riley (1962). Límite de cuantificación: 0.01 μ M.
<i>Silicatos Disueltos (DSi):</i>	Technicon®, 1973. Límite de detección: 1.00 μ M.

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 μ 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%.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Variables físico-químicas y contenido de Materia Orgánica Particulada

La distribución estacional del pH mostró los mayores valores (8,4 – 8,5) en Agosto de 2013 para todas las estaciones analizadas (**Figura V.I.1a**). Los menores valores de pH se detectaron en Febrero de 2014 (7,7 – 7,9) a excepción de las estaciones 1(CLO) y 2 (IW) que mostraron los menores valores en Noviembre de 2013 (8,1 y 8,0, respectivamente). Durante todo el período de muestreo el pH fue de $8,2 \pm 0,2$, detectándose la mayor variabilidad en las estaciones 4 (M) y 5 (3ª C) (**Tabla 1**). Estos valores de pH, se encuentran dentro de los valores normales reportados para el estuario de Bahía Blanca (IADO, 1997, 2000, 2003, 2010; Spetter 2006 y referencias allí citadas).

La Temperatura del agua superficial siguió una marcada tendencia estacional presentando los menores valores en Agosto de 2013 (6,3 – 7,9 °C) coincidente con el invierno y los mayores valores en Febrero de 2014 (21,5 – 24,4 °C) coincidente con el verano (**Figura V.I.1b**). Teniendo en cuenta todo el período muestreado, la temperatura del agua fue de $14,9 \pm 6,2$ °C; las mayores variaciones respecto a este parámetro se observaron en la estación 5 (3ª C) (**Tabla V.I.1**).

La variación estacional de la salinidad mostró los mayores valores (39,6 – 41,1) en Febrero de 2014 coincidente con las altas temperaturas, una mayor evaporación del agua superficial y menor cantidad de lluvias registradas en el verano (**Figura V.I.1c**). La Salinidad durante Agosto 2013 – Mayo 2014 fue de $34,16 \pm 5,42$, registrando el mínimo valor en la estación 1 (CLO) (24,28) y el máximo en la estación 6 (PC) (41,53) (**Tabla V.I.1**).

La distribución estacional de la turbidez fue muy variable (9 – 160 UNT) registrando los mayores valores en Agosto de 2013 (88 – 160 UNT) en las estaciones analizadas, a excepción de la estación 3 (cPG) que presentó su máximo en Noviembre de 2013 (**Figura V.I.2a**). Los mínimos de este parámetro

se detectaron en Mayo de 2014 (11 – 34 UNT) a excepción de las estaciones 4 (M) y 6 (PC) en donde se observó en Noviembre de 2013 (31 UNT y 9 UNT, respectivamente). En general, este parámetro mostró valores de 63 ± 42 UNT, observando la mayor variabilidad en la estación 5 (3ª C) (**Tabla V.I.1**). Los valores de turbidez repostados en este estudio se encuentran dentro de los valores normales para la zona interna del estuario de Bahía Blanca (IADO, 1997, 2000, 2003, 2010).

En el caso del oxígeno disuelto, se detectaron elevadas concentraciones en Agosto de 2013 ($10,43 - 11,08 \text{ mg L}^{-1}$); mientras que las concentraciones más bajas fueron variables, detectándose en un rango desde $6,98 \text{ mg L}^{-1}$ a $7,26 \text{ mg L}^{-1}$ en las estaciones 1 (CLO), 2 (IW), 3 (cPG) y 4 (M) en Febrero de 2014; $6,10 \text{ mg L}^{-1}$ para la estación 5 (3ª C) en Noviembre de 2013 y $7,15 \text{ mg L}^{-1}$ en Mayo de 2014 para la estación 6 (PC) (**Figura V.I.2b, Tabla V.I.1**).

La variación estacional del contenido de materia orgánica particulada presentó las mayores concentraciones en Agosto de 2013 ($2352 - 4870 \text{ mgC m}^{-3}$) en todos los sitios analizados a excepción de la estación 4 (M) en donde se presentó en Mayo de 2014 (3124 mgC m^{-3}) (**Figura V.I.2c**). Las menores concentraciones ($1494 - 2401 \text{ mgC m}^{-3}$) se detectaron en Febrero de 2014 a excepción de la estación 3 (cPG) en donde se registró en Noviembre de 2013 (1577 mgC m^{-3}). En general, el contenido de materia orgánica particulada fue de $2286 \pm 744 \text{ mgC m}^{-3}$, registrando la máxima concentración en la estación 5 (3ª C) (**Tabla V.I.1**). Los valores promedio de MOP se encuentran dentro de las concentraciones normales reportadas para la zona interna del Estuario de Bahía Blanca (IADO, 1997; 2000; 2003; 2010) ; sin embargo, cabe destacar que el pico máximo detectado en la estación 5 (3ª C) corresponde a más del doble de la concentración media registrada.

El análisis estadístico realizado para estos parámetros no arroja diferencias significativas entre los sitios estudiados.

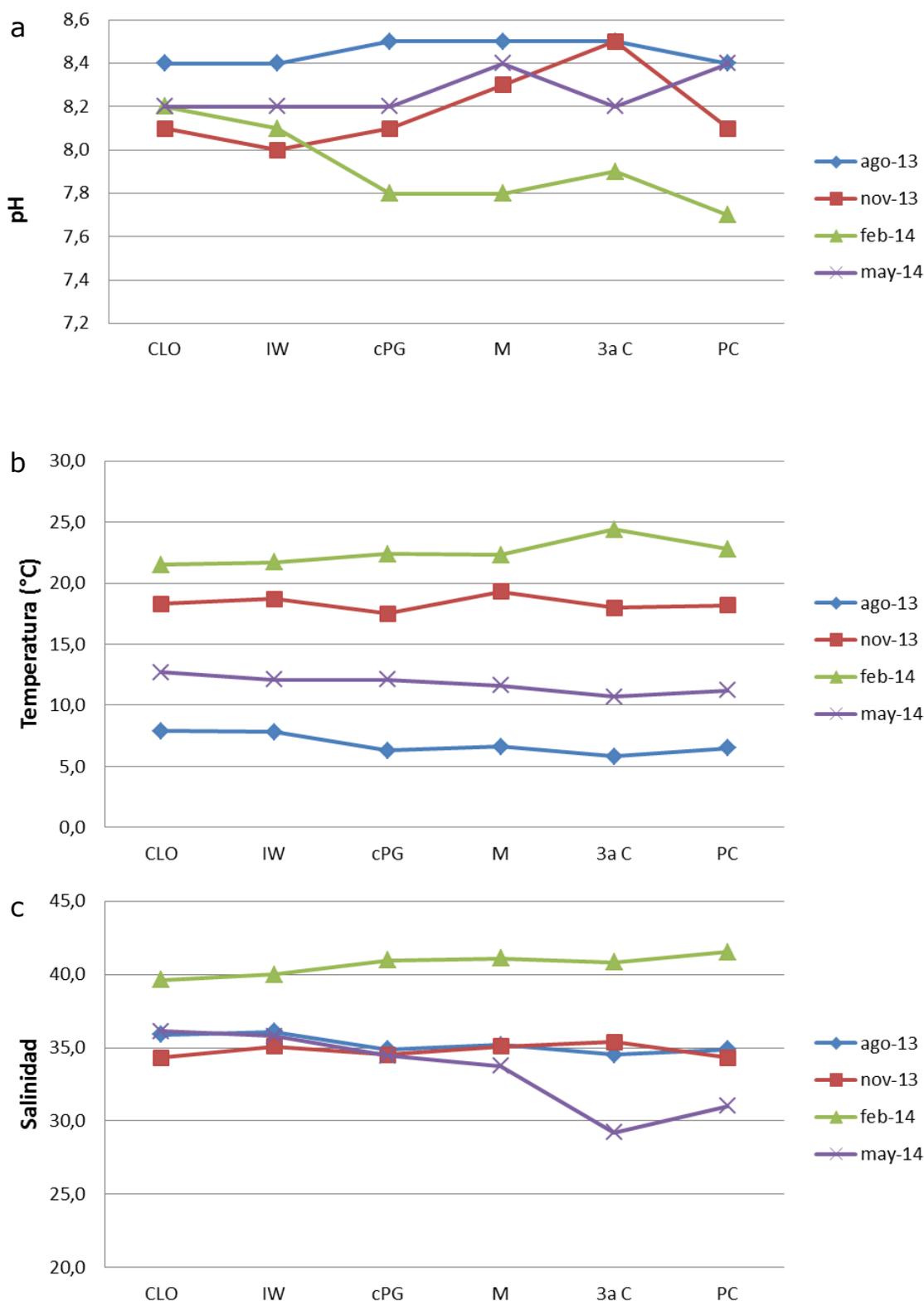


Figura V.I.1: Distribución de (a) pH, (b) temperatura y (c) salinidad en seis estaciones de la zona interna del estuario de Bahía Blanca durante los meses Agosto 2013, Noviembre 2013, Febrero 2014 y Mayo 2014.

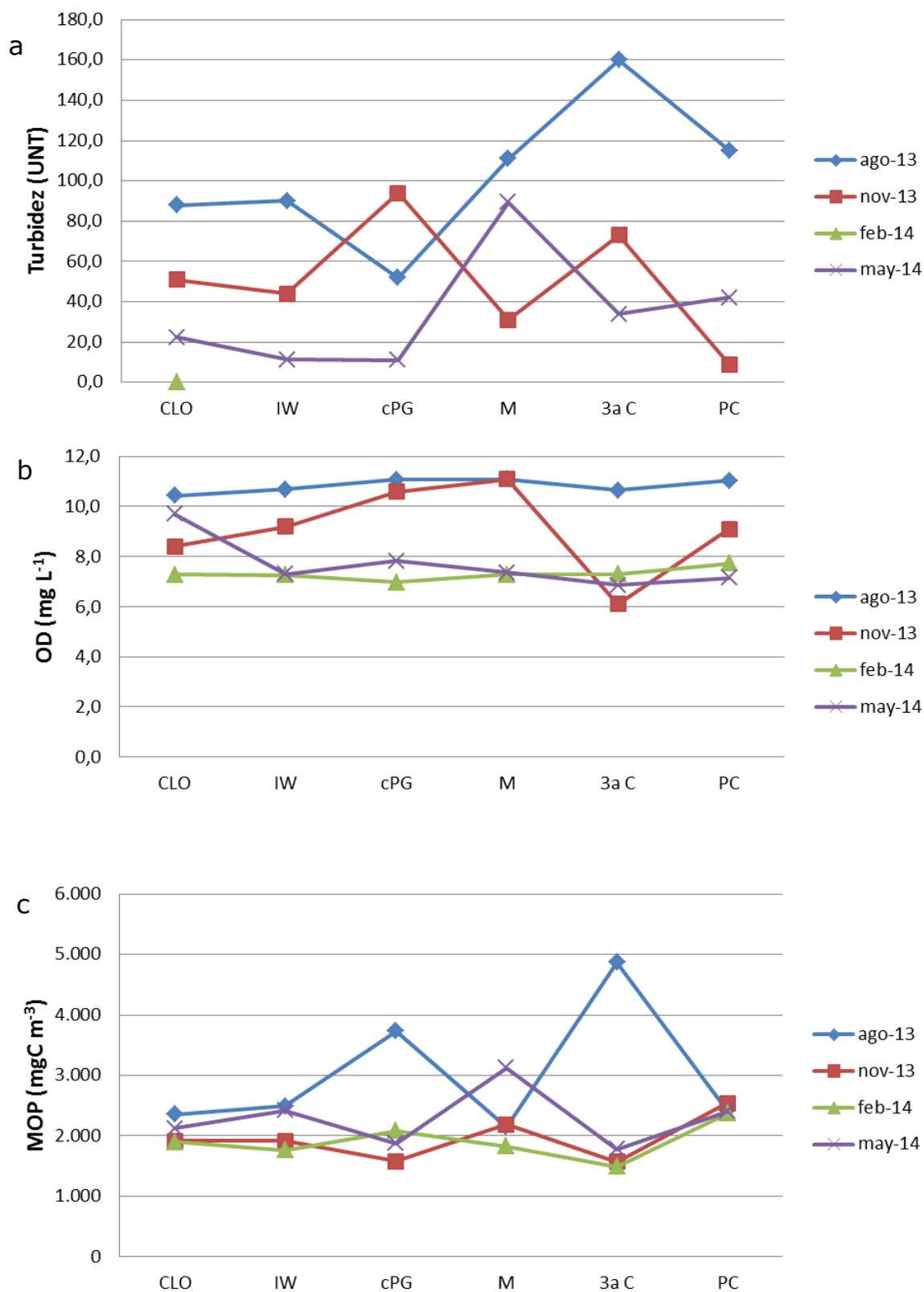


Figura V.I.2: Distribución de (a) Turbidez, (b) Oxígeno Disuelto y (c) Materia Orgánica Particulada en seis estaciones de la zona interna del estuario de Bahía Blanca durante los meses Agosto 2013, Noviembre 2013, Febrero 2014 y Mayo 2014.

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 (Zeiterschel, 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 Febrero de 2014 (26,70 – 48,10 $\mu\text{g L}^{-1}$) para todas las estaciones analizadas, los picos máximos se encontraron en la estación 3 (cPG) y 5 (3^aC) (**Figura V.I.3a, Tabla V.I.1**). Por otro lado, cabe destacar que en Agosto de 2013 se detectaron valores altos en las estaciones 3 (cPG, 16,50 $\mu\text{g L}^{-1}$) y 4 (M, 21,40 $\mu\text{g L}^{-1}$). La concentración de feopigmentos mostró un pico máximo en Agosto de 2013 para la estación 5 (3^a C, 15,80 $\mu\text{g L}^{-1}$), uno en Noviembre de 2013 para la estación 6 (PC, 21,63 $\mu\text{g L}^{-1}$) y dos en Febrero de 2014 para estaciones 1 (CLO, 19,20 $\mu\text{g L}^{-1}$) y 2 (IW, 14,40 $\mu\text{g L}^{-1}$) (**Figura V.I.3b**). Durante el mes de Mayo de 2014, la concentración de los feopigmentos se mantuvo en valores no detectables en todas las estaciones analizadas.

Los máximos de Clorofila *a* estarían relacionados con la floración fitoplanctónica típica anual del estuario de Bahía Blanca (Spetter *et al.*, 2013 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.

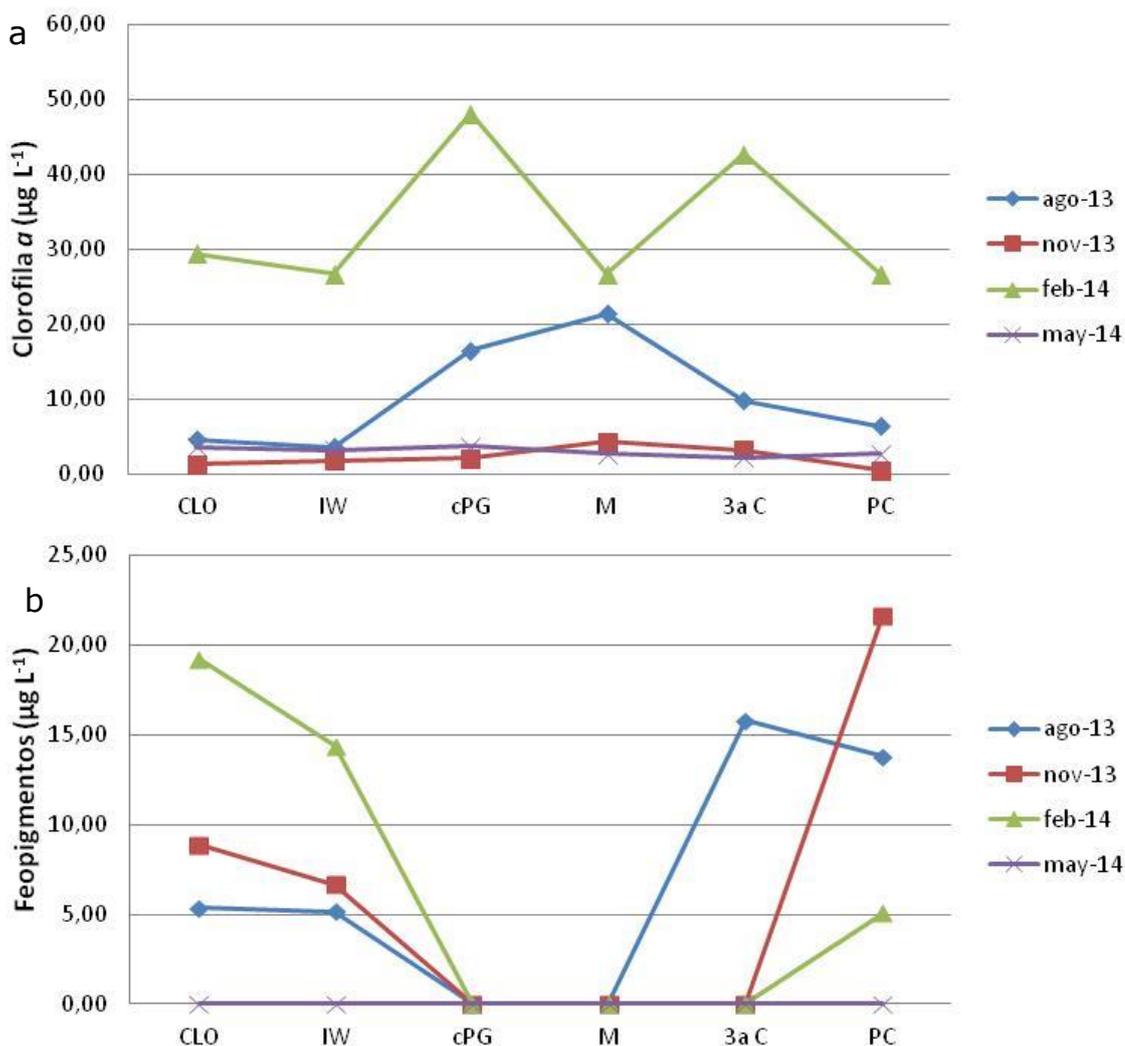


Figura V.I.3: Distribución de (a) Clorofila a y (b) Feopigmentos en seis estaciones de la zona interna del estuario de Bahía Blanca durante los meses Agosto 2013, Noviembre 2013, Febrero 2014 y Mayo 2014

Nutrientes Inorgánicos Disueltos

La concentración de los nutrientes inorgánicos disueltos fue de $1,63 \pm 0,63 \mu\text{mol L}^{-1}$ para FRS, $75,40 \pm 18,10$ para DSi, $1,64 \pm 0,79 \mu\text{mol L}^{-1}$ para NO_2^- , $11,16 \pm 11,60 \mu\text{mol L}^{-1}$ para NO_3^- y $17,57 \pm 16,27 \mu\text{mol L}^{-1}$ para el NH_4^+ .

En la distribución estacional se pudo observar que las menores concentraciones de fosfatos, silicatos y nitrito se detectaron en Agosto de 2013 ($0,80 \pm 0,30 \mu\text{mol L}^{-1}$, $53,13 \pm 7,16 \mu\text{mol L}^{-1}$ y $0,31 \pm 0,18 \mu\text{mol L}^{-1}$, respectivamente) (**Figura V.i.4b, 4c y 5a**). Mientras que, durante los meses de Febrero

y Mayo de 2014, la distribución de fosfatos siguió prácticamente la misma tendencia presentando los valores más altos en la estación 5 (3ª C) ($3,19 \mu\text{mol L}^{-1}$ y $2,63 \mu\text{mol L}^{-1}$, respectivamente) (**Figura V.i.4b**). Durante Noviembre de 2013, la distribución del FRS fue muy variable y en algunos casos elevadas; esto hizo que en promedio ($2,00 \pm 0,72 \mu\text{mol L}^{-1}$) se encuentren las concentraciones más altas de todo el período muestreado. Teniendo en cuenta todo el período analizado, las concentraciones más elevadas de FRS se reportaron en la estación 5 (3ª C).

En el caso de los silicatos disueltos, durante los meses de Noviembre de 2013 y Mayo de 2014 siguió prácticamente la misma tendencia, presentando concentraciones elevadas ($\approx 100 \mu\text{mol L}^{-1}$) en la estación 3 (cPG) y 5 (3ª C) (**Figura V.I.4c**). Durante el mes de Febrero de 2014, se observó una tendencia al aumento de la concentración de este nutriente desde la estación 1 (CLO, $58,94 \mu\text{mol L}^{-1}$) a la estación 6 (PC, $80,93 \mu\text{mol L}^{-1}$), con un máximo de $88,77 \mu\text{mol L}^{-1}$ en la estación 5 (3ª C). 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**).

Durante Febrero y Mayo de 2014, nitrito se mantuvo en $1,66 - 2,21 \mu\text{mol L}^{-1}$ y siguió prácticamente la misma distribución con los valores más altos detectados en las estaciones 3 (cPG) y 5 (3ª C) (**Figura V.i.5a**). En Noviembre de 2013 se detectaron los valores más elevados de nitrito ($2,10 - 2,89 \mu\text{mol L}^{-1}$), excepto las estaciones 1 (CLO) y 2 (IW) que presentaron concentraciones estables ($\approx 1,50 \mu\text{mol L}^{-1}$), en donde la máxima concentración se detectó en la estación 3 (cPG) (**Tabla V.I.1**).

La distribución de nitrato muestra las mayores concentraciones durante el mes de Mayo de 2014 ($8,89 - 51,66 \mu\text{mol L}^{-1}$), excepto para la estación 5 (3ª C) que presentó su máximo en Agosto de 2013 (**Figura V.I.5b, Tabla V.I.1**). Los mínimos correspondientes a este nutriente se observaron en Agosto de 2013 y/o Febrero de 2014. Cabe destacar las elevadas concentraciones detectadas en las estaciones 2 (IW, $37,94 \mu\text{mol L}^{-1}$) y 3 (cPG, $51,66 \mu\text{mol L}^{-1}$) en Mayo de 2014; esto hace que para todo el período analizado las estaciones

3 (cPG) y 4 (M) fueron las que presentaron la mayor concentración de este nutriente (**Tabla V.I.1**).

La distribución estacional de la concentración de amonio mostró una gran variabilidad (**Figura V.I.5c**); observándose una media de $6,60 \pm 5,43 \mu\text{mol L}^{-1}$ en Agosto de 2013; $18,41 \pm 19,87 \mu\text{mol L}^{-1}$ en Noviembre de 2013; $19,78 \pm 9,66 \mu\text{mol L}^{-1}$ en Febrero de 2014 y $24,46 \pm 20,27 \mu\text{mol L}^{-1}$ en Mayo de 2014. Para todo el período analizado, los valores promedios fueron mayores en la estación 3 (cPG) y 5 (3ª C) (**Tabla V.I.1**). En general, 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, llama la atención en algunas estaciones y en alguna campaña en particular la elevada concentración de nitrato que hace que esta predominancia por el amonio se invierta y pase a ser el nitrato la fracción predominante en el DIN.

Del análisis estadístico realizado para estos parámetros se concluye que no hubo diferencias significativas entre los sitios estudiados.

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 alta-

mente eutrófico debido a su elevado contenido de nutrientes (Spetter *et al.*, 2013 y referencias allí citadas). En este estudio debemos resaltar que se han detectado relaciones N:P mayores a 16 durante Agosto de 2013 para las estaciones 3 (cPG) y 5 (3^aC); en Febrero de 2014 para la estación 1 (CLO) y en Mayo de 2014 en todas las estaciones analizadas, excepto la 6 (PC); observando así un enriquecimiento de N por sobre el P que en Mayo de 2014 se presenta por el incremento en la concentración de nitratos en el sistema. En Noviembre de 2013, esta relación se mantuvo entre 1 y 9, valores mucho menores a 16.

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 Agosto 2013 – Mayo 2014 fue *moderadamente eutrófica*.

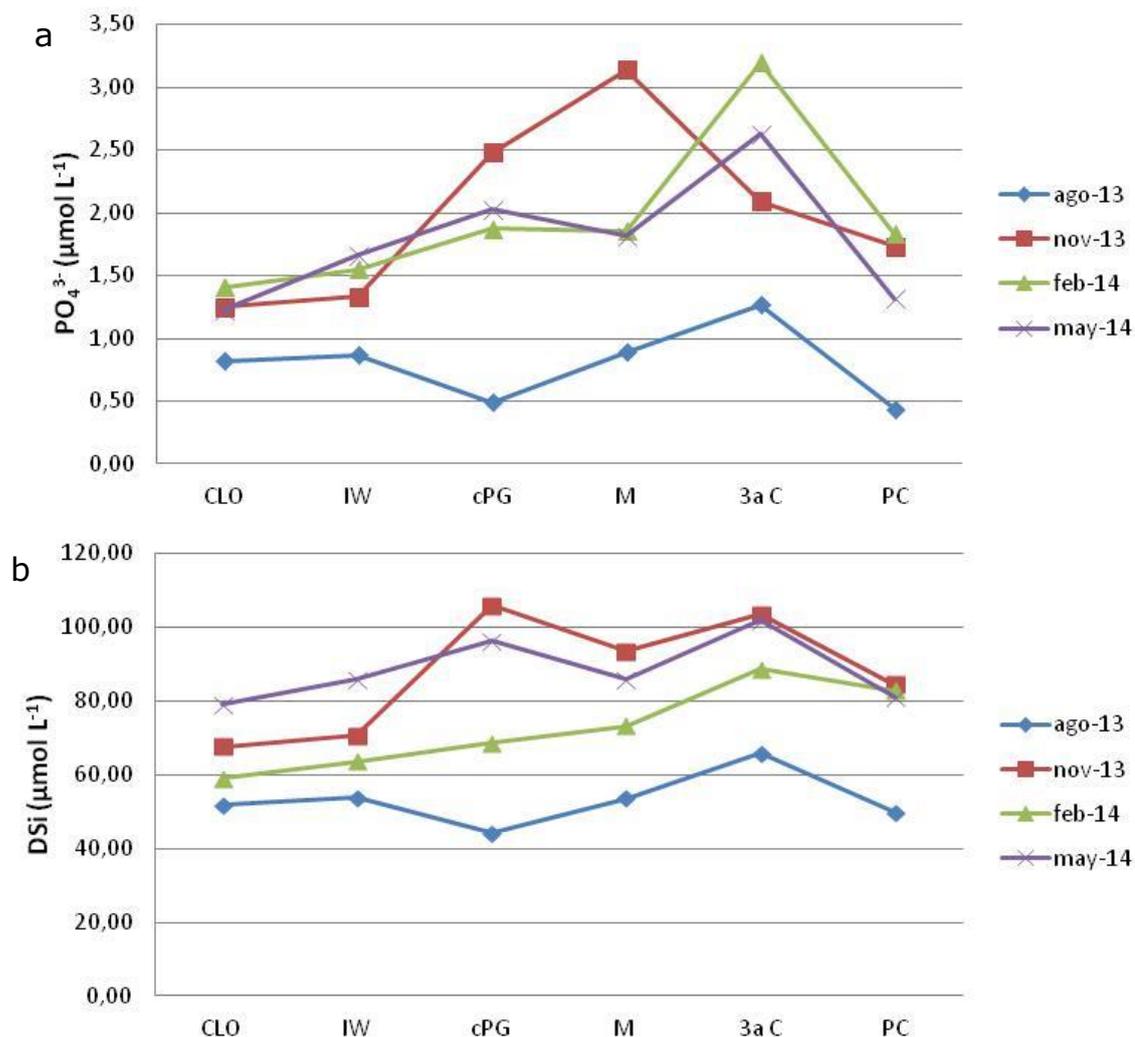


Figura V.i.4: Distribución de (a) Fósforo Reactivo Soluble como orto-fosfatos (PO_4^{3-}) y (b) Silicatos Disueltos (DSi) en seis estaciones de la zona interna del estuario de Bahía Blanca durante los meses Agosto 2013, Noviembre 2013, Febrero 2014 y Mayo 2014.

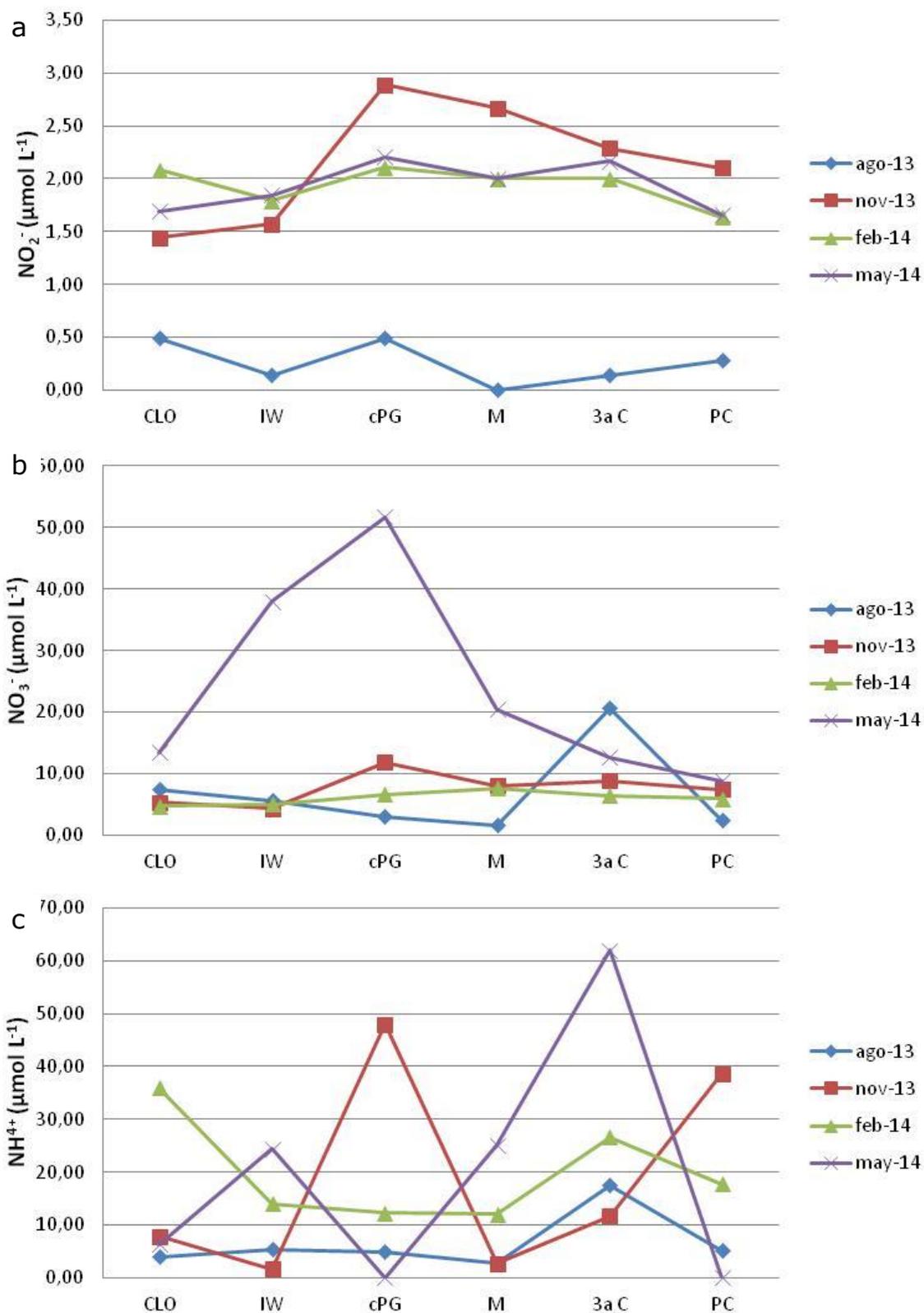


Figura V.I.5: Distribución de (a) Nitrito (NO_2^-), (b) Nitrato (NO_3^-) y (c) Amonio (NH_4^+) en seis estaciones de la zona interna del estuario de Bahía Blanca durante los meses Agosto 2013, Noviembre 2013, Febrero 2014 y Mayo 2014.

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 Agosto 2013 – Mayo 2014.

		CLO	IW	cPG	M	3 ^a C	PC
		1	2	3	4	5	6
pH	Media \pm DS	8,2 \pm 0,1	8,2 \pm 0,2	8,2 \pm 0,3	8,3 \pm 0,3	8,3 \pm 0,3	8,2 \pm 0,3
	Máx.	8,4	8,4	8,5	8,5	8,5	8,4
	Mín.	8,1	8	7,8	7,8	7,9	7,7
Salinidad (ups)	Media \pm DS	33,77 \pm 6,09	34,18 \pm 6,15	34,12 \pm 6,09	34,40 \pm 6,13	34,20 \pm 6,11	34,31 \pm 6,15
	Máx.	39,62	40,00	40,96	41,09	40,83	41,53
	Mín.	25,28	25,52	26,13	26,21	26,05	26,5
Temperatura (°C)	Media \pm DS	15,1 \pm 6,0	15,1 \pm 6,3	14,6 \pm 6,9	15,0 \pm 7,2	14,7 \pm 8,2	14,7 \pm 7,2
	Máx.	21,5	21,7	22,4	22,3	24,4	22,8
	Mín.	7,9	7,8	6,3	6,6	5,8	6,5
Turbidez (UNT)	Media \pm DS	54 \pm 33	48 \pm 40	52 \pm 42	77 \pm 41	89 \pm 65	55 \pm 54
	Máx.	88	90	94	111	160	115
	Mín.	22	11	11	31	34	9
OD (mg L ⁻¹)	Media \pm DS	8,95 \pm 1,40	8,61 \pm 1,65	9,12 \pm 2,01	9,20 \pm 2,17	7,73 \pm 2,01	8,75 \pm 1,73
	Máx.	10,43	10,69	11,06	11,08	10,65	11,03
	Mín.	7,28	7,26	6,98	7,28	6,10	7,15
MOP (mgC m ⁻³)	Media \pm DS	2072 \pm 213	2146 \pm 363	2317 \pm 968	2321 \pm 559	2428 \pm 1633	2434 \pm 76
	Máx.	2352	2492	3735	3124	4870	2543
	Mín.	1898	1760	1577	1825	1494	2370
Clorofila <i>a</i> (μ g L ⁻¹)	Media \pm DS	9,72 \pm 13,19	8,81 \pm 11,25	17,62 \pm 21,31	13,76 \pm 12,09	14,48 \pm 19,11	9,08 \pm 12,00
	Máx.	29,40	26,70	48,10	26,70	42,70	26,70
	Mín.	1,33	1,78	2,14	4,27	2,23	0,53
Nitrato (μ mol L ⁻¹)	Media \pm DS	1,43 \pm 0,68	1,34 \pm 0,81	1,92 \pm 1,02	2,23 \pm 0,39	1,65 \pm 1,01	1,42 \pm 0,79
	Máx.	2,08	1,84	2,89	2,67	2,29	2,10
	Mín.	0,49	0,14	0,49	nd	0,14	0,28
Nitrato (μ mol L ⁻¹)	Media \pm DS	7,71 \pm 3,96	13,23 \pm 16,48	18,28 \pm 22,54	9,44 \pm 7,89	12,13 \pm 0,23	6,16 \pm 2,75
	Máx.	13,40	37,94	51,66	20,43	20,64	8,89
	Mín.	4,73	4,31	3,00	1,62	6,40	2,45
Amonio (μ mol L ⁻¹)	Media \pm DS	13,52 \pm 15,08	11,36 \pm 10,11	21,70 \pm 23,08	10,59 \pm 10,64	29,49 \pm 22,57	20,53 \pm 16,94
	Máx.	36,02	24,40	48,01	25,11	62,05	38,68
	Mín.	3,94	1,63	nd	2,63	11,67	nd
FRS (PO₄³⁻) (μ mol L ⁻¹)	Media \pm DS	1,18 \pm 0,25	1,35 \pm 0,35	1,72 \pm 0,86	1,93 \pm 0,92	2,30 \pm 0,82	1,33 \pm 0,63
	Máx.	1,41	1,66	2,48	3,14	3,19	1,83
	Mín.	0,82	0,87	0,49	0,89	1,27	0,44
DSi (μ mol L ⁻¹)	Media \pm DS	64,35 \pm 11,81	68,40 \pm 13,42	78,66 \pm 27,94	76,48 \pm 17,40	90,02 \pm 17,43	74,48 \pm 16,53
	Máx.	79,12	85,70	105,84	93,44	103,51	84,42
	Mín.	51,70	53,78	44,12	53,57	65,83	49,77

nd: no detectable

Tabla V.I.2: Datos históricos de los parámetros físico-químicos y eco-fisiológicos determinados en el estuario de Bahía Blanca en los Programas de Monitoreo previos.

	2002/3	2005	2006	2008	2009	2010	2011
Temperatura (°C)	4,1 – 22,2	7,6 – 22,2	5,8 – 21,2	8,3 – 25,2	7,3 – 21,3	7,2 – 24,2	8,7 – 21,5
Salinidad	21,4 – 35,6	29,3 – 35,7	24,2 – 35,1	32,5 – 41,5	31,8 – 41,5	30,7 – 35,9	23,1 – 35,7
pH	7,8 – 8,8	7,9 – 9,3	7,2 – 8,7	7,8 – 8,7	8,2 – 8,7	7,9 – 8,3	7,9 – 8,9
Oxígeno Disuelto (mg.L ⁻¹)	4,3 – 10,5	5,6 – 11,7	4,0 – 13,9	4,0 – 7,4	4,1 – 6,9	5,1 – 10,8	6,3 -8,4
Nitrato (µmol.L ⁻¹)	nd – 20,4	0,5 – 63,05	0,3 – 23,4	0,3 – 14,2	0,3 – 14,2	0,3 – 228,4	10,4 – 121,3
Nitrito (µmol.L ⁻¹)	0,05 – 3,67	0,03 – 22,9	0,05 – 8,5	0,16 – 5,8	0,08 – 3,4	0,08 – 5,8	1,2 – 6,6
Amonio (µmol.L ⁻¹)	7,5 – 114,8	2,11 – 32,04	6,0 – 21,9	4,7 – 42,5	1,5 – 46,5	1,5 – 54,4	1,2 – 22,1
Fosfato (µmol.L ⁻¹)	0,2 – 3,9	0,33 – 3,67	0,8 – 5,4	1,1 – 6,8	1,0 – 6,0	0,5 – 5,9	1,4 – 4,2
Silicato (µmol.L ⁻¹)	37,3 – 180,2	48,6 – 175,2	35,0 – 164,0	37,2 – 114,9	33,2 – 79,4	29,6 – 151,6	52,5 – 134,4
Clorofila a (µg.L ⁻¹)	0,46 – 35,6	0,5 – 31,0	0,7 – 12,8	nd – 12,2	nd – 18,0	1,5 – 31,1	2,4 – 13,6
Materia Orgánica Particulada (mg C.m ⁻³)	125 - 4131	171 - 2417	181 - 10683	36,5 - 3014	36 - 8175	34 - 6366	26 - 5114

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS DE ESTA SUB-SECCIÓN

- 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.
- 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 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.
- 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.
- 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. 2013.** Role of Nutrients Phytoplankton Development during a Winter Diatom Bloom in a Eutrophic South American Estuary (Bahía Blanca, Argentina). *Journal of Coastal Research* (en prensa). DOI: 10.2112/JCOASTRES-D-12-00251
- 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. ESTUDIO DE COMPUESTOS ORGANICOS PERSISTENTES

A. HIDROCARBUROS AROMÁTICOS POLICÍCLICOS

OBJETIVO

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 Agosto de 2013 y Junio de 2014.

MATERIALES Y METODOS

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). Las muestras fueron secadas químicamente 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 mode). 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, lo largo de la zona interna del estuario de Bahía Blanca.

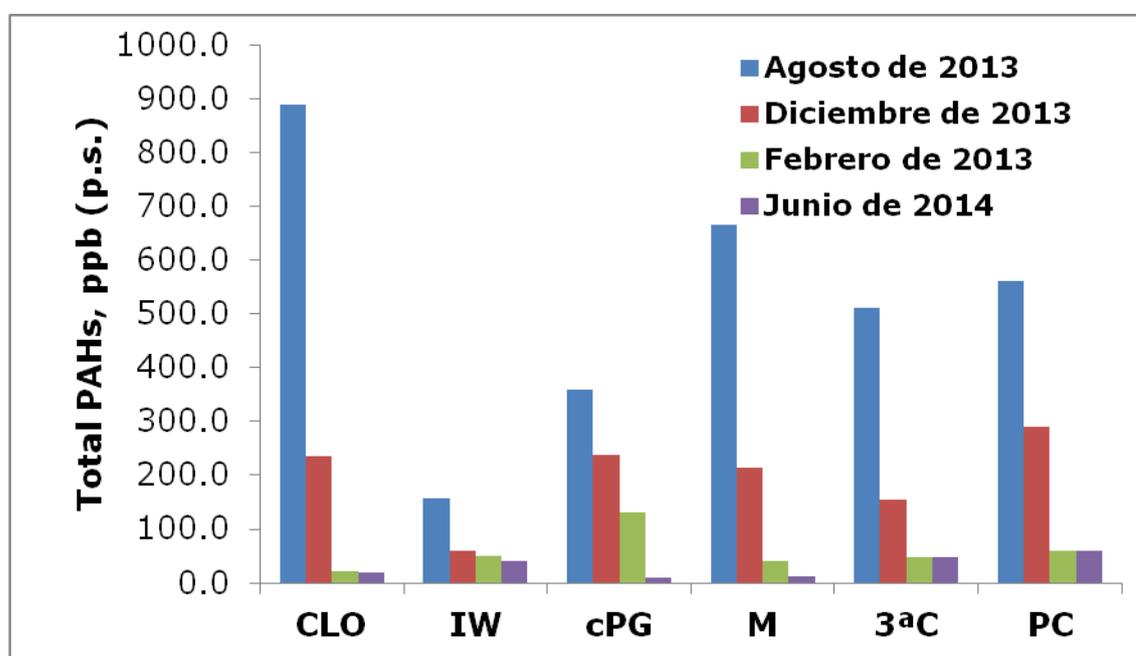


Figura V.II.1. Concentración de Total PAHs en sedimentos para cada estación de muestreo a lo largo del período de muestreo.

En todos los casos se hallaron concentraciones detectables de PAHs, la media de concentraciones para el área en estudio fue de 203 ppb (n=24, peso seco), con un mínimo de 9.6 ppb y un máximo de 889 ppb. Los compuestos registrados en mayor concentración fueron Fluoranteno, Acenaftileno y Fenantreno y los más frecuentes: Fenantreno > Naftaleno – Acenaftileno – Pireno. En cada campaña los máximos en orden cronológico se situaron en CLO, PC, cPG y PC nuevamente, sugiriendo estos sitios como puntos de ingreso de PAHs. Se observó una tendencia decreciente de concentraciones medias a lo largo del período muestreado.

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 $100\text{-}1000 \text{ ng.g}^{-1}$ identifican zonas con moderado impacto antrópico; estos valores son hallados en general en zonas portuarias y costeras urbanizadas alrededor del mundo. Valores de PAHs por encima de 1000 ng.g^{-1} indican niveles de moderados a altos de contaminación y probables procesos de introducción crónica de estos contaminantes en los sistemas. Los valores por encima de 10000 ng.g^{-1} responden a procesos de contaminación severa de sedimentos, con efectos frecuentes observados sobre la biota (Long *et al.*, 1995). Tomando esto en consideración, los resultados del presente informe evidenciaron la existencia de un nivel dinámico de impacto por PAHs, definido por valores bajos a moderados, los cuales son esperados para el tipo de presión antrópica en la zona. Finalmente, en comparación con los valores históricos de PAHs en sedimentos (monitoreos previos + información propia) los valores obtenidos para el presente monitoreo se ubican en el rango de valores medios y bajos (**Figura V.II.2.**)

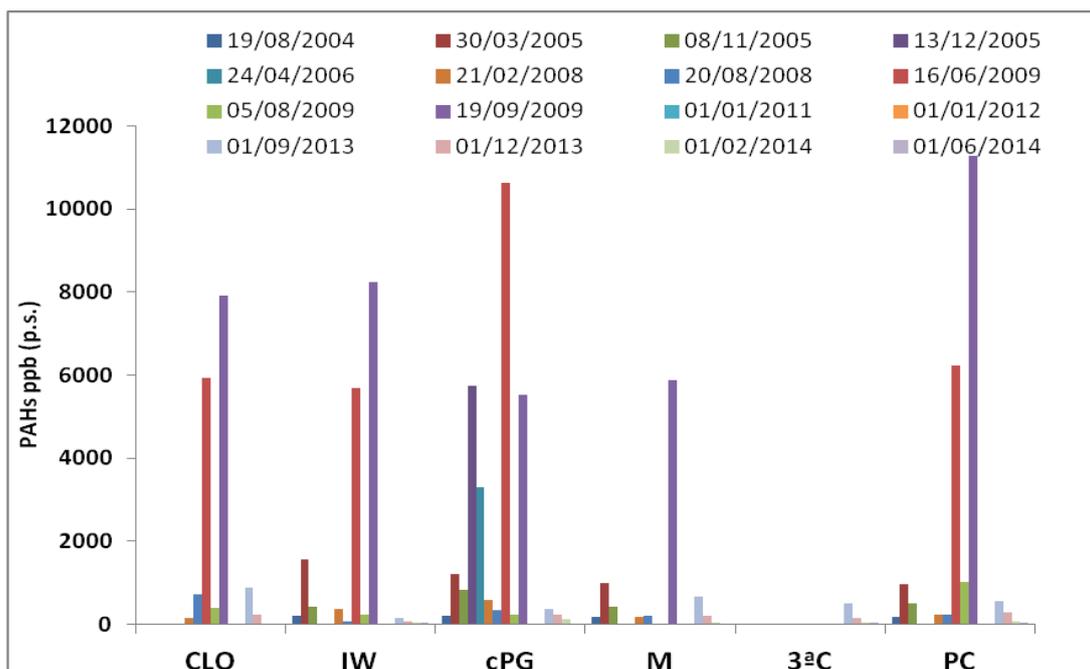


Figura V.II.2. Comparación de valores de PAHs en sedimentos del presente estudio contra datos previos.

Análisis de Fuentes

En cuanto a los orígenes de los aportes de PAHs cuantificados, la evaluación de índices diagnósticos para los sedimentos muestreados durante todo el período mostró signos de una impronta pirolítica (quema de combustibles fósiles) en el sistema, lo cual queda evidenciado en la **Figura V.II.3**.

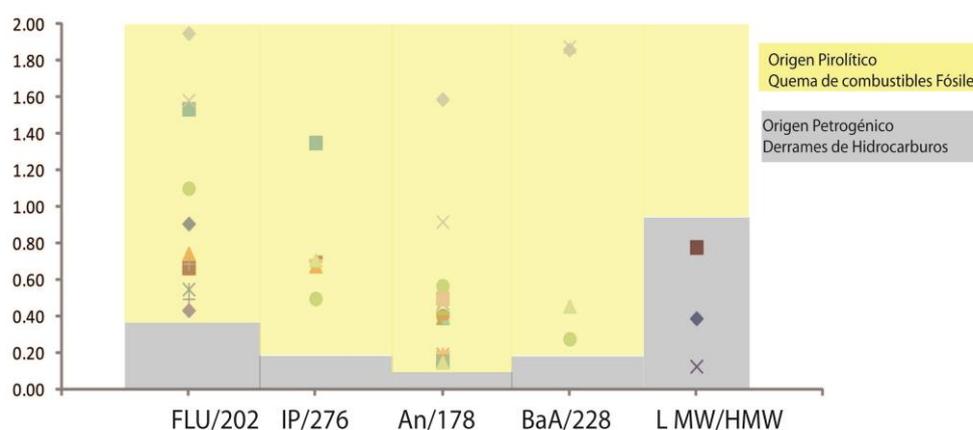


Figura V.II.3: Puntuaciones obtenidas para cada índice diagnóstico aplicado para todas las muestras obtenidas del sistema en el período en estudio (FLU/202 = Fluoranteno/(Flu+Pireno); IP/276=Indenopireno/(IP+BghiP); An/178=Antraceno/(An+Fenantreno); BaA/228=Benzo-a-antraceno/(BaA+Criseno); LMW/HMW=PAHs 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 V.II.3** 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.

En particular, las estaciones cPG y 3^aC mostraron alternativamente puntuaciones pirolíticas y petrogénicas, indicando un aporte mixto en cada caso (derrame de combustibles fósiles/petróleo y quema de combustibles).

Refs:

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.

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.

Niveles guía y Ecotoxicidad de sedimentos

Los resultados mostraron que el 37 % de las muestras de sedimentos excedió al menos un nivel de "rango de efectos bajos" (ERL, Long et al., 1995) correspondiente a compuestos individuales. Los sitios involucrados son: CLO, cPG, PC y 3^aC (en dos ocasiones cada una, Agosto y Diciembre de 2013) y M en Agosto de 2013.

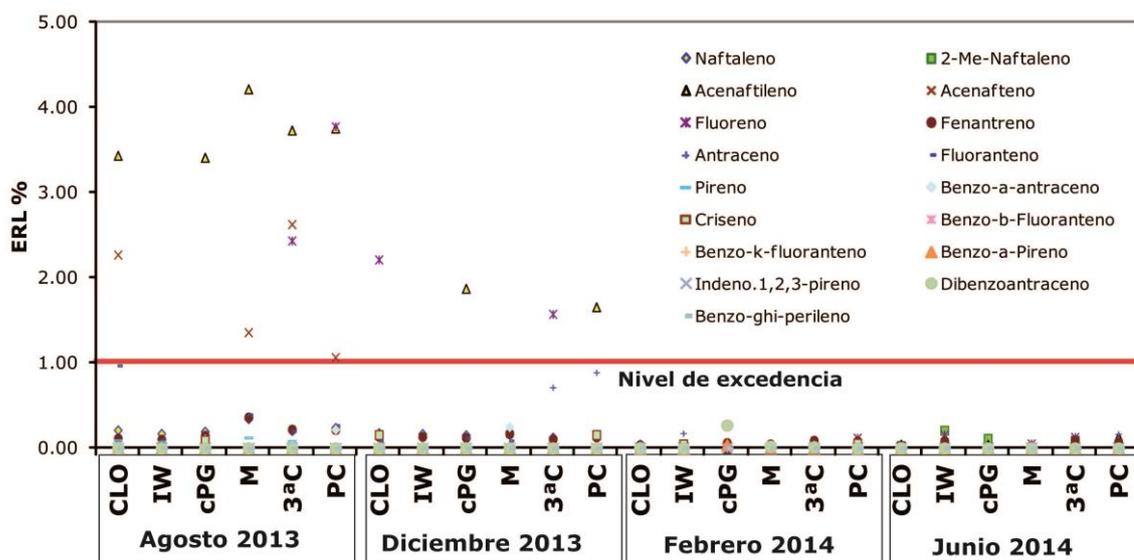


Figura V.II.4. Ocurrencia de concentraciones de PAHs individuales en relación a los respectivos ERLs (Long *et al.*, 1995) para sedimentos del estuario de Bahía Blanca.

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

Se demostró la existencia de un nivel dinámico de contaminación por PAHs, definido por valores bajos a moderados. 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, hallándose una predicción de efectos adversos ocasionales sobre la biota adyacente para el 37% de las muestras que excedieron al menos un nivel guía para PAHs individuales. Por otro lado para el 63 % restante de las muestras analizadas no se prevén efectos adversos.

ii. Peces

El presente apartado tiene como objetivo describir 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 gatuzo (*Mustelus schmitti*) en dos sitios del estuario de Bahía Blanca, durante el período comprendido entre Agosto de 2013 y Junio de 2014. En la **Tabla V.ii.1** se muestra la distribución de peces analizados para PAHs en cada sitio de muestreo durante en programa.

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

Mes	Canal del Embudo	Puerto Galván
Agosto/Septiembre 2013	133	58
Diciembre 2013	127	158
Febrero 2014	359	248
Junio 2014	200	106
TOTAL	819	570

Considerando todas las especies y tallas, la variable **Total PAHs** (sumatoria de las concentraciones de 17 compuestos analizados) evidenció un valor medio de 153.8 ppb (peso húmedo, n=64, SD= 218.2 ppb), variando entre el

valor “no detectable” (<0.01 ppb; N.D.) y un máximo de 811.1 ppb. La distribución de esta variable fue de orden gaussiano, resultando altamente significativos los test de Normalidad aplicados (Kolmogorov-Smirnov y Lilliefors).

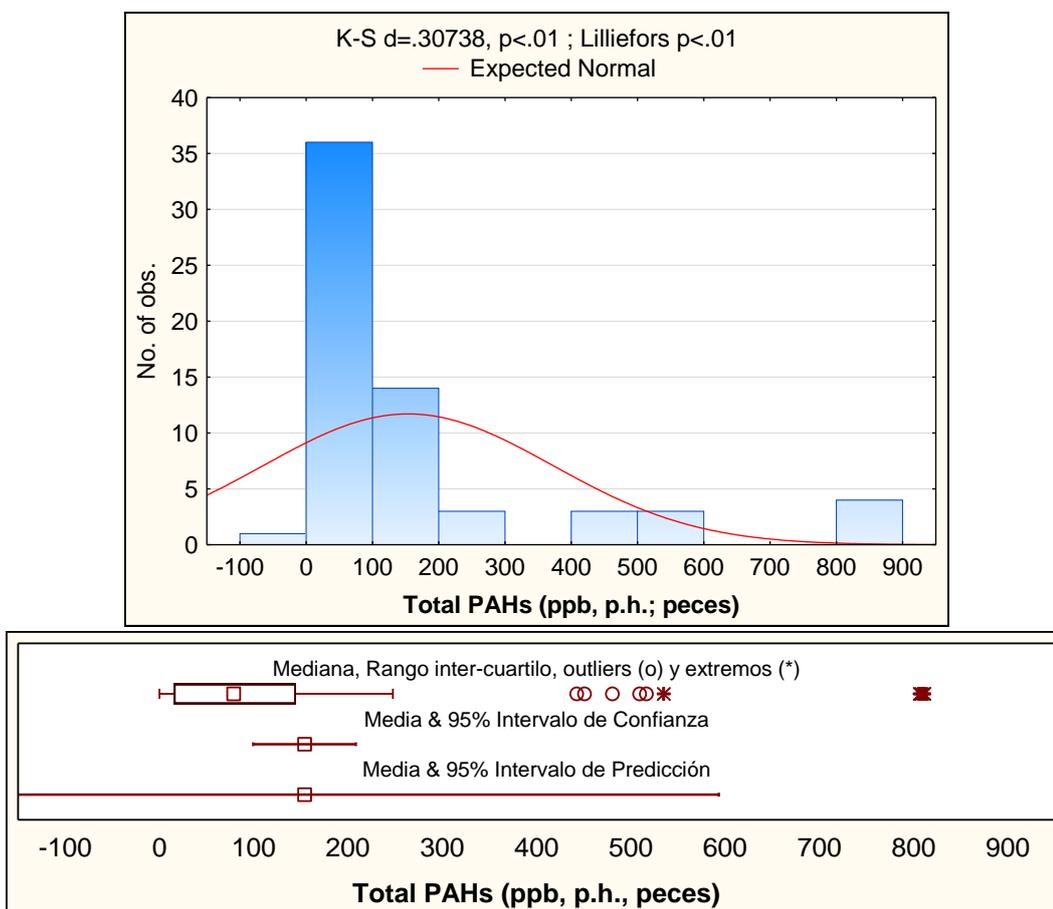


Figura V.ii.5. Distribución normal de la variable Total PAHs, media, mediana, extremos y *outliers*.

En términos de frecuencia, las especies analizadas evidenciaron mayoritariamente valores por debajo de las 200 ppb a excepción de la campaña efectuada en Diciembre de 2013, 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.5**.

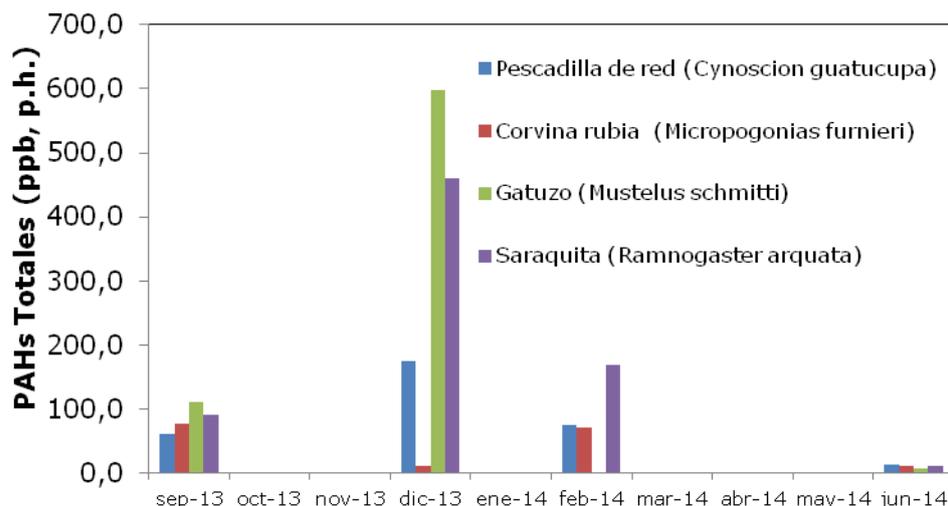


Figura V.ii.6. Concentración promedio de PAHs (17 compuestos) a lo largo del período de muestreo en las 4 especies objetivo, incluyendo todas sus fases maduras.

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: Gatuza > Saraquita > Pescadilla > Corvina.

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

Espece	Media de Total PAHs (ppb, p.h.)
corvina rubia (<i>Micropogonias furnieri</i>)	43.1
pescadilla de red (<i>Cynoscion guatucupa</i>)	89.0
saraquita (<i>Ramnogaster arcuata</i>)	277.9
gatuza (<i>Mustelus schmitti</i>)	204.1
Media General	153.8

De acuerdo al sitio de muestreo (PG y CE), incluyendo las 4 especies analizadas, se hallaron diferencias estadísticamente significativas para las medias de sumatoria de concentraciones de PAHs (variable: **Total PAHs**, media PG=107.8 ppb; media CE=193.9 ppb). Esta diferencia en la media general de especies es mayormente debida a la especie Gatuza (*Mustelus schmitti*) para la cual se hallaron diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.01$) entre ambos sitios (media PG=71.8 ppb; media CE=433.1; **Figura V.ii.3**). Por el

contrario, para el resto de las especies, no se hallaron diferencias significativas entre las concentraciones de PAHs de acuerdo al sitio de muestreo.

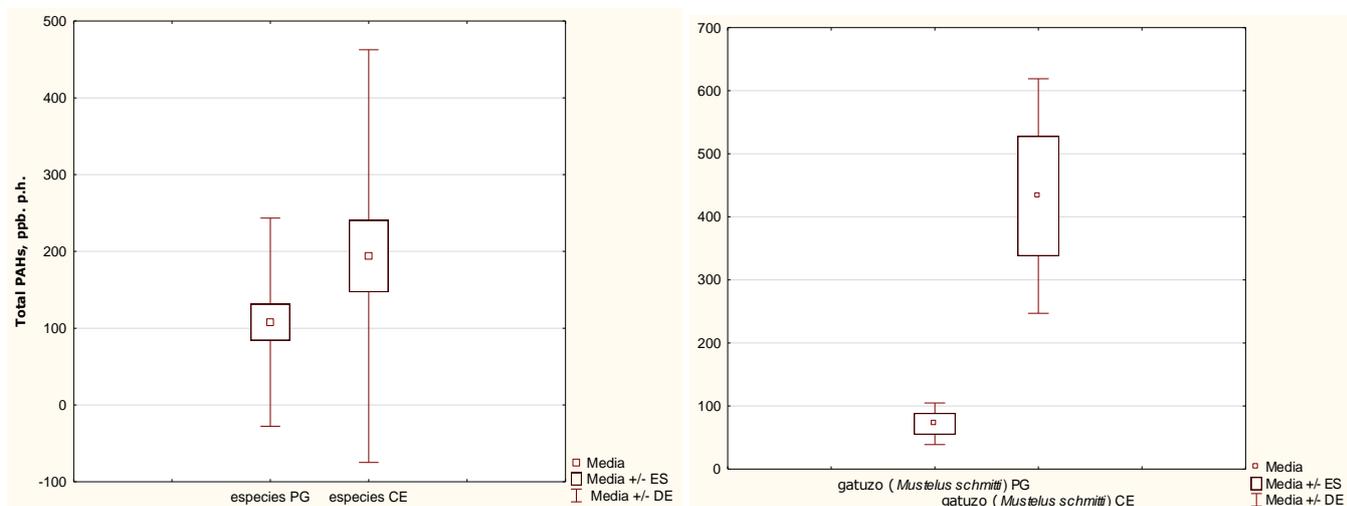


Figura V.ii.7. Medias de Total PAHs estadísticamente diferentes entre los sitios de muestreo.

De acuerdo a la fase etárea de los ejemplares, con excepción de la especie Pescadilla de red (*Cynoscion guatucupa*), las especies juveniles evidenciaron mayor acumulación de PAHs que las adultas. La concentración de PAHs de acuerdo a la especie y clase etárea se encuentra ilustrada en las **Figuras V.ii.8 a V.ii.11.**

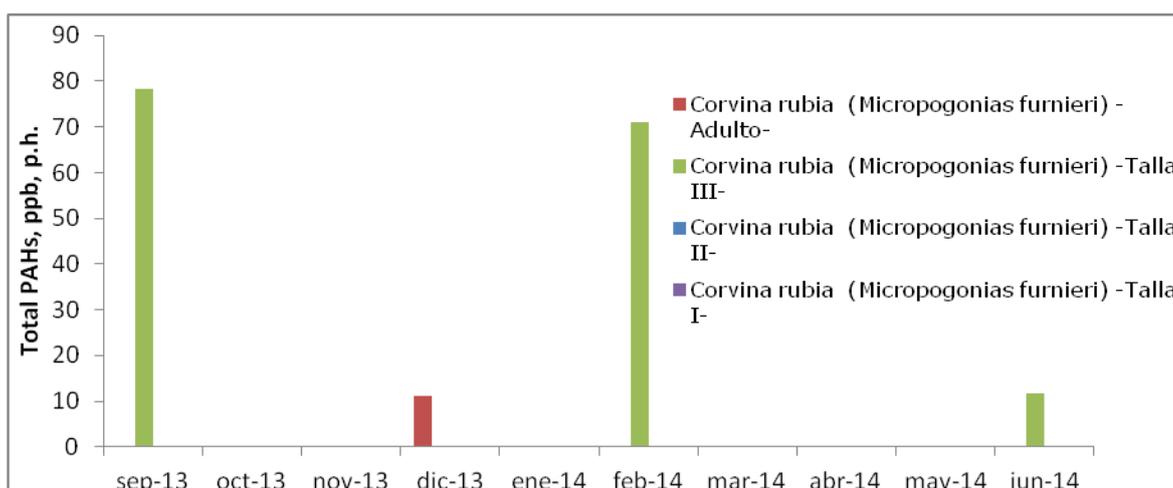


Figura V.ii.8. Concentración de Total PAHs de acuerdo a la clase etárea en Corvina Rubia (*Micropogonias furnieri*)

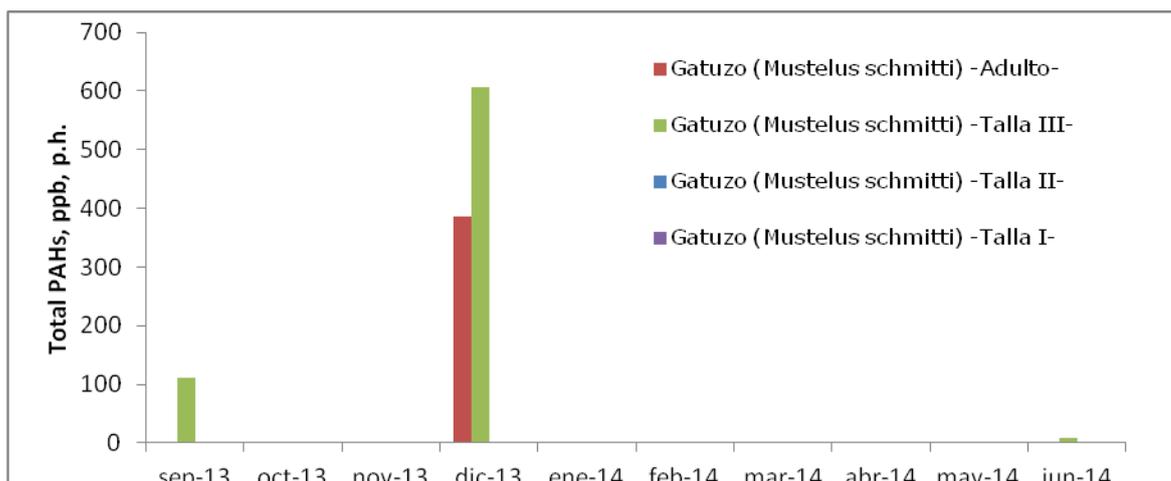


Figura V.ii.9. Concentración de Total PAHs de acuerdo a la clase etérea en Gatuzo (*Mustelus schmitti*).

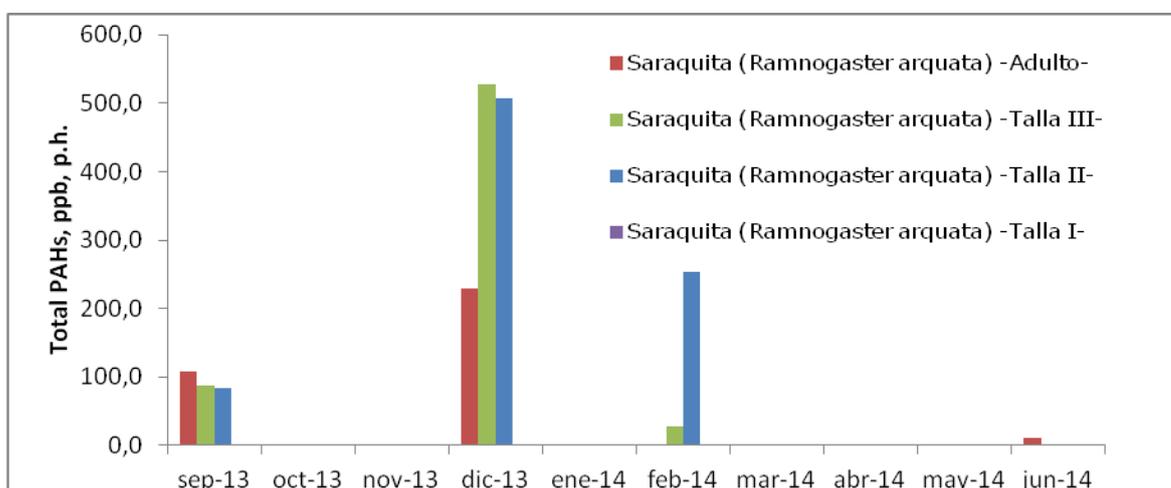


Figura V.ii.10. Concentración de Total PAHs de acuerdo a la clase etérea en Saraquita (*Ramnogaster arcuata*).

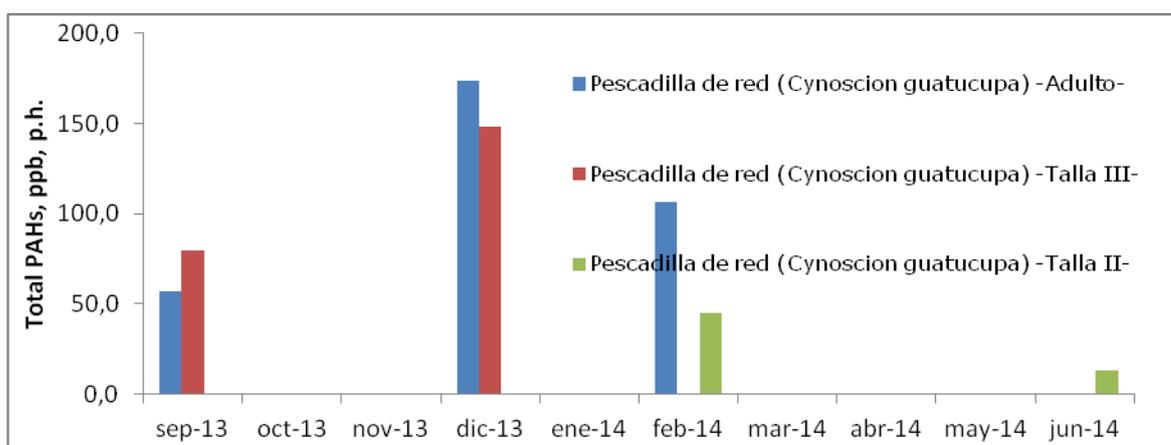


Figura V.ii.11. Concentración de Total PAHs de acuerdo a la fase etérea en Pescadilla de Red (*Cynoscion guatucupa*).

De manera opuesta a otros Compuestos Orgánicos Persistentes (COPs) como los compuestos organoclorados (pesticidas) o bifenilos policlorados (PCBs), los 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 más 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 oxygenase*), 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 más de 30 años que combina datos de campo y ensayos de laboratorio indica que los niveles comunes de PAHs hallados en sistemas marinos-costeros (en el rango de 10 ppm en sedimentos, 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 e riesgo carcinogénico de ingesta de PAHs a partir del tejido de peces, se utilizarán los TEF de cada PAHs en relación al BaP, de manera de esti-

mar la concentración equivalente de BaP (BaP_{eq}). Los citados TEF's para cada compuesto se encuentran listados en la **Tabla V.ii.3** (Nisbet y LaGoy, 1992).

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

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

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

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

maciones 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 US EPA (2000.a) es un rango de 3.2 ppb hasta 4.3 ppb (p.h.). La **Figura V.ii.8** ilustra los puntajes de BaPeq obtenidos por cada muestra (60) en relación a los valores anteriormente citados. Se remarca la exclusión de 4 valores del pool de datos luego de aplicar el test de Groobs al número sospechado de outliers (2 pooles de adultos de Pescadilla de red y dos pooles de gatuzo talla III). De esta manera la media general de BaPeq para el área en estudio es 0.213 ppb (p.h.). La media de BaPeq para cada sitio y especie se encuentra detallada en la **Tabla V.ii.3**.

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

Mes	PG	CE
Corvina rubia (<i>Micropogonias furnieri</i>)	0.044	1.522
Pescadilla de red (<i>Cynoscion guatucupa</i>)	0.209	0.094
Gatuzo (<i>Mustelus schmitti</i>)	0.168	0.064
Saraquita (<i>Ramnogaster arcuata</i>)	0.103	0.239
TOTAL	0.131	0.480

En cuanto a la excedencia para el nivel de *screening* regional indicada en la **Figura V.ii.8**, esta corresponde a un *pool* de la especie Corvina, Talla III, procedente del Canal Embudo y obtenida en Septiembre de 2013. Asimismo, corresponde notar que la carga total de PAHs en dicha muestra no excedió las 93 ppb, p.h.; sin embargo, es la composición de compuestos hallados la que ubica dicha muestra por fuera de los límites de seguridad.

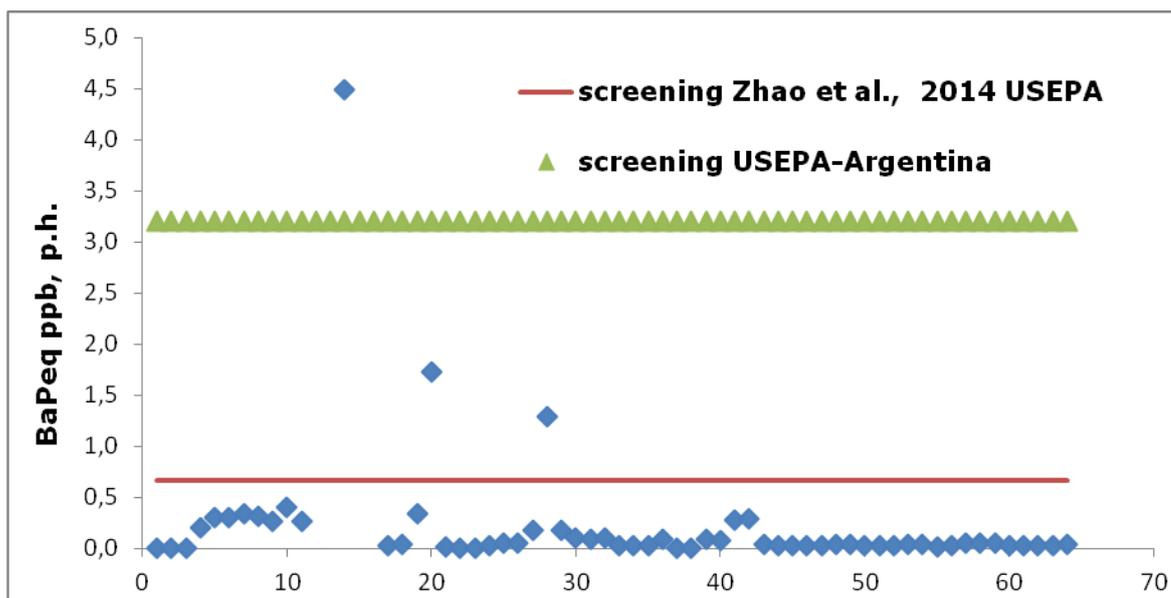


Figura V.ii.8. BaPeq de 60 muestras de peces en este estudio, indicando los diferentes valores de *screening* sugeridos.

Por lo tanto, en lo concerniente a la presencia de los 17 compuestos poliaromáticos en tejido de peces y excluyendo consideraciones de tipo sinérgicas con otros contaminantes, de acuerdo a los resultados obtenidos se concluye que no representan un riesgo carcinogénico inmediato a la salud humana.

B. 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 Agosto de 2013 y Junio de 2014.

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 mues-

tras 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 análisis (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, $30^\circ\text{C min}^{-1}$; temperatura 1, 180°C ; tiempo 1; rampa 2, $30^\circ\text{C min}^{-1}$; temperatura 2, 270°C ; tiempo final 35 min; tiempo de purga 193 0,75 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, lo largo de la zona interna del estuario de Bahía Blanca.

Tabla V.ii.5.: Concentración promedio de compuestos organoclorados en sedimentos superficiales del estuario de BB en el período de estudio.

	CLO	IW	pCG	M	3 ^a C	PC
OCs ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, p.s.)	Mirex hasta 0,00053 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	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 (siempre ligados a la estación CLO, próxima a la descarga de la cloaca de Bahía Blanca) los valores registrados fueron extremadamente bajos (**Tabla V.ii.5**).

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 saraqita (*Ramnogaster arcuata*), pescadilla de red (*Cynoscion guatucupa*), corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) y gatuzo (*Mustelus schmitti*) en dos sitios del estuario de Bahía Blanca, durante el período comprendido entre Agosto de 2013 y Junio de 2014. 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 OCs ($\mu\text{g.g}^{-1}$, p.s.) en muestras de peces obtenidas en el período AGO/13 – JUN/14. (n.d.: valores inferiores al límite de detección analítico del método empleado; H: hígado)

OCs ($\mu\text{g.g}^{-1}$, p.s.)	Saraquita (<i>Ramnogaster arcuata</i>)				
		Clase I (20 – 49 mm)	Clase II (50 – 79 mm)	Clase III (80 – 109 mm)	Clase IV (110 – 130 mm)
P.G.	n.d.	n.d. – 0,048	n.d. – 0,042	n.d.	
C.E.	n.d.	n.d. – 0,093	n.d. – 0,058	n.d. – 0,038	
OCs ($\mu\text{g.g}^{-1}$, p.s.)	Corvina (<i>Micropogonias furnieri</i>)				
		Clase I (10 – 39 mm)	Clase II (40 – 69 mm)	Clase III (70 – 159 mm)	Adultos (> 350 mm)
P.G.	n.d.	n.d.	n.d. – 0,041	n.d.	
C.E.	n.d.	n.d.	n.d. – 0.033	n.d.	
OCs ($\mu\text{g.g}^{-1}$, p.s.)	Pescadilla (<i>Cynoscion guatucupa</i>)				
		Clase I (20 – 49 mm)	Clase II (50 – 89 mm)	Clase III (90 – 129 mm)	Adultos (> 350 mm)
P.G.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d. – 0,233 H: o-p' DDD: 0,8 ppm	
C.E.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d. – 0.131 H: DDE: 4,2 ppm	
OCs ($\mu\text{g.g}^{-1}$, p.s.)	Gatuzo (<i>Mustelus schmitti</i>)				
		Clase I (300 – 349)	Clase II (350 – 399 mm)	Clase III (400 – 450 mm)	Adultos (> 450 mm)
P.G.	n.d. – 0,068	n.d.	n.d. – 0,032	n.d.	
C.E.	n.d.	n.d. – 0,057	n.d. – 0,083	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. Sólo deben ser destacados dos casos (en ambos fueron corvinas adultas) que presentaron concentraciones más altas y de compuestos de alta toxicidad: un ejemplar capturado en Puerto Galvan presentó $0,08 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de o,p - DDD, y otro ejemplar capturado en Canal del Embudo con $4,20 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de DDE. Ambos compuestos son metabolitos de degradación del DDT, insecticida organoclorado cuyo uso está prohibido en nuestro país desde mediados de los '60s. Sin embargo, y teniendo en cuenta las características de esta especie (ya comentadas en el Capítulo II del presente Informe) no es posible asegurar que la exposición (y por lo tanto incorporación de estos compuestos) haya ocurrido en el estuario).

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

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS DE ESTA 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

El objetivo del presente informe es determinar las concentraciones de contaminantes inorgánicos en diferentes matrices (sedimento, agua y biota). Para ello han sido seleccionados 6 estaciones de muestreo (ver materiales y métodos) desde la zona media hasta la zona interna del Estuario de Bahía Blanca (CLO, IW, cPG, M, 3^aC y PC) para la toma de muestras de sedimentos sub-superficiales y agua de columna. A la vez fueron elegidos otros dos sitios (CE y PG) donde se tomaron muestras de 4 especies de peces correspondientes a diferentes rangos de talla (ver Capítulo II: Peces).

MATERIALES Y METODOS

Obtención de agua de mar

El agua de mar tomada con una frecuencia cada 3 meses, fue obtenida mediante botellas de PET de 1,5 L previamente acondicionadas con ácido nítrico diluido. Cada botella fue enjugada 3 veces con agua de mar antes de tomar la muestra definitiva, la cual inmediatamente después de obtenerla se guardó en bolsas dentro de heladeras portátiles hasta su traslado al laboratorio. Seguidamente fueron pasadas por filtros MILLIPORE HM4 a fin de obtener la fracción disuelta a la cual se agregó ácido clorhídrico como preservante hasta la determinación analítica de los Metales Disueltos: Cd, Pb, Cr, Zn, Ni, Fe y Hg.

Obtención de los sedimentos

Las muestras de sedimento fueron obtenidas cada 3 meses con un cucharón de acero inoxidable desde el centro de la rastra con marco de acero y reservorio de lona plástica. Las mismas fueron guardadas en doble bolsas de plástico, dentro de heladeras hasta su traslado al laboratorio. Se tomaron de cada una sub-muestras para ser acondicionadas (eliminación de clastos y material biológico) y secadas (50°C hasta peso constante) a fin de determinar los Metales Totales en sedimentos superficiales (Cd, Pb, Cr, Zn, Ni, Fe y Hg).

Obtención de los ejemplares de peces

La captura de los peces se realizó usando una de las embarcaciones del IADO, mediante red camaronera. A bordo se identificaron las especies capturadas y se midieron la longitud total de cada ejemplar. Formando *pools* representativos de cada clase de talla y registrando la cantidad de individuos para cada una de ellas. En el laboratorio de cada ejemplar se obtuvo parte del músculo e hígado completo. En la clase de talla más pequeña de la saraquita (*Ramnogaster arcuata*) luego de eviscerar cada ejemplar se hizo un homogenato del cuerpo previa eliminación de la cabeza y cola. Cada *pool* de tejido fue guardado de acuerdo a la determinación a realizarse *a posteriori*. Los correspondientes a metales fueron colocados en doble bolsas de plástico y congelados hasta el análisis químico.

Metodología analítica

Fueron empleadas las siguientes técnicas analíticas:

- Botté *et al.*, (2010), para la determinación de metales en sedimentos superficiales.
- De Marco *et al.*, (2006) para la determinación de Hg en sedimentos superficiales.
- Botté *et al.*, (2007) para la determinación de metales disueltos
- A.P.H.A. (1998) para la determinación de Hg disuelto

Los LDM (*límite de detección de la metodología analítica*) correspondientes a cada metal según la técnica analítica empleada son mencionados a conti-

nuación:

- Para matrices sólidas (todas expresadas en $\mu\text{g/g}$), **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.
- Para matrices acuosas (todas expresadas en $\mu\text{g/L}$), **Cd**: 0,01 - **Pb**: 0,10 - **Cu**: 0,02 - **Zn**: 0,01 - **Cr**: 0,03 - **Ni**: 0,02 y **Hg**: 0,02.

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 15% (debido a la variabilidad intrínseca propia que tienen las muestras biológicas).

RESULTADOS y DISCUSIÓN

A. METALES DISUELTOS

Los metales disueltos son indicadores de ingresos al sistema acuático aunque no permite discernir si provienen de fuentes puntuales o difusas. La vida media de ellos es muy corta ya que rápidamente pasan a estar integrados a las partículas en suspensión, a los organismos o al sedimento. Sin embargo, su análisis es importante porque reflejan entradas actuales.

Con el fin de poder comparar los posibles impactos peligrosos, los niveles de metales disueltos en el agua se compararán con valores de referencia: niveles *background* y concentración natural (Vicente-Martorell *et al.*, 2009) y también con las guías de calidad para la protección de la vida acuática (US EPA, 2002) (**Tabla V.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).

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*. Todas las concentraciones en µg/L.

Parámetro	¹ CMC	¹ CCC	² Nivel <i>background</i>	² Concentración Natural
Cadmio	40	8,8	0,01	<0,025
Plomo	210	8,1	0,005-0,015	<0,02
Cobre	4,8	3,1	0,04-0,1	0,01
Zinc	90	81	0,01	<0,6
Cromo (total)	No establecido	No establecido		
Níquel	74	8,2		
Hierro	300	50		
Mercurio	1,8	0,94		

¹ US EPA (2002). *National Recommended Water Quality Criteria*. EPA-822-R-02-047.

² Tomado de Vicente-Martorell *et al.*, 2009

Tabla V.III.2: Se presentan los valores establecidos en 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 (tomado de Anexo II Tabla 3).

	Nivel guía µg/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. Secretaria de Estado de Desenvolvimento Urbano e do Meio Ambiente, 1991.
Hg (total)	0,1	
Pb	10	
Cu	4	Environmental Protection Agency. Part V. Water Quality Criteria Documents. Availability. Federal Register 45 (231), 79318 - 79379, noviembre, 1980.
Cr (VI)	18	
Zn	0,2	
Ni	7,1	
Fe	Sin dato	

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**).

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 se presentan en las **Figuras V.III.1** a la **V.III.8**. 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* mostró durante la segunda mitad del 2013 una tendencia a incrementarse hacia la zona interna del estuario, siendo más variable en las campañas del 2014. En CLO, M y PC todos los valores estuvieron siempre por encima del LDM. Comparado con valores previos se detecta un pequeño incremento, con un pico en PC durante la campaña de Febrero lo que hace de este sitio el de mayor concentración media de cadmio para el periodo evaluado. Las concentraciones de Cd nunca fueron superiores a las concentraciones crónicas y agudas críticas (según la US EPA). Sin embargo, en algunas de las campañas y en los sitios más internos del estuario las concentraciones fueron superiores 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).

Cuando se comparan con valores previos se destaca el incremento detectado en el presente programa de monitoreo (máximos cercanos a 7 ppb) respecto a los realizados anteriormente (máximos previos nunca superiores a 0,40 ppb) (IADO, 2002; 2006; 2008; 2009; 2010). Resultan también más elevados que aquellos valores reportados por otros autores para el estuario de Bahía Blanca (Andrade *et al.*, 2000; Botté *et al.*, 2007). Esto señala un ingreso significativo de este metal al sistema estuarial, tóxico aún a bajas concentraciones, indicando que se han intensificado los procesos que favorecen dicho ingreso.

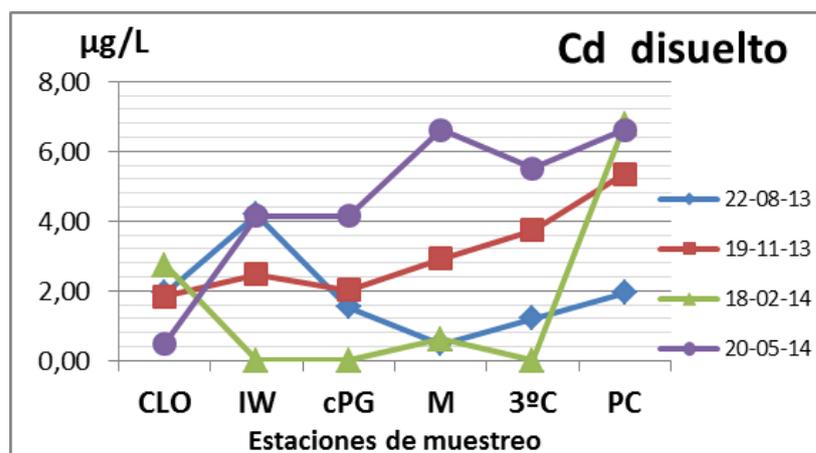


Figura V.III.1: Distribución de Cd_{Dis} entre sitios para cada campaña.

Tabla V.III.3: Concentración media de $Cd_{Dis} \pm$ desvío estándar en las cuatro campañas y en cada sitio de muestreo.

Cd	CM \pm DE	Rango
CLO	1,75 \pm 0,927	(0,50 - 2,73)
IW	3,61 \pm 0,978	(n.d. - 4,19)
cPG	2,57 \pm 1,39	(n.d. - 4,15)
M	2,66 \pm 2,868	(0,48 - 6,62)
3°C	3,48 \pm 2,16	(n.d - 5,51)
PC	5,17 \pm 2,247	(1,94 - 6,77)

- **Plomo Disuelto (Pb_{Dis})**

El *Plomo* mostró concentraciones relativamente estables entre sitios de muestreo en tres de las campañas realizadas con valores entre n.d. y 2,67 ppb. Debe destacarse el incremento detectado en la mayoría de las estaciones de muestreo (excepto cPG) durante la campaña febrero 2014, con máximos que llegaron hasta 14,75 y 13,64 ($\mu\text{g/L}$) en CLO y PC respectivamente. Estas concentraciones fueron superiores al valor de exposición crónica-CCC (NOAA), o sea que la vida acuática podría sufrir algún tipo de efecto negativo en el tiempo. En M el único valor detectado fue en la campaña de febrero 2014. En las estaciones CLO, IW y 3°C siempre se obtuvieron valores superiores al LDM para todo el periodo de monitoreo. Las concentraciones fueron inferiores al valor de exposición crítica aguda (NOAA-EPA). Además, se detectaron en CLO, IW y PC valores máximos superiores a los recomendados por el Reglamentario

831/93 de la Ley Nacional 24.051 (10 µg/L). Al considerarse los valores medios correspondientes a cada sitio, PC muestra el más elevado pero sólo en 2 campañas dieron concentraciones detectables, por CLO con un valor medio más bajo supone un sitio de mayor riesgo ya que el Pb siempre estuvo por encima del LDM. Esto debe tenerse en cuenta, y sugiere mantener un monitoreo continuo sobre el sistema acuático receptor.

Casi todos los valores de Pb obtenidos en la campaña de Febrero 2014 son superiores a los máximos encontrados por Botté *et al.* (2007) y son también más elevados que los correspondientes a programas de monitoreo previos (IADO, 2002; 2006; 2008; 2009; 2010).

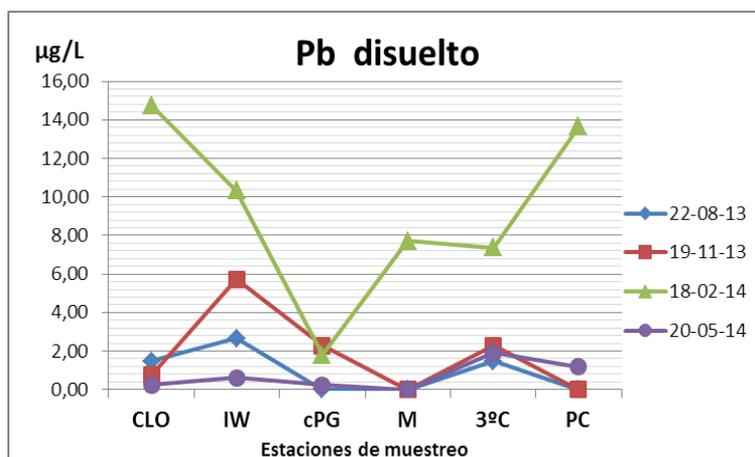


Figura V.III.2: Distribución de Pb_{Dis} (µg/L) entre sitios para cada campaña.

Tabla V.III.4: Concentración media de Pb_{Dis} (µg/L) ± desvío estándar en las cuatro campañas y en cada sitio de muestreo.

Pb	CM ± DE	Rango
CLO	4,31 ± 6,981	(0,25 - 14,75)
IW	4,83 ± 4,214	(0,62 - 10,31)
cPG	1,45 ± 1,062	(n.d. - 2,28)
M	7,72*	(n.d. - 7,72)
3°C	3,26 ± 2,75	(1,48 - 7,35)
PC	7,41 ± 8,813	(n.d - 13,64)

Nota: los valores medios tanto para este metal como para los demás evaluados fueron obtenidos en función del número de valores detectados (en 2,3 o 4 campañas).

* Valor sin desvío debe leerse como único valor detectado. Lo mismo para el resto de los cuadros.

- **Cobre Disuelto (Cu_{Dis})**

Las concentraciones de *Cobre* mostraron cierta homogeneidad entre sitios y entre campañas con valores desde 0,31 a 5,26 $\mu\text{g/L}$. A pesar de ello se observó un pico de 9,32 $\mu\text{g/L}$ en la 3°C durante el muestreo de noviembre 2013. Las concentraciones siempre estuvieron por encima del LDM. De los 24 datos obtenidos 3 de ellos fueron superiores a la concentración crítica aguda y un 33,33% fue superior al valor de exposición crónica. Debe observarse que en 3 de las 4 campañas los sitios más internos presentaron en diferentes momentos concentraciones 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. De no considerarse el pico detectado en la 3°C sería M la zona con el valor medio más alto.

Los valores de Cu_{Dis} ($\mu\text{g/L}$) en este monitoreo comparado con programas previos (IADO, 2002; 2006; 2008; 2009; 2010) muestran una distribución en el tiempo bastante uniforme, con el punto más elevado detectado en la 3°C noviembre 2013 no llegando a alcanzar los valores críticos obtenidos en el periodo 2010 (IADO, 2010).

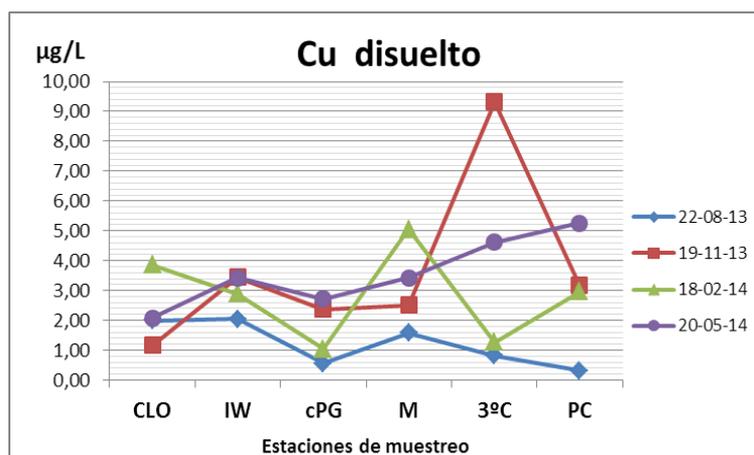


Figura V.III.3: Distribución de Cu_{Dis} entre sitios para cada campaña.

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.

Cu	CM \pm DE	Rango
CLO	2,27 \pm 1,333	(1,17 - 3,86)
IW	2,95 \pm 0,658	(2,04 - 3,44)
cPG	1,67 \pm 1,036	(0,57 - 2,72)
M	3,14 \pm 1,478	(1,58 - 5,05)
3°C	4,00 \pm 3,928	(0,82 - 9,32)
PC	2,93 \pm 2,029	(0,31 - 5,26)

- **Zinc Disuelto (Zn_{Dis})**

Las concentraciones de *Zinc* mostraron menor variabilidad durante el periodo de muestreo, con las concentraciones más altas detectadas en 3°C en las campañas del 2013. En la última campaña de mayo 2014 todas las estaciones de muestreo dieron valores inferiores al límite de detección, y en la campaña de febrero 2014 sólo en IW se registró un valor detectable de 31,8 $\mu\text{g/L}$. De hecho el 71% de los resultados para Zn fueron menores al LDM. Ninguno de los valores obtenidos fue superior a las concentraciones críticas de exposición aguda y crónica dadas por NOAA-EPA. Todos las concentraciones mayores al LDM fueron también superiores al nivel guía (0,2 $\mu\text{g/L}$) dado por el Decreto Reglamentario 831/93 de la Ley 24.051.

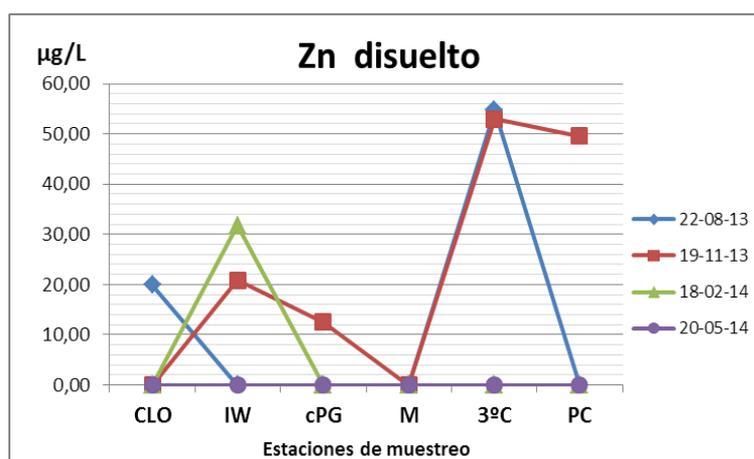


Figura V.III.4: Distribución de Zn_{Dis} entre sitios para cada campaña.

Las concentraciones de Zn_{Dis} ($\mu\text{g/L}$) obtenidas en el presente programa de monitoreo muestran una distribución menos uniforme que en años previos,

y los valores más altos son superiores también a los registrados con anterioridad (IADO, 2002; 2006; 2008; 2009; 2010).

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.

Zn	CM \pm DE	Rango
CLO	19,9	(n.d. - 19,9)
IW	26,3 \pm 7,78	(20,8 - 31,8)
cPG	12,5	(n.d. - 12,54)
M	todos n.d.	
3°C	53,8 \pm 1,21	(53,0 - 54,7)
PC	49,5	(n.d. - 49,5)

- **Cromo Disuelto (Cr_{Dis})**

Las concentraciones de *Cromo* variaron según la época del año y según la estación de muestreo, con una tendencia a ser más elevadas en los puntos correspondientes a cPG y 3°C en 3 de las 4 campañas, lugares donde además se hallaron las concentraciones más altas de todo el periodo de monitoreo (48,6 y 35 $\mu\text{g/L}$ respectivamente). También se observó un incremento en la última campaña en la estación PC 27,2 $\mu\text{g/L}$. La NOAA-EPA no ha establecido aún las concentraciones críticas agudas y crónicas para este metal, pero debe observarse un incremento respecto a años anteriores. Por otra parte, en diferentes oportunidades y en los cuatros sitios más internos evaluados fueron detectados al menos una vez concentraciones muy superiores a la correspondiente a Cr(VI) según la EPA-Federal Register-1980 (18 $\mu\text{g/L}$) en la que se basa el Decreto Reglamentario 831/93 de la Ley 24.051. El cromo es un metal esencial considerado muy tóxico para la biota marina, por ello debería mantenerse una evaluación continua en el estuario.

El Cr_{Dis} ($\mu\text{g/L}$) mostró un aumento significativo respecto a programas de monitoreo previos (IADO, 2002; 2006; 2008; 2009; 2010), en los cuales las concentraciones medias nunca superaron los 4,0 ppb, ratificándose de esta manera lo dicho previamente sobre la existencia de fuentes puntuales o difusas que están aumentando significativamente las concentraciones de cromo en

el sistema acuático del estuario poniendo en alerta sobre las consecuencias que podrían producirse en la vida de los organismos acuáticos. Los valores aquí obtenidos son también muy superiores a los informados por otros autores (Botté et al., 2007)

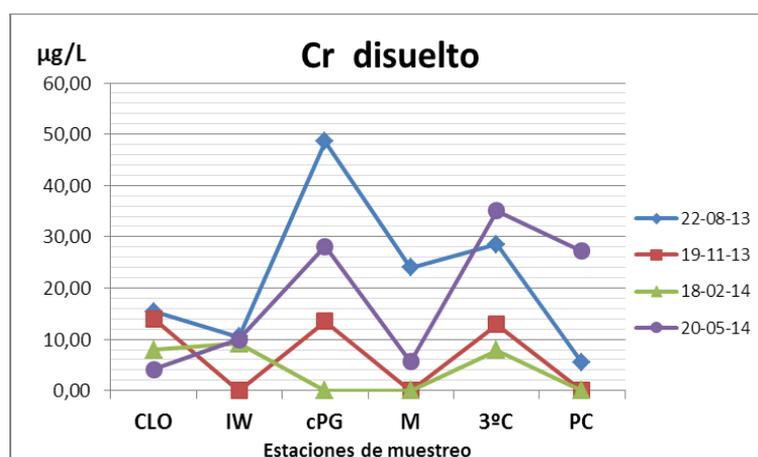


Figura V.III.5: Distribución de Cr_{Dis} entre sitios para cada campaña.

Tabla V.III.7: Concentración media de Cr_{Dis} (µg/L) ± desvío estándar en las cuatro campañas y en cada sitio de muestreo.

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

- **Níquel Disuelto (Ni_{Dis})**

El análisis de *Níquel* mostró un 83% de los resultados menores al LDM, con el siguiente detalle: en IW, cPG y M el 100% fue n.d. (no detectado), en CLO y 3°C solo un valor detectado y en PC las dos últimas campañas dieron valores de 0,20 y 0,17 µg/L. Ninguno de los valores fueron superiores a la concentración máxima aguda y crónica, y tampoco superaron el valor guía de calidad de agua para la vida acuática dada por el Decreto Reglamentario

831/93.

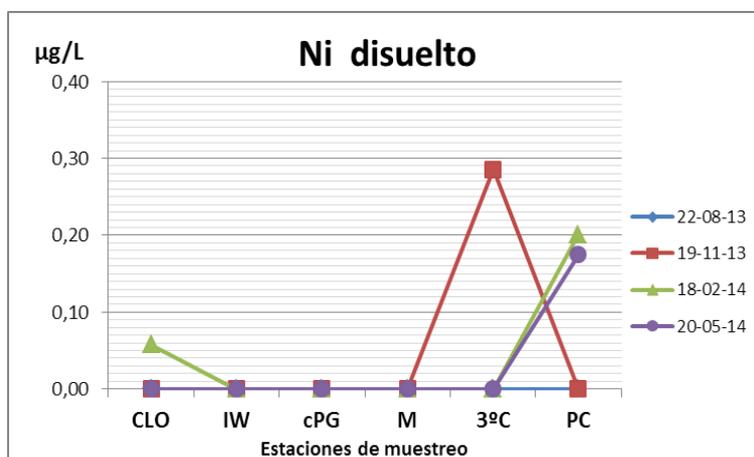


Figura V.III.6: Distribución de Ni_{Dis} entre sitios para cada campaña.

Tabla V.III.8: Concentración media de Ni_{Dis} (µg/L) ± desvío estándar en las cuatro campañas y en cada sitio de muestreo.

Ni	CM ± DE	Rango
CLO	0,06	(n.d. - 0,06)
IW	todos n.d.	
cPG	todos n.d.	
M	todos n.d.	
3°C	0,29	(n.d. - 0,29)
PC	0,19 ± 0,02	(n.d. - 0,20)

Los valores obtenidos de Ni_{Dis} (µg/L) en programas de monitoreo previos (IADO, 2006; 2008; 2009; 2010) y los reportados por otros autores (Botté *et al.*, 2007) han sido superiores a los actuales, lo que podría estar indicando un actual entrampamiento de este metal y/o la desaparición de fuentes de aporte de este metal al sistema acuático. Cuando se menciona un posible entrampamiento del Ni, se refiere a la adsorción del mismo a las partículas de sedimento, donde permanece sin que medie una transferencia nuevamente a la columna de agua bajo condiciones normales (de pH, Eh, etc.). Esto se explicaría por la fuerte adsorción del Ni al sedimento del fondo donde justamente se

han detectado concentraciones superiores a los niveles *background* en sedimentos marinos.

- **Hierro Disuelto (Fe_{Dis})**

El *Hierro* presentó una distribución homogénea tanto entre estaciones de muestreo como entre las cuatro campañas realizadas, a excepción del valor máximo alcanzado en CLO (62,0 $\mu\text{g/L}$) durante la campaña de febrero 2014. Esta concentración resulta ser superior al valor de exposición crónica 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.

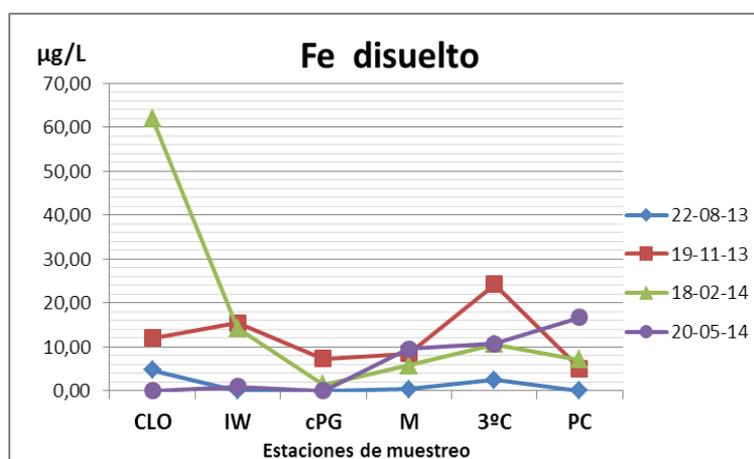


Figura V.III.7: Distribución de Fe_{Dis} entre sitios para cada campaña.

Tabla V.III.9: Concentración media de Fe_{Dis} ($\mu\text{g/L}$) \pm desvío estándar en las cuatro campañas y en cada sitio de muestreo.

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

- **Mercurio Disuelto (Hg_{Dis})**

El *Mercurio* en el agua de mar del estuario presentó en las tres primeras campañas una distribución variable entre estaciones de muestreo y campañas con una ligera tendencia a alcanzar valores más altos en M. Esto se mantiene incluso en el valor medio Hg_{Dis} obtenido en M para todo el periodo de monitoreo. Por otra parte vale destacarse la última campaña realizada (mayo 2014) donde no sólo todas las concentraciones fueron superiores al LDM sino que incluso fueron más altas que las correspondientes a las campañas previas; y nuevamente el mayor valor fue en Maldonado. Comparando con los valores de NOAA se observa justamente en la campaña de mayo 2014 concentraciones en CLO= 0,933 y en M=1,105 que resultan ser próxima y superior respectivamente al valor crítico de exposición crónica (CCC) de 0,94 ppb, aunque no superan el valor crítico de exposición aguda. 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), pudo observarse que todas las concentraciones fueron superiores.

Las concentraciones de Hg_{Dis} son similares a las reportadas en programas de monitoreo previos (IADO, 2002; 2006; 2008; 2009; 2010) e incluso por otros autores (De Marco *et al.*, 2005).

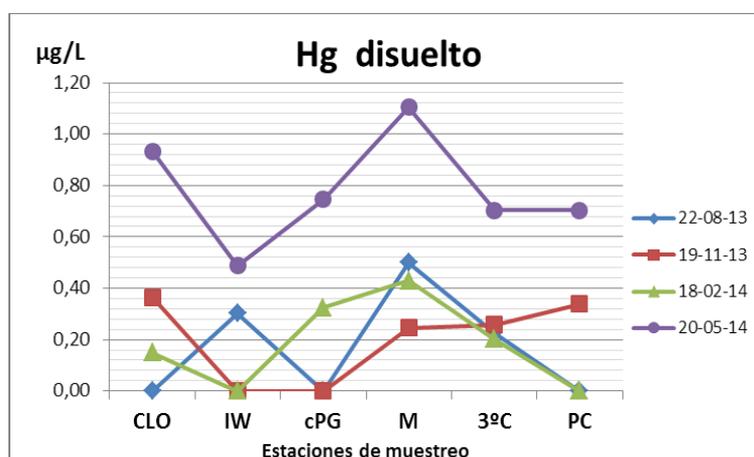


Figura V.III.8: Distribución de Hg_{Dis} entre sitios para cada campaña.

Tabla V.III.10: Concentración media de Hg_{Dis} (µg/L) ± desvío estándar en las cuatro campañas y en cada sitio de muestreo.

Hg	CM ± DE	Rango
CLO	0,482 ± 0,405	(n.d. - 0,933)
IW	0,395 ± 0,131	(n.d. - 0,488)
cPG	0,535 ± 0,298	(n.d. - 0,746)
M	0,570 ± 0,372	(0,245 - 1,105)
3°C	0,347 ± 0,238	(0,202 - 0,703)
PC	0,520 ± 0,258	(n.d. - 0,703)

B. METALES en SEDIMENTOS

Los sedimentos son considerados como el principal depósito natural o reservorio de los metales pesados en los ecosistemas acuáticos (ej., estuarios) (Salomons y Förstner, 1984). Los sedimentos no sólo funcionan como trampa y sumidero de elementos potencialmente contaminantes por largos periodos, sino que pueden actuar también como fuentes permanentes y latentes de re-ingresso 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.11**)

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) integran el rango en el cual 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 conforman el rango de efecto mínimo en el cual rara vez se producen efectos adversos (**Tabla V.III.11**).

Tabla V.III.11: 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 µg/g) del estuario de Bahía Blanca durante el periodo 2013-2014 se presentan en las **Figuras V.III.9** a la **V.III.18**. Las concentraciones medias en cada estación de muestreo para cada metal ± el desvío estándar y sus correspondientes rangos, se presentan en la **Tabla V.III.12**.

- **Cadmio (Cd_{Sed})**

El *Cadmio* en las muestras de sedimento superficial presentó variabilidad entre campañas. Así, en Agosto 2013 se obtuvo niveles n.d. en cPG con un máximo de 0,14 en 3°C, siendo este además el valor más alto registrado en el periodo de estudio. En las campañas correspondientes a Noviembre 2013 y Febrero 2014 las mayores concentraciones fueron encontradas en CLO, con una tendencia a disminuir hacia la parte interna del estuario. Finalmente en Mayo 2014 la distribución de Cd fue muy homogénea. De acuerdo a la **Tabla**

V.III.11 la concentración media más alta corresponde a CLO seguida por la 3°C, 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 SQiRTs*, ningún resultado supera las concentraciones por encima de las cuales se estima se pueden producir efectos adversos. Al compararlos con valores obtenidos en programas de monitoreo previos (IADO, 2002; 2006; 2008; 2009; 2010) se observa una disminución considerable en todos los sitios de muestreo. Por otra parte son también inferiores a los reportados por otros autores (Marcovecchio y Ferrer, 2005; Botté *et al.*, 2010).

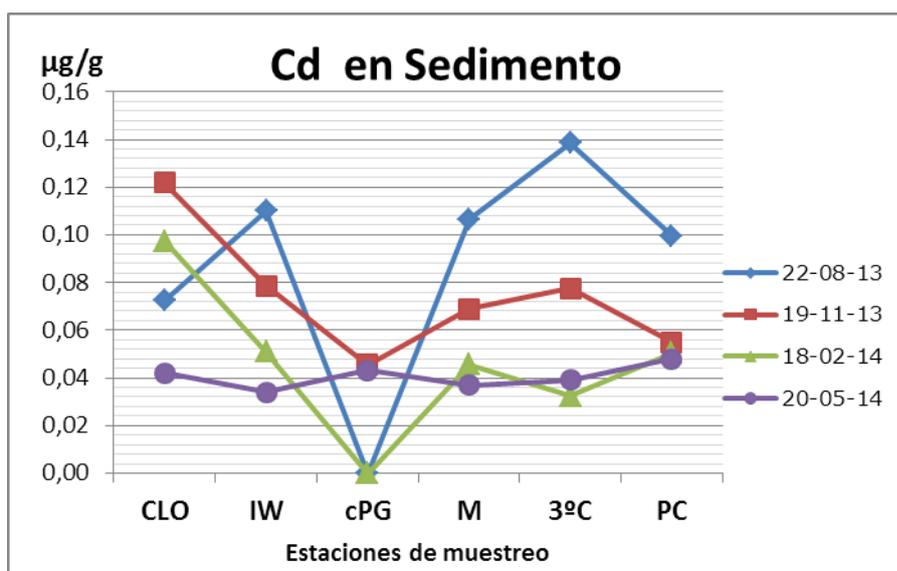


Figura V.III.9: Distribución de Cd_{Sed} ($\mu g/g$) entre sitios para cada campaña.

- **Plomo (Pb_{Sed})**

El *Plomo* en las muestras de sedimento superficial mostró una distribución muy homogénea tanto entre sitios de muestreo como durante todo el periodo de evaluación, con valores entre 4 y 8 aproximadamente, a excepción de un valor crítico (19,35 $\mu g/g$) detectado en la 3°C durante la primera campaña en agosto del 2013. Los valores medios reflejan la poca variabilidad hallada.

Las concentraciones son muy inferiores a los valores guía para sedimentos marinos según *Canadian Guidelines* y *NOAA SQiRTs*.

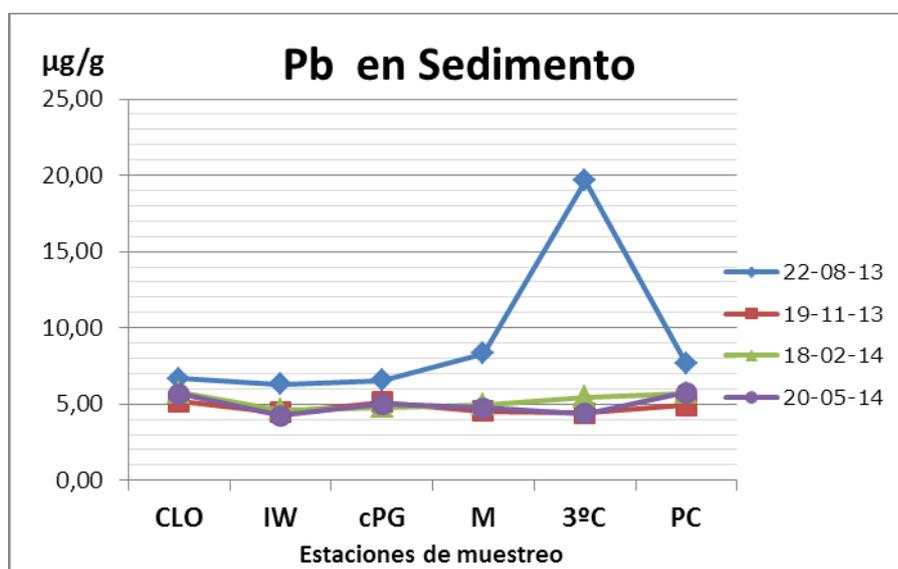


Figura V.III.10: Distribución de Pb_{Sed} ($\mu\text{g/g}$) entre sitios para cada campaña.

Al compararlos con valores obtenidos en programas de monitoreo previos (IADO, 2002; 2006; 2008; 2009; 2010) se observa una disminución considerable en todos los sitios de muestreo. Por otra parte son también inferiores a los reportados por otros autores (Marcovecchio y Ferrer, 2005; Botté et al., 2010).

- **Cobre (Cu_{Sed})**

Las muestras de sedimento superficial mostraron concentraciones de *Cobre* entre 11,68 $\mu\text{g/g}$ en M y 33,69 $\mu\text{g/g}$ en 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 cPG. A pesar de esto la distribución es bastante homogénea entre sitios. Todas las concentraciones obtenidas son inferiores a los niveles de efecto umbral (TEL) y menores también a

PEL (rango de efectos bajos) e ERM (rangos de efectos medios), de acuerdo a *Canadian Guidelines* y *NOAA*. Pero debe destacarse que la concentración máxima hallada en cPG es de la misma magnitud considerada como valor guía de ERL= 34 ppp (rango de bajos efectos) de acuerdo a *NOAA*. Si se toma en cuenta los niveles *background* para sedimentos marinos (10-25 ppm, *NOAA SQiRTs*) el 29,16% de los resultados superan el valor de 25 µg/g y todos son superiores a 10 µg/g.

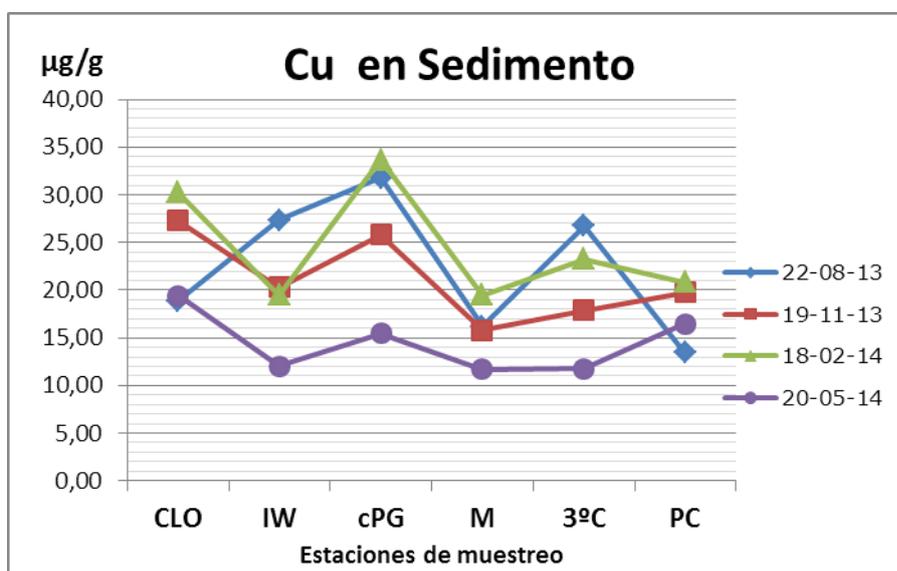


Figura V.III.11: Distribución de Cu_{Sed} (µg/g) entre sitios para cada campaña.

Quando se comparan los valores de cobre actuales con los de programas de monitoreo previos (IADO, 2002; 2006; 2008; 2009; 2010) se observa una ligera tendencia a aumentar. Por ejemplo en el monitoreo del 2010 se obtuvo un rango igual a 6,09 - 25,30 µg Cu/g. De la misma manera los valores actuales son superiores a los informados por Marcovecchio y Ferrer (2005).

- **Zinc (Zn_{Sed})**

Las concentraciones de *Zinc* en sedimento superficial del estuario estuvieron distribuidas homogéneamente entre sitios de muestreo en las campañas de noviembre 2013, febrero y mayo del 2014. Durante agosto 2013 se alcanzaron valores máximos de 77,3 µg/g en 3°C y 81,6 µg/g en PC, seguidos

por IW y cPG donde las concentraciones fueron superiores a 50 $\mu\text{g/g}$. Los cambios detectados en la primera campaña podrían ser explicados por una removilización y redistribución de los sedimentos del fondo. Los valores más altos de Zn (y como se verá de algunos otros metales) podrían deberse a las operaciones de dragado que estaban aún desarrollándose durante la primera campaña de monitoreo; sin embargo no puede afirmarse con el presente diseño de muestreo. 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).

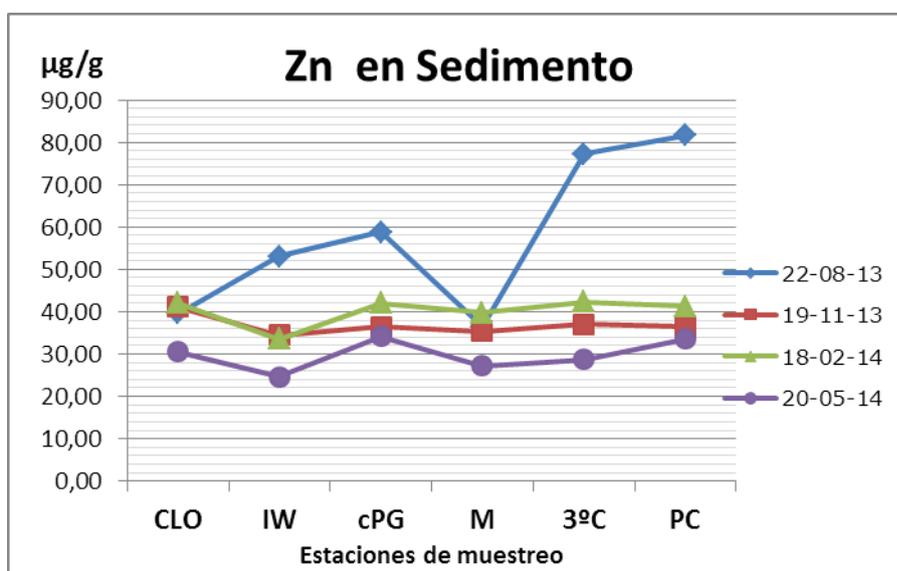


Figura V.III.12: Distribución de Zn_{Sed} ($\mu\text{g/g}$) entre sitios para cada campaña.

Las concentraciones medias halladas en el presente monitoreo están en el mismo orden de magnitud que reportes de programas previos (IADO, 2002; 2006; 2008; 2009; 2010) e incluso de otros autores (Marcovecchio *et al.*, 2005).

- **Cromo (Cr_{Sed})**

El *Cromo* en las muestras de sedimento superficial mostro una distribución homogénea entre los sitios de muestreo y en el tiempo en las 3 últimas campañas de manera homóloga a mencionado previamente para el zinc. Nue-

vamente los valores más altos corresponden a la primera campaña de agosto 2013 (salvo los puntos de muestreo CLO y M) alcanzando las siguientes concentraciones (todas expresadas en $\mu\text{g/g}$): 18,17 en IW; 22,44 en cPG; 20,84 en 3°C y 16,07 en PC. Los valores medios de cada sitio para todo el periodo de muestreo estuvieron entre 9,51 y 13,49 ($\mu\text{g/g}$), este último corresponde a cPG. De acuerdo a los niveles guía de NOAA-NS&T y Canadian SQG para calidad de sedimentos marinos, puede decirse que los 24 valores de cromo obtenidos son inferiores a aquellos, y los de la primera campaña con más elevados que los considerados como niveles *background*.

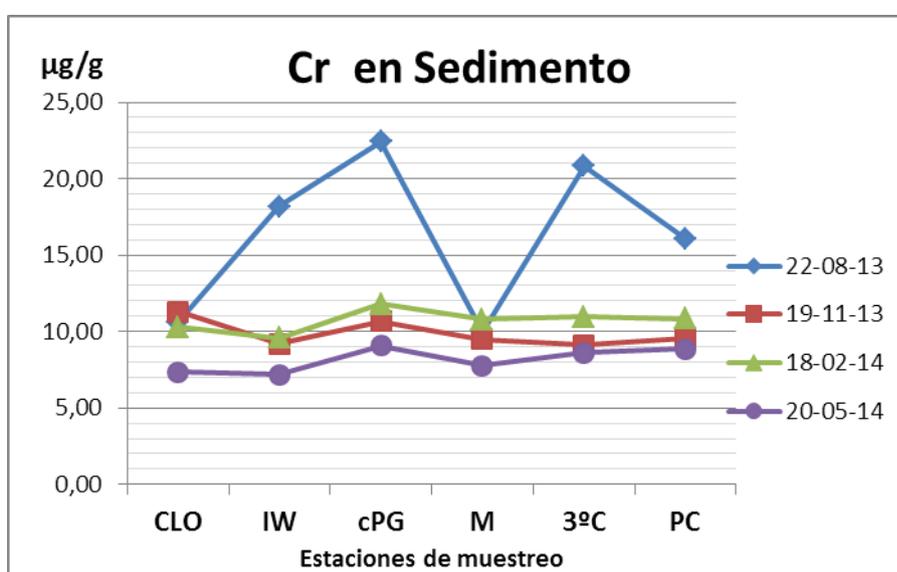


Figura V.III.13: Distribución de Cr_{Sed} ($\mu\text{g/g}$) entre sitios para cada campaña.

Respecto a las concentraciones halladas en monitoreos previos (IADO, 2002; 2006; 2008; 2009; 2010) las obtenidas en el presente estudio son del mismo orden de magnitud. Sin embargo vale destacar que los valores medios han vuelto a incrementarse respecto a los informes IADO 2009 y 2010.

- **Níquel (Ni_{Sed})**

El *Níquel* en los sedimentos superficiales del estuario mostró una distribución notablemente homóloga a la correspondiente al Cr, con poca variabilidad en las 3 últimas campañas y las concentraciones más altas en agosto 2013

particularmente en IW (12,32 $\mu\text{g/g}$), cPG (13,61 $\mu\text{g/g}$), 3°C (14,49 $\mu\text{g/g}$) y PC (11,53 $\mu\text{g/g}$). La tendencia mencionada estaría indicando un comportamiento similar entre el cromo y el níquel en los sedimentos bajo estudio. Puede comentarse que por sus afinidades el Cr y el Ni podrían presentar el mismo patrón de adsorción a ligandos orgánicos en los sedimentos estudiados; pero para ello debería realizarse un estudio de especiación o partición geoquímica de los metales en el sedimento. En cuanto a los valores medios se observó una distribución homogénea entre los sitios de muestreo, con un ligero incremento en la 3°C y cPG. Las concentraciones obtenida en la primera campaña son superiores a los niveles *background* para sedimentos marinos según NOAA SQiRTs. Por otra parte todos los valores detectados durante el periodo de monitoreo fueron inferiores a los mencionados por la misma fuente como ERL, ERM y PEL.

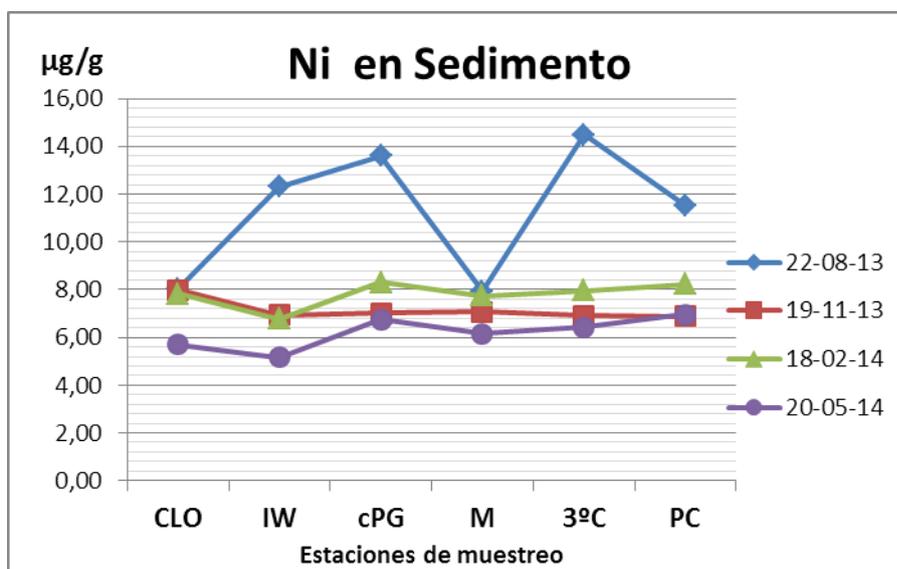


Figura V.III.14: Distribución de Ni_{Sed} ($\mu\text{g/g}$) entre sitios para cada campaña.

Debe recordarse que este metal fue incluido en los programas de monitoreo del estuario a partir del 2005. Las concentraciones medias actuales son del mismo orden de magnitud que las presentadas en el informe IADO 2010 pero inferiores a las correspondientes de los informes IADO 2006 y 2008.

- **Hierro (Fe_{Sed})**

El *Hierro* en las muestras de sedimento superficial variaron entre 17.635 $\mu\text{g/g}$ en PC (campaña noviembre 2013) y un máximo alcanzado igual a 81.750 $\mu\text{g/g}$ en cPG (campaña febrero 2014). Las campañas que mostraron mayor dispersión de los dato entre sitios de muestreo fueron en el siguiente orden: febrero 2014 (rango 17.635 a 43.865 $\mu\text{g/g}$), noviembre 2013 (rango 37.635 a 52.425 $\mu\text{g/g}$) y agosto 2103 (rango 46.840 a 81.750 $\mu\text{g/g}$). La concentración media de hierro más elevada corresponde a cPG. Sólo hay valores *background* dados por NOAA SQuIRTs de 0,99 a 1,9 %. En comparación los valores hallados en el presente monitoreo son en general muy superiores a aquellos como puede verse en los máximos mencionados anteriormente. No existen datos de Fe en programas de monitoreo previos. Sin embargo pueden compararse con datos de otros autores (Botté, 2005; Marcovecchio y Ferrer, 2005), con concentraciones muy inferiores a las encontradas actualmente.

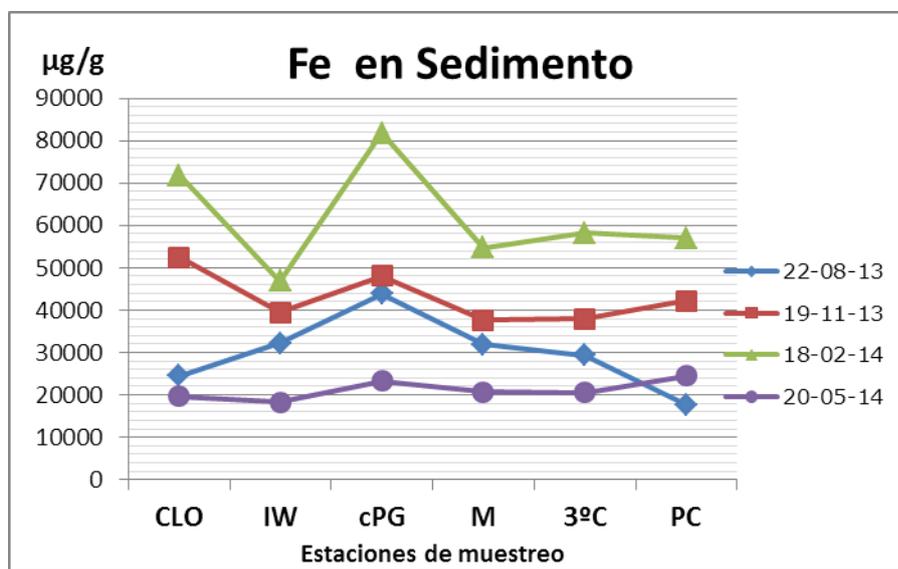


Figura V.III.15: Distribución de Fe_{Sed} ($\mu\text{g/g}$) entre sitios para cada campaña.

- **Mercurio (Hg_{Sed})**

Las concentraciones de *Mercurio* en el sedimento superficial estuvieron siempre por debajo de 0,1 $\mu\text{g/g}$ en todas las estaciones de muestreo y en todo

el periodo evaluado 2013-2014. Se observa una gran variabilidad sin reflejar una tendencia clara de distribución entre sitios. Siete de los 24 resultados obtenidos estuvieron por debajo del LDM. El rango de variación de los valores detectados estuvieron entre 0,035 y 0,088 $\mu\text{g/g}$. 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. Varias concentraciones fueron superiores a los valores *background*.

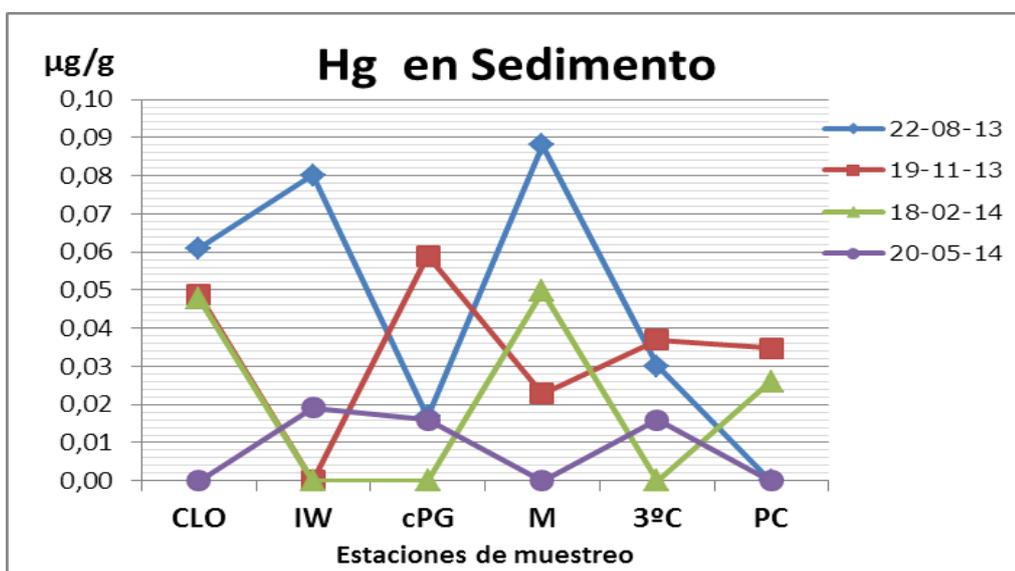


Figura V.III.16: Distribución de Hg_{sed} ($\mu\text{g/g}$) entre sitios para cada campaña.

Los programas de monitoreo previos (IADO, 2002, 2006, 2008, 2010, 2011) concuerdan con los valores del presente estudio, los cuales a su vez son inferiores a los obtenidos por Botté *et al.* (2010), y concuerdan con las tendencias históricas especificadas De Marco *et al.* (2006).

Tabla V.III.12: Concentración media ($\mu\text{g/g}$) \pm desvío estándar, y rango de los metales evaluados en los sedimentos superficiales en cada estación de muestreo.

		CLO	IW	cPG	M	3°C	PC
Cd	CM \pm DE	0,084 \pm 0,034	0,068 \pm 0,033	0,044 \pm 0,002	0,065 \pm 0,031	0,072 \pm 0,049	0,063 \pm 0,024
	Rango	(0,04-0,12)	(0,03-0,11)	(n.d.-0,05)	(0,04-0,11)	(0,03-0,14)	(0,05-0,10)
Pb	CM \pm DE	5,80 \pm 0,62	4,90 \pm 0,96	5,37 \pm 0,79	5,64 \pm 1,79	8,47 \pm 7,47	6,02 \pm 1,17
	Rango	(18,87-30,24)	(12,04-27,33)	(15,45-33,69)	(11,68-19,46)	(11,76-26,74)	(13,45-20,80)
Cu	CM \pm DE	23,95 \pm 5,69	19,78 \pm \pm 6,25	26,68 \pm 8,20	15,77 \pm 3,19	19,91 \pm 6,53	17,61 \pm 3,34
	Rango	(18,87-30,24)	(12,04-27,33)	(15,45-33,69)	(11,68-19,46)	(11,76-26,74)	(13,45-20,80)
Zn	CM \pm DE	38,33 \pm 5,29	36,41 \pm \pm 11,90	42,86 \pm 11,18	34,72 \pm 5,34	46,36 \pm 21,34	48,20 \pm 22,47
	Rango	(30,54-42,08)	(24,71-53,00)	(34,12-58,86)	(27,24-39,82)	(28,78-77,26)	(33,51-81,56)
Cr	CM \pm DE	9,88 \pm 1,75	11,02 \pm 4,88	13,49 \pm 6,07	9,51 \pm 1,28	12,38 \pm 5,72	11,33 \pm 3,26
	Rango	(7,33-11,28)	(7,17-18,17)	(9,05-22,44)	(7,76-10,79)	(8,61-20,84)	(8,85-16,07)
Ni	CM \pm DE	7,38 \pm 1,12	7,80 \pm \pm 3,12	8,92 \pm 3,20	7,23 \pm 0,81	8,95 \pm 3,75	8,40 \pm 2,17
	Rango	(5,70 - 8,03)	(5,16-12,32)	(6,74-13,61)	(6,15 - 7,94)	(6,43-14,49)	(6,89-11,53)
Fe	CM \pm DE	42123 \pm 24529	34180 \pm 12192	49264 \pm 24205	36273 \pm 14194	36493 \pm 16146	35358 \pm 17778
	Rango	(19645-71870)	18260-46840)	(23345-81750)	(20720-54770)	(20520-58230)	(17635-57050)
Hg	CM \pm DE	0,052 \pm 0,007	0,050 \pm 0,043	0,031 \pm 0,025	0,054 \pm 0,033	0,028 \pm 0,011	0,030 \pm 0,006
	Rango	(n.d.-0,061)	(n.d.-0,080)	(n.d.-0,059)	(n.d.-0,088)	(n.d.-0,037)	(n.d.-0,035)

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 Capítulo II), y en cada una de ellas se formaron *pooles* de entre 30 y 40 ejemplares para la determinación de metales pesados. Se analizaron en total 1807 ejemplares, agrupados en 65 *pooles* (**Tabla V.III.13**) y distribuidos en diferentes clases de acuerdo a lo que se explica en el Capítulo II (*PECES*).

Tabla V.III.13. Número de ejemplares y número de *pooles* analizados por especie en cada uno de los sitios seleccionados, para la determinación de metales pesados.

	P.GALVAN	C. EMBUDO	total
SARAQUIT n°EJEM	418	548	966
n° POOLES	8	12	20
CORVINA n°EJEM	197	162	359
n° POOLES	8	5	13
PESCADILI n°EJEM	160	293	453
n° POOLES	10	7	17
GATUSO n°EJEM	11	18	29
n° POOLES	6	9	15
TOTAL EJEMPLARES MUESTREADOS			1807
TOTAL POOLES ANALIZADOS			65

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.14**). 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 Sa-

nidad 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.14. Estándares de calidad de metales 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.)

Los valores estándares internacionales y nacionales se modifican y actualizan constantemente en función de nuevos estudios e investigaciones en los que se basan los códigos alimentarios y decretos sobre concentraciones máximas de contaminantes que pueden presentar los alimentos sean frescos, congelados o envasados. Además se van adecuando a las exigencias de los países para la comercialización de productos cárneos, entre otros, incluyendo los pescados y productos de pescado. También muchos reglamentos mantienen los mismos niveles máximos permitidos de algunos metales (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). Este valor 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 µg/g mientras que en el *Codex Alimentarius* de la FAO/OMS (2006) establece un valor de 0,5 µg/g.

Los valores máximos permitidos son importantes al considerar 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 (ej. metales) 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 µg/kg pc (peso corporal) (=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 *poles* 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 2013-2014.

Metales en la saraquta (*Ramnogaster arcuata*)

El material biológico de la saraquta obtenido en **Puerto Galván** presentó diferencias entre las campañas. Durante la primera campaña no se obtuvieron ejemplares o bien el material fue insuficiente para las cuatro clases. La mayor representatividad correspondió a las campañas 3, 2 y 4 (en ese orden). Todos los metales en las muestras evaluadas (excepto el Cd y Zn) (cuando fue posible aplicar la metodología) mostraron concentraciones entre menores al límite de detección del método analítico (LDM) y máximos iguales a ($\mu\text{g/g}$ peso húmedo) Pb: 0,01; Cu: 1,139; Cr: 0,419; Ni: 0,194 y Hg: 0,066. En los casos particulares del Cd se obtuvo siempre inferiores al LDM y del Zn siempre valores detectables con un rango entre 1,34-12,61 ($\mu\text{g/g}$). Ninguno de los valores fue mayor a los estándares de calidad. Un análisis entre clases para cada metal (**Figura V.III.17a**) muestra un incremento de Hg en las clases III y IV, y de Cr en la clase IV; una disminución de Zn desde la clase I a la IV y también de Cu pero entre la clase I respecto a las otras 3 las cuales fueron bastantes homogéneas entre ellas.

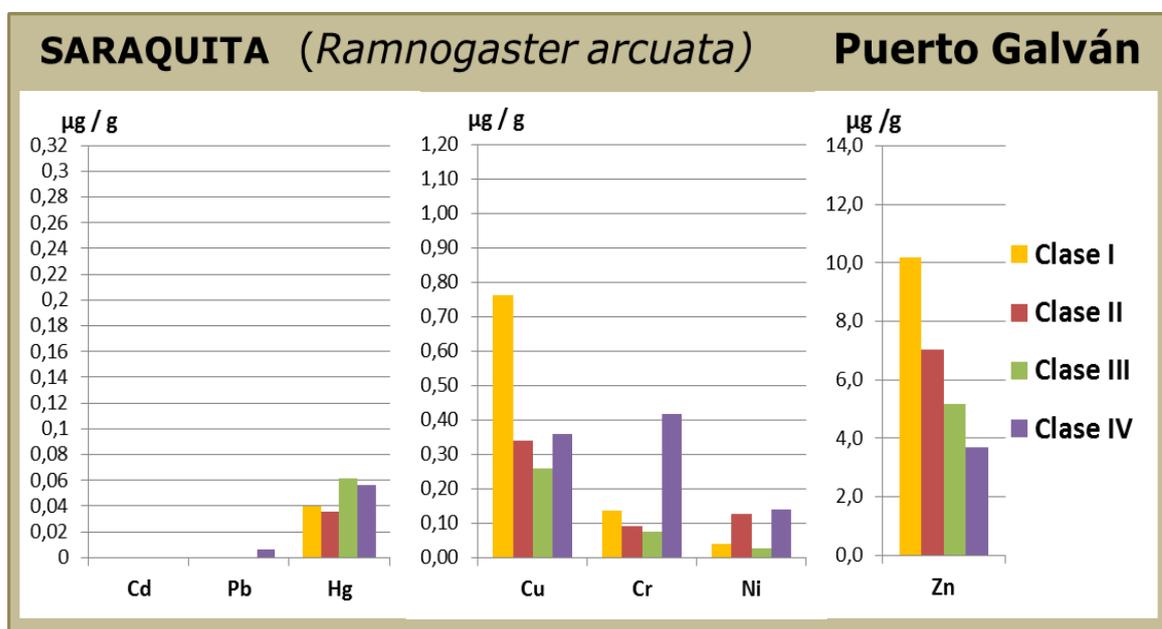
Los ejemplares de saraquta en **Canal del Embudo** también presentaron diferencias entre campañas, aunque siempre fue posible obtener representantes de algunas de las clases en todas las campañas. Todos los metales pudieron ser evaluados al menos en dos o tres clases por campaña. A lo largo de todo el monitoreo el Pb siempre dio concentraciones menores al LDM. El Cd

solo dio un vez un valor mayor al LDM (0,015 µg/g). Los metales Cu, Cr, Ni, Hg variaron entre menores al LDM y máximos de 0,852; 0,277; 0,16 y 0,088 µg/g respectivamente. Su parte el Zn nunca dio valores inferiores al LDM, con concentraciones en el siguiente rango: 2,23-18,04 µg/g. Todos los valores inferiores a los recomendados como valores máximos por diferentes estándares nacionales e internacionales. Por su parte la distribución de los metales en los ejemplares de saraquita correspondientes a Canal del Embudo variaron entre clases (**Figura V.III.17b**) mostrando diferentes tendencias. Así, el Hg mostró concentraciones mayores en las clases IV; el Cu fue más abundante en la clase II y I pero con poca diferencia respecto a las otras dos clases, el Cr más elevado en la clase IV aunque más homogéneo entre todas las clases. Por último el Zn nuevamente presento una tendencia a disminuir desde la clase I respecto a las otras tres Clases, alcanzando un valor medio en la Clase I superior al correspondiente a la misma clase en Puerto Galván.

Metales en la corvina (*Micropogonias furnieri*)

En **Puerto Galván** se detectaron diferencias entre campañas en cuanto a la cantidad de material obtenido para el análisis, aunque pudo obtenerse suficiente cantidad de tejido muscular de todas las clases en alguna campaña. Los *pool*es de corvina analizados para Cd siempre dieron menores al LDM tanto en los juveniles de Clase I, II y III como en los adultos. El Pb sólo dio detectable en un *pool* de Juvenil Clase I en una única campaña (0,034 µg/g), en el resto siempre n.d. (no detectable). Los siguientes metales mostraron valores entre menores al LDM y máximos iguales a: Cu: 0,651; Cr: 0,35; Ni: 0,162 y Hg: 0,062 µg/g. Nuevamente todos los valores de Zn fueron superiores al LDM, con un rango de concentraciones entre 1,77 µg/g Juvenil Clase II y 11,47 µg/g Juvenil Clase I. En la **Figura V.III.18a** se sintetiza para todo el periodo de monitoreo la distribución de cada metal entre las clases evaluadas de corvina en Puerto Galván. Se observa un incremento de Hg desde la Clase I (Juvenil) hasta adulto, Cu y Ni no dan valores detectables en Adultos, y las concentraciones más altas corresponden a Juveniles Clase I disminuyendo en las Clases II y III. Un caso particular es el Zn con la concentración media más alta en la Clase I, disminuyendo mucho en las otras dos Clases y con un valor más bajo aún en los Adultos.

a)



b)

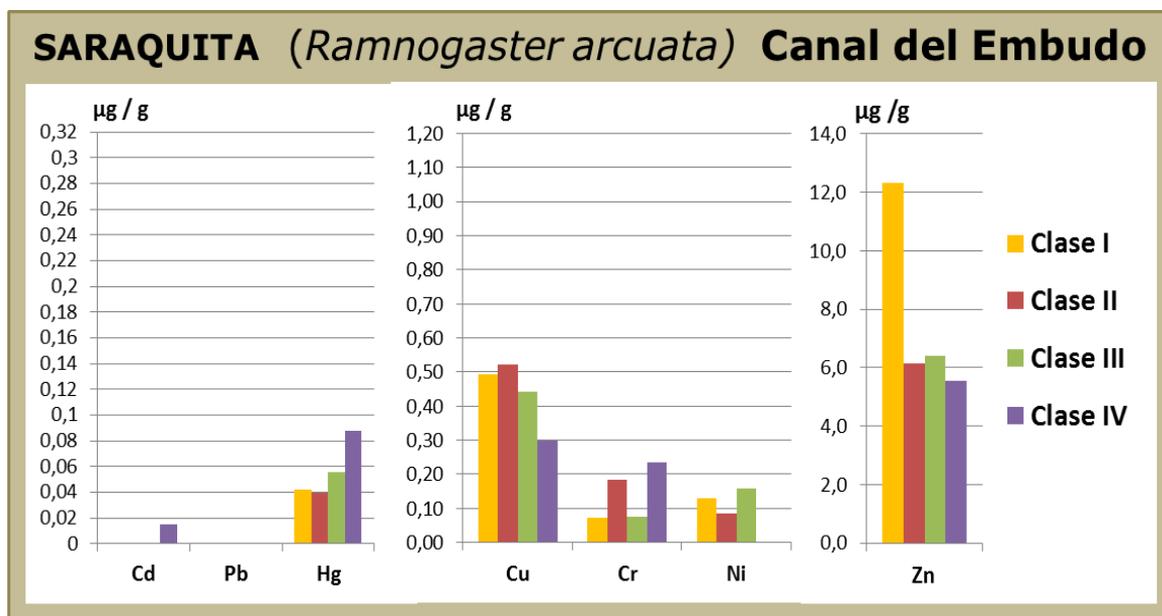
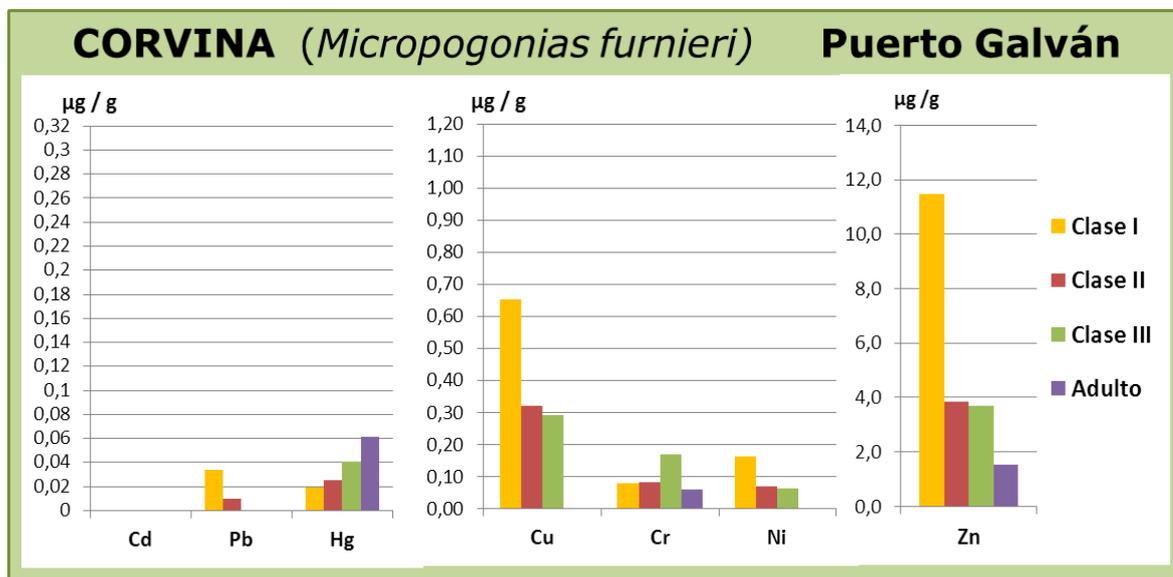


Figura V.III.17: Distribución de metales ($\mu\text{g/g}$ en p.h.) en la saraquita *Ramnogaster arcuata* para cada sitio de muestreo (**a** Puerto Galván, **b** Canal del Embudo). Los valores graficados representan valores anuales promedio.

a)



b)

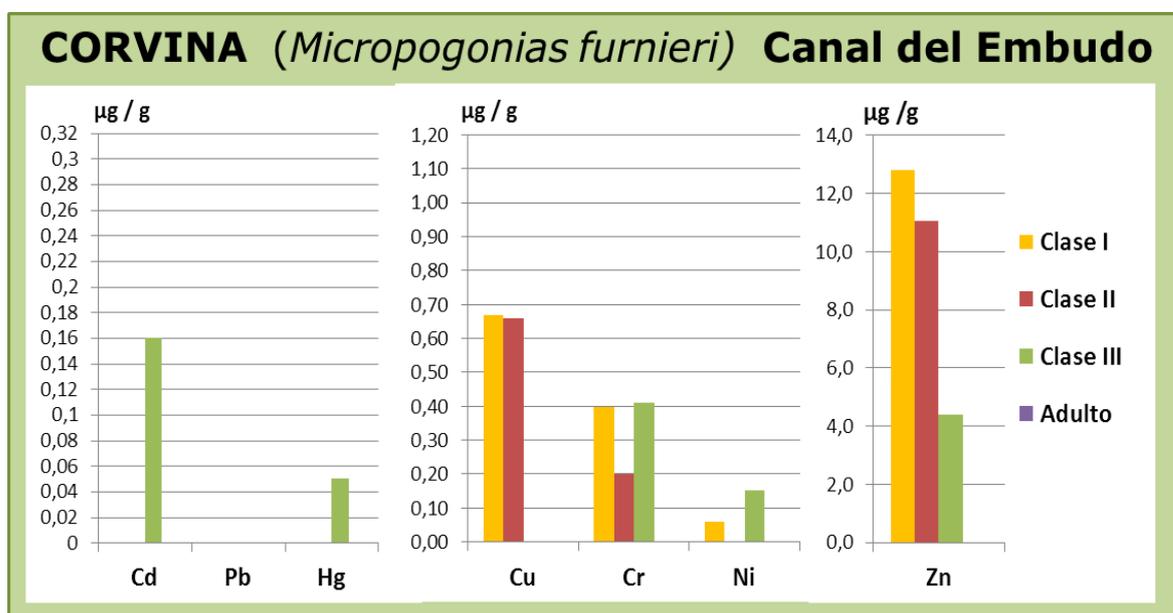


Figura V.III.18: Distribución de metales ($\mu\text{g/g}$ en p.h.) en la corvina (*Micropogonias furnieri*) para cada sitio de muestreo (a Puerto Galván, b Canal del Embudo). Los valores graficados representan valores anuales promedio.

Respecto a los *pooles* de corvina obtenidos en **Canal del Embudo** en ninguna de las campañas se capturaron individuos Adultos para el análisis de metales. En términos generales la cantidad de muestras en las tres Clases de Juveniles fueron pobres, por lo que las concentraciones obtenidas como las tendencias observadas se basan en pocos datos. Los 5 *pooles* analizados dieron valores n.d. para Pb, y sólo un valor mayor al LDM para Cd igual a 0,16 µg/g. Los metales Cu, Ni, Hg variaron entre menores al LDM y máximos de 0,882; 0,151 y 0,05 µg/g respectivamente. Los metales que dieron valores detectables en todos los *pooles* analizados fueron el Cr y el Zn con los siguientes rangos: 0,109-0,689 y 4,40-16,71 µg/g, respectivamente. Las tendencias en la distribución de metales entre las clases evaluadas (**Figura V.III.18b**) muestran que el Cd dio un valor de 0,16 µg/g en la clase III Juveniles que supera el estándar de la UE y del CAA-MERCOSUR para carne de pescado, aunque debe tenerse en cuenta que esta concentración corresponde a una única campaña (en las otras tres los valores fueron n.d.) donde se analizó un *pool* de 42 ejemplares. De manera similar el Hg analizado en dos *pooles* presentó en uno de ellos un valor 0,05 µg/g en la clase III Juveniles y que corresponde a la concentración máxima permitida por la UE y el MERCOSUR (a través del CAA) para carne de pescado. El Ni dió la concentración más alta nuevamente en el *pool* de ejemplares de corvinas correspondiente a Juveniles Clase III (único *pool* analizado). El Cr con los valores medios más altos en las clases I y III, destacándose que estos duplican las concentraciones medias correspondientes a Puerto Galván. El Cu mostró altas concentraciones medias en las Clases I y II. Finalmente el Zn repite la tendencia anteriormente mencionada para la misma especie en Puerto Galván con los valores medios más altos en las Clase I, seguida por la Clase II y con una disminución notable en la Clase III. Debe recordarse que no se contó con ejemplares Adultos para la determinación de metales. A su vez todos los resultados obtenidos para corvina en la zona del Canal del Embudo requieren un mayor esfuerzo de muestreo para obtener un número de resultados suficientes que permitan sostener algunas tendencias observadas (Cd, Hg), muy importantes desde el punto de calidad de la carne de pescado y de su transferencia a los adultos.

Metales en pescadilla (*Cynoscion guatucupa*)

Para el periodo 2013-2014 en **Puerto Galván** sólo pudieron analizarse pooles para las Clases II y III de Juveniles, y Adultos, sin captura en ninguna de las campañas de ejemplares Clase I para el análisis de metales. Debe aclararse también que en la Clase Adultos se trabajó con muy pocos ejemplares lo cual puede haber generado valores subestimados. El Cd y el Pb dieron en todos los pooles analizados de las Clases II, II y Adultos valores menores al límite de detección de la metodología analítica. Se obtuvieron valores entre n.d. y máximos de 0,498; 0,475; 0,029 y 0,145 µg/g para Cu, Cr, Ni y Hg, respectivamente. El Zn como en todos los casos anteriores varió en un rango de concentraciones mayores al LDM para todas las clases, entre 0,774 y 5,32 µg/g. La tendencia anual de distribución entre clases se presenta en la **Figura V.III.19a**. El Hg aumenta de la siguiente manera: Clase II < Clase III < Adultos, teniéndose en cuenta que para adultos sólo se obtuvieron ejemplares en la 2ª campaña. El Cu fue mayor en Clase II que en la Clase III, Cr presenta una relación inversa entre las clases recién mencionadas. Por su parte el Zn disminuye levemente desde las Clases II y III a los Adultos. La comparación con valores estándares de calidad muestra que algunos valores de Hg superan los niveles máximos acordados por el Plan CREHA de SENASA, pero son inferiores a los permitidos por el MERCOSUR y CAA.

Los muestreos realizados en **Canal del Embudo** arrojaron una mayor representatividad de las diferentes clases a ser evaluadas, aunque cada una de ellas estuvo ausente en al menos una de las campañas. El único metal que dio en todas las Clases Juveniles y en Adultos valores menores al límite de detección de la metodología fue el Pb. El Cd varió entre nd y 0,02 µg/g; el Cu entre n.d. y 1,972 µg/g; el Cr entre n.d. y 0,764 µg/g, el Ni entre n.d. y 0,081 µg/g, y el Hg entre n.d. y 0,301 µg/g. Todos los valores de Zn fueron superiores a LDM y variaron en un rango entre 0,94 y 10,39 µg/g. Al comparar las concentraciones de Cd, Pb y Hg con los límites máximos permitidos señalados particularmente por CAA-GMC y por la UE, los dos primeros metales presentaron en todas las Clases y para todo el periodo evaluado valores inferiores a 0,05 y 0,30 µg/g, respectivamente. En el caso particular del Hg a pesar de que las concentraciones detectadas tampoco alcanzaron el valor crítico de 0,05 µg/g,

se sugiere continuar con el seguimiento de Adultos particularmente teniendo en cuenta que estos ejemplares migran hacia el exterior del estuario. Las concentraciones en las 3 clases juveniles solo estuvieron representadas en cada caso por un único pool de muestras en 1 sola de las cuatro campañas, con las siguientes concentraciones: Clase I: 0,059 $\mu\text{g/g}$ (n=70), Clase II: 0,109 (n=70) y Clase III: 0,123 (n=3). Este último valor es superior al considerado como límite para peces predadores. Los metales Cu y Cr presentaron concentraciones mucho más elevadas en la Clase I, disminuyendo el cobre luego en las Clases II y III pero aumentando nuevamente en los Adultos. El Cr nuevamente aparece más elevado en la Clase juvenil más pequeña, con valores semejantes en las Clases II y III. El Zn como ha sido descrito anteriormente muestra una fuerte tendencia a disminuir a medida que aumenta el tamaño de los ejemplares, lo cual implica un cambio en la dieta de los individuos.

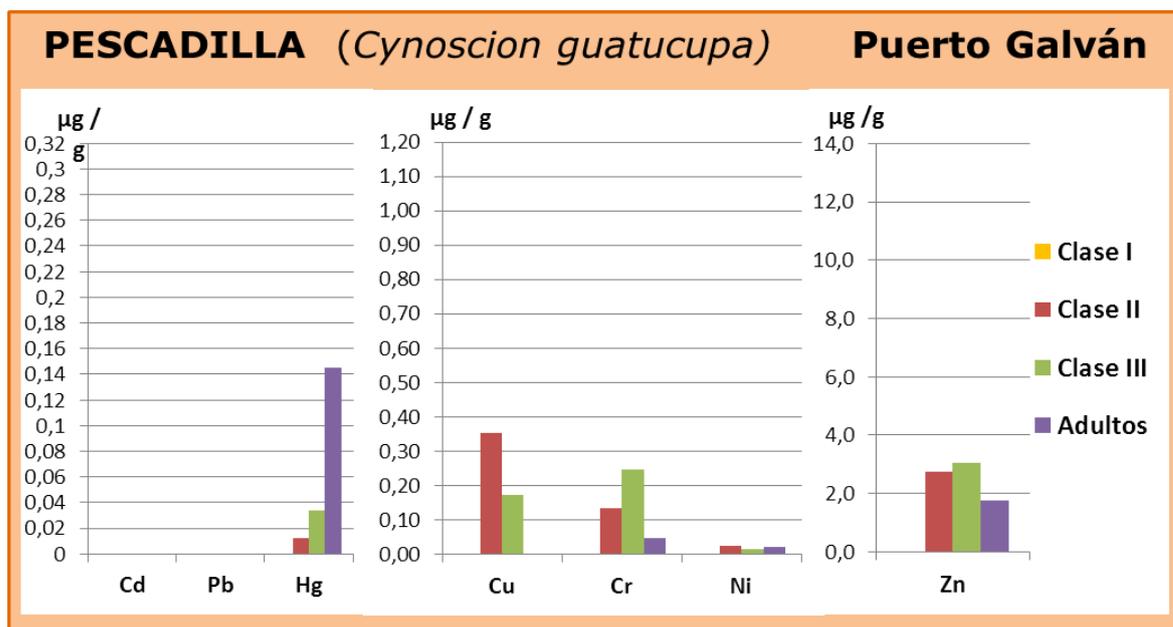
Metales en gatuza (*Mustelus schmitti*)

Durante el periodo 2013-2014 en **Puerto Galván** la cantidad de *pooles* de ejemplares que se obtuvieron para el análisis de metales vario tanto entre clases como entre campañas. El Cd y el Pb dieron en todos los *pooles* analizados de las Clases I, II, II y Adultos valores menores al LDM. En el caso del Hg sólo pudo analizarse 1 *pool* de la Clase III (0,084 $\mu\text{g/g}$) ya que en el resto de las ocasiones o bien no hubo captura o el material fue insuficiente para a técnica analítica adecuada. Dicho valor solo supera el máximo sugerido por el Plan CREHA de SENASA. El Zn nuevamente presentó en todos los casos valores detectados en un rango entre 1,525 y 4,043 $\mu\text{g/g}$, muy por debajo de los límites máximos de tolerancia permitidos según estándares nacionales e internacionales. Para los metales Cu, Cr, Ni se obtuvieron variaciones entre n.d. y máximos iguales a 0,195, 0,322, 0,078 $\mu\text{g/g}$, respectivamente. En cuanto a la distribución entre clases como promedio para todo el periodo analizado pueden observarse las siguientes tendencias: Cu y Zn muestra cierta uniformidad entre las Clases de Juveniles y los Adultos, y el Cr aparece en mayor concentración en los Juveniles de Clase I disminuyendo en las otras clases.

Respecto a los ejemplares capturados en **Canal del Embudo** también hubo dispersión entre clases como entre campañas, con las Clases II y III co-

mo las más representadas. Todos los valores de Cd y Pb fueron menores al LDM. El Cu varió entre n.d. y 0,993 $\mu\text{g/g}$, el Cr entre n.d. y 0,658 $\mu\text{g/g}$ y el Ni entre n.d. y 0,658 $\mu\text{g/g}$. El Hg en los *pooles* analizados siempre fue mayor al LDM con un rango de concentraciones de 0,031 a 0,313 $\mu\text{g/g}$, donde el valor máximo es inferior a los estándares de calidad de la UE y CAA-GMC, pero que debe tenerse en cuenta dada la proximidad al valor de 0,5, y que como se dijo previamente los adultos no permanecen durante todo su ciclo de vida dentro del estuario. La distribución anual entre clases mostró para el Hg aumentar en los Adultos; el Cu tiende a estar presente en mayor concentración en la Clase III y disminuye en los Adultos; el Cr más abundante en los *pooles* de Clase I disminuyendo a la mitad en los correspondientes a Clase II y III. El Ni a diferencia de lo observado en Puerto Galván alcanzó concentraciones más elevadas, siendo el más alto en el único *pool* analizado de Clase II (n=2 individuos). Nuevamente el Zn mostró la tendencia disminuir desde la Clase I a la Clase Adulto, aunque en este caso con concentraciones mucho más bajas (desde 3,154 a 1,630 $\mu\text{g/g}$).

a)



b)

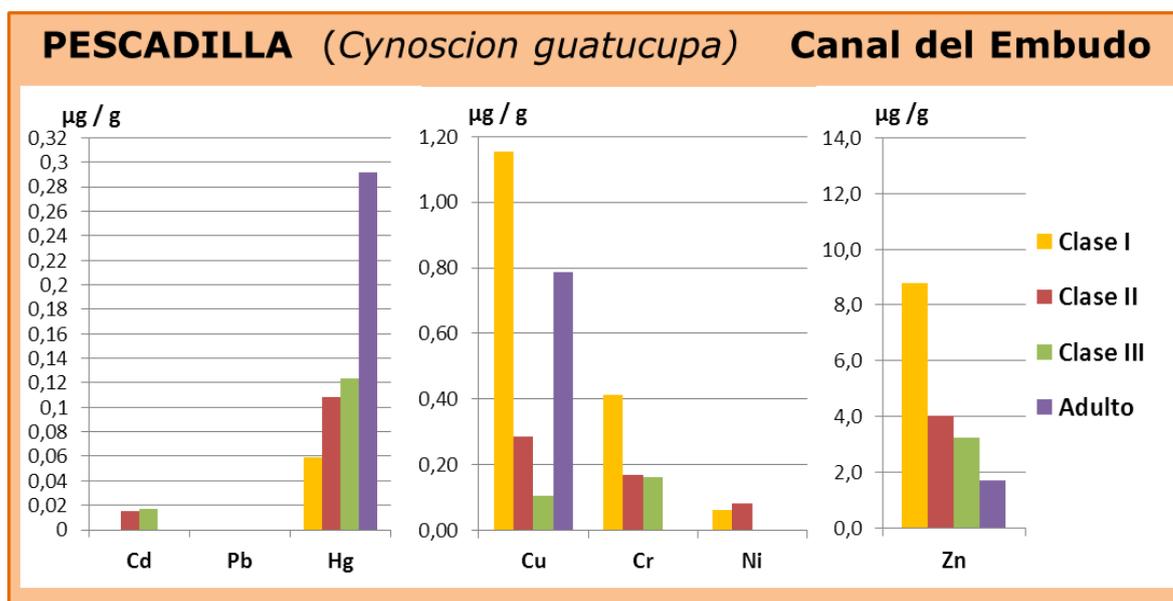
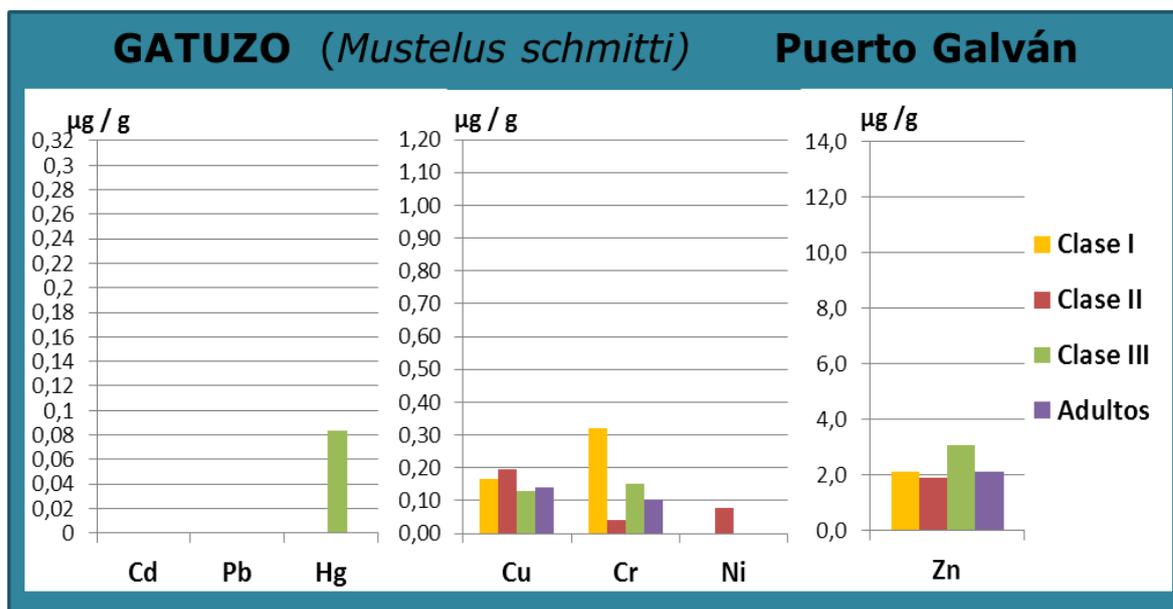


Figura V.III.19: Distribución de metales ($\mu\text{g/g}$ en p.h.) entre clases (valor medio de todo el periodo) en la pescadilla (*Cynoscion guatucupa*) para cada sitio de muestreo (**a** Puerto Galván, **b** Canal del Embudo). Los valores graficados representan valores anuales promedio.

a)



b)

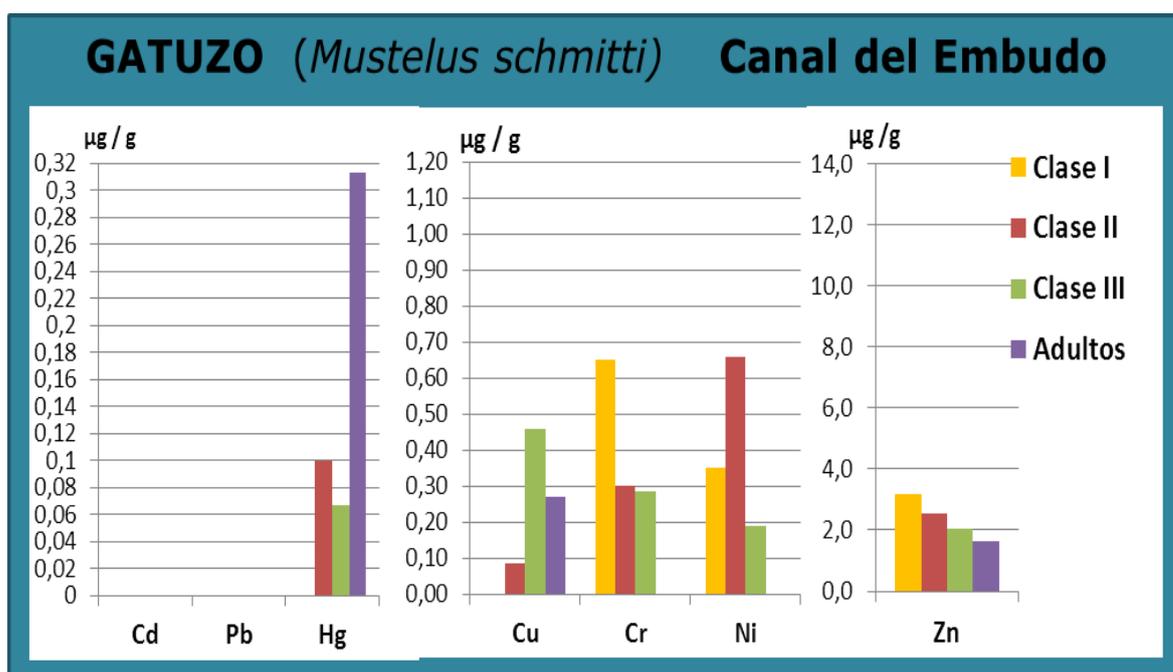


Figura V.III.20: Distribución de metales ($\mu\text{g/g}$ en p.h.) en el gatuzo (*Mustelus schmitti*) para cada sitio de muestreo (**a** Puerto Galván, **b** Canal del Embudo). Los valores graficados representan valores anuales promedio.

Metales en tejido hepático de peces.

Dado que se trabajó con clases de tamaño muy pequeño, en la mayoría de los casos no puso extraerse el hígado, o bien la cantidad era insuficiente para realizar el análisis químico. Sin embargo se presentan en la **Figura V.III.21** los resultados obtenidos para Adultos de pescadilla en ambos sitios y las cuatro Clases de gatuzo, en ambos casos en los dos sitios de muestreo.

Pescadilla (*Cynoscion guatucupa*) se destaca la concentración alcanzada de Hg con un valor máximo de 1,762 $\mu\text{g/g}$.

Gatuzo (*Mustelus schmitti*) se detectaron valores de Cd en los ejemplares de ambos sitios, a diferencia de los músculos que siempre habían dado menores al LDM. Las concentraciones de Cu y Zn no mostraron una tendencia definida entre Clases, aunque para el último metal la Clase II de ambos sitios fue la que presentó los valores de concentración más altos. A la vez ambos metales presentaron concentraciones más altas que las registradas para los mismos pools en músculo.

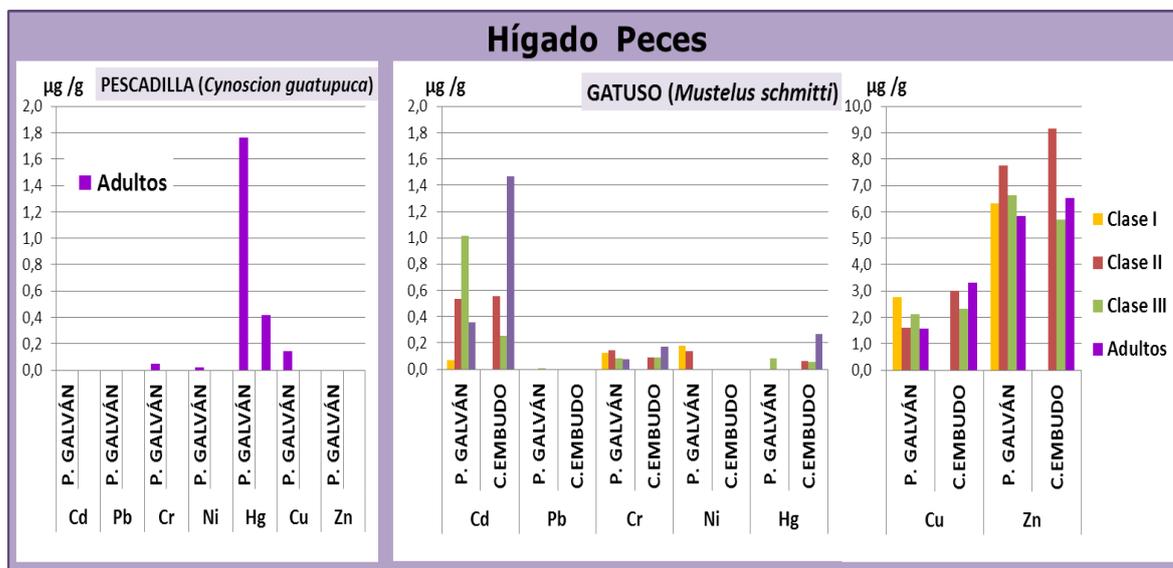


Figura V.III.21: Distribución de metales ($\mu\text{g/g}$ en p.h.) en los tejidos hepáticos de adulto de pescadilla y en las 4 clases de gatuzo (*Mustelus schmitti*) en los sitios de muestreo (Puerto Galván y Canal del Embudo). Los valores graficados representan valores anuales promedio.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS DE ESTA SUB-SECCIÓN

- 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.
- 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., 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 Nº 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.
- 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. 2005** COMMISSION REGULATION (EC) N° 78 amending Regulation (EC) No 466/2001 as regards heavy metals. *Official Journal of the European Union*.
- UE. 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

En el presente Capítulo se presenta una síntesis de los resultados obtenidos en el Programa de Monitoreo 2013 / 2014, y que a continuación se listan:

• Aspectos biológicos de las especies de peces estudiadas

El número de ejemplares de peces capturados durante el presente monitoreo comparado con muestreos anteriores, con el mismo número y arte de captura, ha disminuido significativamente. Por ello, para un próximo monitoreo, sería conveniente incrementar el número de redes con el objeto de poder capturar la cantidad de ejemplares necesarios para los objetivos propuestos.

La captura representativa de cada una de las especies de peces estudiadas, por sitio de muestreo, ha mostrado algunas variaciones respecto a la distribución temporal esperada. Dentro de ellas, las que presentaron mayores variaciones fueron la corvina rubia *Micropogonias furnieri* y la pescadilla de red *Cynoscion guatucupa*. En este monitoreo, las mayores abundancias de éstas mostraron un retraso temporal a lo observado en estudios anteriores. Sardiña y Lopez Cazorla (2005 a y b) capturaron estadios juveniles de estas dos especies en forma abundante desde febrero mientras que en el presente monitoreo fueron registrados en forma significativa a partir de abril.

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 saraquita *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 saraqita, durante el presente monitoreo, el índice de repleción (IR) presentó diferencias entre los sitios de muestreo. En el Canal del Embudo, los mayores valores fueron registrados durante el período octubre-abril mientras que en Puerto Galván sólo en octubre y abril.

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. Las presas más importantes en Canal del Embudo fueron los copépodos, principalmente *Acartia tonsa* y *Paracalanus parvus*, seguidos por el misidáceo *Arthromysis magellanica*. En Puerto Galván los ítems presa fueron los mismos aunque con una tendencia inversa, donde el misidáceo *Arthromysis magellanica* fue la presa más importante seguido por copépodos.

Con respecto a períodos anteriores, el espectro trófico de la saraqita ha presentado variaciones en ambos sitios. En el Canal del Embudo, ha disminuido el consumo del copépodo *Euterpina acutifrons* y el misidáceo *Neomysis americana*, y ha aumentado la importancia en la dieta del copépodo *Paracalanus parvus* y del sergéstido *Peisos petrunkevitchi*. En Puerto Galván, si bien la variación mensual del IR coincidió con las registradas en el período septiembre 2005- agosto 2006, la composición de la dieta presentó diferencias. En el presente monitoreo se observó una marcada disminución en el consumo del copépodo *Eurytemora americana* y de *Peisos petrunkevitchi*, mientras que el consumo del misidáceo *Arthromysis magellanica* fue mucho mayor, alcanzando el 90% del IRI.

En corvina rubia, el IR presentó diferencias entre los sitios de muestreo. En el Canal del Embudo, el mayor valor fue registrado en febrero mientras que en Puerto Galván en abril.

La comparación de la dieta entre los sitios de muestreo, si bien en ambas el ítem presa de mayor importancia relativa fue *Peisos petrunkevitchi*, se observó diferencia en el resto de los ítems. Las presas más importantes en Canal del Embudo fue *Peisos petrunkevitchi* seguido por los copépodos *Acartia tonsa* y *Labidocera fluviatilis*. En Puerto Galván, *Peisos petrunkevitchi* fue la presa de mayor importancia seguido por poliquetos y el misidáceo *Arthromysis magellanica*.

Con respecto a períodos anteriores, el espectro trófico de la corvina rubia ha presentado variaciones. En el Canal del Embudo, si bien *Peisos petrunkevitchi* siguió siendo el ítem presa dominante, no ha consumido el quetognato *Sagitta friderici* y ha disminuido el consumo de poliquetos y de copépodos.

En pescadilla de red, el IR presentó diferencias entre los sitios de muestreo. En el Canal del Embudo, el mayor valor fue registrado en febrero mientras que en Puerto Galván en abril.

Si bien la dieta entre sitios presentó diferencia, el ítem presa de mayor importancia relativa en ambos fue *Arthromysis magellanica*. En Canal del Embudo el otro ítem presa que le siguió en importancia fue *Peisos petrunkevitchi* mientras que en Puerto Galván, este último ítem disminuyó significativamente.

Con respecto a períodos anteriores, el espectro trófico de la pescadilla de red ha presentado variaciones. En el Canal del Embudo, si bien *Peisos petrunkevitchi* siguió siendo el ítem presa dominante, no ha consumido el quetognato *Sagitta friderici* y ha disminuido significativamente el consumo de *Neomysis americana*.

En gatuzo, debido al bajo número total de ejemplares, no fue posible realizar comparaciones del IR entre sitios de muestreo. Si bien, el cangrejo *Neohelice granulata* fue el ítem presa con mayor importancia relativa en los dos sitios, los restantes ítems presentaron diferencias. En el Canal del Embudo, al cangrejo le siguieron el langostino *Pleoticus muelleri* y el camarón *Artemesia longinaris* mientras que en Puerto Galván lo fueron poliquetos y *Artemesia lon-*

ginaris.

Los antecedentes de la dieta del gatuzo, basados en la frecuencia de ocurrencia de cada ítem presa, y comparados con los resultados obtenidos durante el presente mostraron una composición similar. Sin embargo, en el monitoreo actual, se registró un aumento en la ocurrencia de peces, *Peisos petrunkevitchy*, *Pleoticus muelleri* y misidáceos, y disminución de poliquetos.

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**

Escherichia coli es una bacteria utilizada ampliamente como indicadora de contaminación fecal. En aguas de la zona estudiada los recuentos obtenidos variaron, con los mayores valores coincidiendo con las descargas de las cloacas (1º y 3º cuenca) y Puerto de Ing. White. En todas las estaciones (excepto la PC), se registraron en promedio, densidades poblacionales superiores a las aconsejadas internacionalmente para aguas de contacto primario.

En el caso particular de la zona estudiada, se detecta una tendencia a la acumulación de bacterias indicadoras de contaminación fecal en los sedimentos de las estaciones CLO y IW, sitios en los que superan en un orden de magnitud la cantidad de *E.coli* en las aguas supra yacentes. Hay que destacar que la Planta de Tratamiento de Líquidos Cloacales para la Tercera Cuenca no funcionó en algunos de los meses muestreados, lo que presumiblemente contribuyó a mantener un número considerable de indicadores fecales en la zona. Se destaca que los recuentos de *Escherichia coli* en la mayoría de las estaciones, superaron a los exigidos por la normativa nacional e internacional para aguas de contacto primario (USEPA, 2003) y es clara su acumulación en sedimentos.

Los recuentos de bacterias heterótrofas de origen marino siempre superaron en un orden de magnitud a las bacterias heterótrofas terrestres. Esto es de esperar ya que las primeras son bacterias autóctonas mejor adaptadas a las condiciones ambientales y que compiten más exitosamente por los nutrientes.

Las variaciones en los recuentos bacterianos no se pueden atribuir a un único factor sino que responden a la suma de parámetros fisicoquímicos y ecofisiológicos. Como se dijo anteriormente los indicadores biológicos reflejan el impacto acumulado de todos los factores de estrés durante un período.

Lo antedicho pone en evidencia que el control de riesgos microbiológicos es importante, y constituye una medida sanitaria básica para mantener un grado de salud adecuado en la población. Para poder determinar con precisión el nivel de contaminación es necesario realizar estudios de base científica con la suficiente amplitud de tiempo y espacio, y mantener un diagnóstico actualizado de la calidad de sus aguas y sedimentos en relación con los aportes costeros. De esta forma se podrá acceder no sólo a un diagnóstico razonablemente preciso, sino a diseñar y aplicar las medidas de prevención o de remediación que resulten oportunas.

En todos los sitios muestreados se detectó un número significativo de bacterias degradadoras de hidrocarburos (BDH). Estos resultados indican la ocurrencia de vuelcos en el sistema y su acumulación en los sedimentos. Los datos demuestran que las variaciones en los resultados no tienen correlación con la temperatura, por lo cual se entiende que la variabilidad de resultados está relacionada con los impactos. Los valores obtenidos Canal Galván en proximidades de la descarga Polo Petroquímico (cPG), muestran un comportamiento uniforme durante los 4 muestreos, indicando un aporte continuo y significativo de hidrocarburos. Los sitios restantes, muestran la variabilidad generada probablemente por vuelcos de distintas características y magnitud. Estos resultados deben alertar sobre la necesidad de controlar este tipo de aportes.

Se observa una tendencia creciente del impacto de hidrocarburos hacia el interior de estuario, seguramente debido a los aportes de la Tercera Cuenca y Canal Maldonado. La baja dinámica que ofrecen las aguas de ese sector favorece la acumulación de contaminantes hacia Puerto Cuatreros, haciendo de este sector un área de alta vulnerabilidad.

• Comunidades bentónicas

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, representadas principalmente por el cirripedio *Balanus glandula*.

Los registros históricos indican que el ingreso de *Balanus glandula* al estuario de Bahía Blanca, en la década de 1980, es uno de los acontecimientos más relevantes que han modificado las comunidades incrustantes locales en los últimos 50 años (Valentinuzzi de Santos 1971; Hoffmeyer, 1983; Wagner *et al.*, 1993; Bremec *et al.*, 2004; Casalini *et al.*, 2009). Este cirripedio ha desplazado a otro cirripedio exótico, de ingreso más temprano, *Amphibalanus amphitrite* y posiblemente a otras nativas sobre las cuales no hay registros, hasta convertirse en la actualidad en la especie dominante de la zona portuaria local (Roldan, 2014).

Por otra parte, la presencia de la anémona japonesa *Diadumene lineata* (Molina *et al.*, 2008) y la ostra del Pacífico *Crassostrea gigas* (Dos Santos & Fiori, 2010; Bravo, 2013), ambas exóticas de ingreso reciente al estuario, alertan sobre la probabilidad de futuros cambios en la estructura de estas comunidades. La introducción de la ostra del Pacífico en otros estuarios, como los del norte de Europa y sur de Estados Unidos, ha provocado grandes cambios en los ecosistemas receptores como: alteraciones en la composición de la comunidad planctónica y bentónica nativa (Molnar, 2008), generación de una

mayor complejidad ecológica y pérdidas de productividad primaria, entre otras (Ruesink, 2006; Troost, 2010; Nehring, 2011).

En vista de lo expuesto se recomienda continuar el monitoreo periódico de las zonas portuarias, como mecanismo de alerta temprana del ingreso y establecimiento de especies no nativas, e implementar un plan de manejo para de las especies exóticas recientemente asentadas y en expansión (Dos Santos & Fiori, 2010; Bravo, 2013) como la ostra del Pacífico.

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 gran variabilidad entre sitios de muestreo y estaciones del año. Enteros generales, todo el sector analizado presenta una alta diversidad de poliquetos seguida por una diversidad intermedia de crustáceos y moluscos. Los crustáceos parecen estar más representados en la zona interna del estuario, mientras que grupos como los equinodermos aparecen asociados a los fondos de las últimas estaciones de muestreo. Se recomienda completar el inventario biológico de la comunidad bentónica submareal y sostener un monitoreo del mismo a lo largo del tiempo.

•Química Marina

Los valores de los parámetros físico-químicos evaluados estuvieron en el mismo orden que los determinados históricamente para esta zona, y sólo cabe destacar el rango de salinidad medido durante este período que varió entre 24,28 y 41,23.

Las concentraciones de oxígeno disuelto fueron muy altas, con valores de sobresaturación en muchos casos.

Los valores promedio de MOP se encuentran dentro de las concentraciones normales reportadas para la zona interna del Estuario de Bahía Blanca ; sin embargo, cabe destacar que el pico máximo detectado en la estación 5 (3ª

C) corresponde a más del doble de la concentración media registrada.

Los mayores valores de Clorofila *a* fueron detectados en Febrero de 2014 en todas las estaciones de muestreo. Los máximos de Clorofila *a* estarían relacionados con la floración fitoplanctónica típica anual del estuario de Bahía Blanca, 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.

Las menores concentraciones de fosfatos, silicatos y nitrito se detectaron en Agosto de 2013. Los mínimos correspondientes a nitrato se observaron en Agosto de 2013 y/o Febrero de 2014; cabe destacar las elevadas concentraciones detectadas en las estaciones IW y cPG en Mayo de 2014. Para todo el período analizado las estaciones cPG y M fueron las que presentaron la mayor concentración de este nutriente.

Para todo el período analizado, los valores promedios de amonio fueron mayores en las estaciones cPG y 3^a C.

Se han detectado relaciones N:P mayores a 16 durante Agosto de 2013, Febrero de 2014 y Mayo de 2014. Esto permite describir un enriquecimiento de N por sobre el P que en algunos casos se debe al incremento en la concentración de nitratos en el sistema.

Los resultados previamente comentados permiten sostener que la zona interna del Estuario de Bahía Blanca fue *moderadamente eutrófica* durante Agosto 2013 – Mayo 2014.

En todos los casos se hallaron concentraciones detectables de PAHs en sedimentos, con una concentración media para el área en estudio de 203 ppb, con un mínimo de 9.6 ppb y un máximo de 889 ppb. Los compuestos registrados en mayor concentración fueron Fluoranteno, Acenaftileno y Fenantreno, y los más frecuentes Fenantreno > Naftaleno – Acenaftileno – Pireno.

Los resultados del análisis de sedimentos 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.

En cuanto a los orígenes de los aportes de PAHs cuantificados, la evaluación de índices diagnósticos para los sedimentos muestreados durante todo el período mostró signos de una impronta pirolítica (quema de combustibles fósiles) en el sistema.

Las estaciones cPG y 3^aC mostraron alternativamente puntuaciones pirolíticas y petrogénicas, indicando un aporte mixto en cada caso (derrame de combustibles fósiles/petróleo y quema de combustibles).

Los resultados mostraron que el 37% de las muestras de sedimentos excedió al menos un nivel de "rango de efectos bajos" (ERL, Long *et al.*, 1995) correspondiente a compuestos individuales.

En ningún caso se excedió el nivel ERL para la sumatoria de PAHs.

Considerando todas las especies y tallas de peces estudiados, la variable **Total PAHs** (sumatoria de las concentraciones de 17 compuestos analizados) evidenció un valor medio de 153.8 ppb.

En términos de frecuencia, las especies analizadas evidenciaron mayoritariamente valores por debajo de las 200 ppb a excepción de la campaña efectuada en Diciembre de 2013, cuando se registraron preeminentemente valores por encima de la media y los máximos computados para cada especie.

El orden de especies con mayor carga de PAHs fue el siguiente: Gatuzo > Saraquita > Pescadilla > Corvina.

De acuerdo al sitio de muestreo (PG y CE), incluyendo las 4 especies analizadas, se hallaron diferencias estadísticamente significativas para las medias de sumatoria de concentraciones de PAHs (variable: **Total PAHs**, media

PG=107.8 ppb; media CE=193.9 ppb).

De acuerdo a la fase etárea de los ejemplares, con excepción de la especie Pescadilla de red (*Cynoscion guatucupa*), las especies juveniles evidenciaron mayor acumulación de PAHs que las adultas.

En lo concerniente a la presencia de los 17 compuestos poliaromáticos en tejido de peces y excluyendo consideraciones de tipo sinérgicas con otros contaminantes, de acuerdo a los resultados obtenidos se concluye que no representan un riesgo carcinogénico inmediato a la salud humana.

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 la estación CLO, próxima a la descarga de la cloaca de Bahía Blanca) 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.

Sólo deben ser destacados dos casos (en ambos fueron corvinas adultas) que presentaron concentraciones más altas y de compuestos de alta toxicidad: DDD y DDE.

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

El Cd_{dis} mostró durante la segunda mitad del 2013 una tendencia a incrementarse hacia la zona interna del estuario, siendo más variable en las campañas del 2014. Sus concentraciones nunca fueron superiores a las concentraciones crónicas y agudas críticas establecidas por la US EPA.

Algunos valores de Cd_{dis} de este periodo fueron superiores a los históricos, reflejando un significativo ingreso reciente de este metal al sistema estuarial.

El Pb_{dis} mostró concentraciones relativamente estables entre sitios de muestreo en tres de las campañas realizadas con valores entre n.d. y 2,67 ppb. En la campaña febrero 2014, se registraron concentraciones superiores al valor de exposición crónica-CCC (NOAA).

Al considerarse los valores medios correspondientes a cada sitio, se registraron concentraciones de Pb_{dis} detectables, siempre por encima del LDM. Esto debe tenerse en cuenta, y sugiere mantener un monitoreo continuo sobre el sistema acuático receptor.

Las concentraciones de Cu_{dis} mostraron cierta homogeneidad entre sitios y entre campañas con valores desde 0,31 a 5,26 $\mu\text{g/L}$.

Los valores de Cu_{dis} ($\mu\text{g/L}$) en este monitoreo comparado con programas previos muestran una distribución uniforme en el tiempo, con el punto más elevado detectado en la 3°C, pero que no llegan a alcanzar los valores críticos determinados en el periodo 2010.

Las concentraciones de Zn_{dis} mostraron menor variabilidad durante el periodo de muestreo, con las concentraciones más altas detectadas en 3°C en

las campañas del 2013.

El 71% de los resultados para Zn_{dis} fueron menores al LDM. Ninguno de los valores obtenidos fue superior a las concentraciones críticas de exposición aguda y crónica dadas por NOAA-EPA. Todas las concentraciones mayores al LDM fueron también superiores al nivel guía ($0,2 \mu\text{g/L}$) dado por el Decreto Reglamentario 831/93 de la Ley 24.051.

Las concentraciones de Cr_{dis} variaron según la época del año y según la estación de muestreo, con una tendencia a ser más elevadas en los puntos correspondientes a cPG y 3°C .

El Cr_{dis} ($\mu\text{g/L}$) mostró un aumento significativo respecto a programas de monitoreo previos, en los cuales las concentraciones medias nunca superaron los $4,0$ ppb. Esto permite sostener que las fuentes puntuales o difusas de Cr en este ambiente están aumentando significativamente.

El análisis de Ni_{dis} mostró un 83% de los resultados menores al LDM. Ninguno de los valores fueron superiores ni a la concentración máxima aguda ni a la crónica, y tampoco superaron el valor guía de calidad de agua para la vida acuática.

El Fe_{dis} presentó una distribución homogénea tanto entre estaciones de muestreo como entre las cuatro campañas realizadas.

El Hg_{dis} en el agua de mar del estuario presentó en las tres primeras campañas una distribución variable entre estaciones de muestreo y campañas con una ligera tendencia a alcanzar valores más altos en M.

Las concentraciones de Hg_{dis} son similares a las reportadas en programas de monitoreo previos así como por otros autores para la misma zona.

Ningún resultado de Cd_{sed} supera las concentraciones por encima de las cuales se estima se pueden producir efectos adversos. Al compararlos con va-

lores obtenidos en programas de monitoreo se observa una disminución considerable en todos los sitios de muestreo. Por otra parte son también inferiores a los reportados por otros autores.

Los valores medios de Pb_{sed} reflejan la poca variabilidad hallada. Las concentraciones son muy inferiores a los valores guía para sedimentos marinos. Al compararlos con valores obtenidos en programas de monitoreo previos se observa una disminución considerable en todos los sitios de muestreo. Por otra parte son también inferiores a los reportados por otros autores.

Todas las concentraciones de Cu_{sed} obtenidas son inferiores a los niveles de efecto umbral (TEL) y menores también a PEL (rango de efectos bajos) e ERM (rangos de efectos medios). Pero debe destacarse que la concentración máxima hallada en cPG es de la misma magnitud considerada como valor guía de ERL= 34 ppp (rango de bajos efectos). Si se toma en cuenta los niveles *background* para sedimentos marinos (10-25 ppm, NOAA S*QuiRTs*) el 29,16% de los resultados superan el valor de 25 $\mu\text{g/g}$, y todos son superiores a 10 $\mu\text{g/g}$.

Cuando se comparan los valores de Cu_{sed} actuales con los de programas de monitoreo previos, se observa una ligera tendencia a aumentar.

Las concentraciones de Zn_{sed} del estuario estuvieron distribuidas homogéneamente entre sitios de muestreo en las campañas de noviembre 2013, febrero y mayo del 2014. Aunque varios valores superaron los niveles *background* para sedimentos marinos, no se detectaron concentraciones superiores a los valores guías.

Las concentraciones medias de Zn_{sed} halladas en el presente monitoreo están en el mismo orden de magnitud que reportes de programas previos, e incluso que los de otros autores.

El Cr_{sed} mostró una distribución homogénea entre los sitios de muestreo y en el tiempo en las 3 últimas campañas de manera homóloga a mencionado

previamente para el zinc. De acuerdo a los niveles guía (NOAA-NS&T y Canadian SQG) para calidad de sedimentos marinos, puede decirse que los 24 valores de cromo obtenidos son inferiores, y los de la primera campaña son más elevados que los considerados como niveles *background*.

Respecto a las concentraciones de Cr_{sed} halladas en monitoreos previos, las obtenidas en el presente estudio son del mismo orden de magnitud. Sin embargo vale destacar que los valores medios han vuelto a incrementarse respecto a los informes IADO 2009 y 2010.

El Ni_{sed} mostró una distribución notablemente homóloga a la correspondiente al Cr, con poca variabilidad en las 3 últimas campañas y las concentraciones más altas en agosto 2013. Las concentraciones obtenidas son todas superiores a los niveles *background* para sedimentos marinos según NOAA SQiRTs.

Las concentraciones medias actuales de Ni_{sed} son del mismo orden de magnitud que las presentadas en el informe 2010, pero inferiores a las correspondientes de los informes 2006 y 2008.

Las concentraciones de Hg_{sed} estuvieron siempre por debajo de $0,1 \mu\text{g/g}$ en todas las estaciones de muestreo y en todo el periodo evaluado 2013-2014. Siete de los 24 resultados obtenidos estuvieron por debajo del LDM.

Los programas de monitoreo previos concuerdan con los valores del presente estudio, los cuales a su vez son inferiores a los obtenidos por Botté et al. (2010), y concuerdan con las tendencias históricas especificadas De Marco et al. (2006).

Al analizar las muestras de "saraquita" (*Ramnogaster arcuata*) de la zona de Puerto Galván se observó que todos los metales (excepto el Cd y Zn) mostraron concentraciones entre menores al límite de detección del método analítico (LDM) y máximos iguales a ($\mu\text{g/g}$ peso húmedo) Pb: 0.01; Cu: 1,139; Cr: 0,419; Ni: 0,194 y Hg: 0,066. En los casos particulares del Cd se obtuvieron

siempre valores inferiores al LDM; y en el del Zn, siempre valores detectables con un rango entre 1,34-12,61 ($\mu\text{g/g}$). Ninguno de los valores fue mayor a los estándares de calidad internacionalmente recomendados.

Por su parte, en los ejemplares de la misma especie capturados en el Canal del Embudo se observó que el Pb siempre dio concentraciones menores al LDM; el Cd solo dió un vez un valor mayor al LDM (0,015 $\mu\text{g/g}$). Cu, Cr, Ni, Hg variaron entre menores al LDM y máximos de 0,852; 0,277; 0,16 y 0,088 $\mu\text{g/g}$ respectivamente. El Zn nunca dio valores inferiores al LDM, con concentraciones entre 2,23-18,04 $\mu\text{g/g}$. Todos los valores fueron inferiores a los recomendados como valores máximos por diferentes estándares nacionales e internacionales.

Con respecto a las muestras de "corvina rubia" (*Microponias furnieri*) de Puerto Galván, los valores de Cd siempre fueron menores al LDM; el Pb sólo dio detectable en muestras de una única campaña (0,034 $\mu\text{g/g}$) y en el resto siempre n.d. Los restantes metales mostraron valores entre menores al LDM y máximos iguales a: Cu: 0,651; Cr: 0,35; Ni: 0,162 y Hg: 0,062 $\mu\text{g/g}$. Todos los valores de Zn fueron superiores al LDM, con un rango de concentraciones entre 1,77 $\mu\text{g/g}$ y 11,47 $\mu\text{g/g}$.

En los ejemplares de la misma especie capturados en el Canal del Embudo se observó que dieron valores n.d. para Pb, y sólo un valor mayor al LDM para Cd (0,16 $\mu\text{g/g}$). Cu, Ni, Hg variaron entre menores al LDM y máximos de 0,882; 0,151 y 0,05 $\mu\text{g/g}$ respectivamente. Cr y Zn dieron valores detectables en todos los casos analizados, con concentraciones entre los 0,109-0,689 y 4,40-16,71 $\mu\text{g/g}$, respectivamente.

El análisis de las muestras de "pescadilla" (*Cynoscion guatucupa*) de la zona de Puerto Galván mostró valores de Cd y el Pb menores al límite de detección de la metodología analítica; para Cu, Cr, Ni y Hg se obtuvieron valores entre n.d. y máximos de 0,498; 0,475; 0,029 y 0,145 $\mu\text{g/g}$, respectivamente. El Zn varió en un rango de concentraciones mayores al LDM para todas las clases, entre 0,774 y 5,32 $\mu\text{g/g}$.

En las muestras de "pescadilla" del Canal del Embudo el único metal que dio en todos los casos valores menores al límite de detección de la metodología fue el Pb; el Cd varió entre nd y 0,02 µg/g; el Cu entre n.d. y 1,972 µg/g; el Cr entre n.d. y 0,764 µg/g, el Ni entre n.d. y 0,081 µg/g, y el Hg entre n.d. y 0,301 µg/g. Todos los valores de Zn fueron superiores a LDM y variaron en un rango entre 0,94 y 10,39 µg/g. Los valores determinados fueron inferiores a los recomendados como valores máximos por diferentes estándares nacionales e internacionales.

Por último, al analizar las muestras de "gatuzo" (*Mustelus schmitti*) de Puerto Galván el Cd y el Pb dieron en todos los casos valores menores al LDM. En el caso del Hg sólo pudo analizarse 1 *pool* de la Clase III (0,084 µg/g) ya que en el resto de las ocasiones o bien no hubo captura o el material fue insuficiente para a técnica analítica adecuada. El Zn varió en un rango entre 1,525 y 4,043 µg/g, muy por debajo de los límites máximos de tolerancia permitidos según estándares nacionales e internacionales. Para los metales Cu, Cr, Ni se obtuvieron variaciones entre n.d. y máximos iguales a 0,195, 0,322, 0,078 µg/g, respectivamente.

Las muestras de "gatuzo" del Canal del Embudo mostraron valores de Cd y Pb menores al LDM. El Cu varió entre n.d. y 0,993 µg/g, el Cr entre n.d. y 0,658 µg/g, y el Ni entre n.d. y 0,658 µg/g. El Hg en los *pooles* analizados siempre fue mayor al LDM con un rango de concentraciones de 0,031 a 0,313 µg/g. Los valores de Zn variaron entre 3,154 a 1,630 µg/g. Algunos de las concentraciones determinadas (por ej., valores de Hg) superan los estándares internacionalmente recomendados para consumo humano.

Este Programa de Monitoreo 2013 / 2014 es el primer antecedente de diseño que incluye una toma de muestras simultánea para el estudio de parámetros físico-químicos, químicos, microbiológicos y biológicos, y su integración permitirá brindar un panorama más certero del estado de salud ambiental del estuario de Bahía Blanca.