

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

Informe Final 2011



**Instituto Argentino de Oceanografía (IADO)
Bahía Blanca
2012**

PROLOGO

El presente **Informe Final 2011**, correspondiente al Monitoreo Permanente del Estuario de Bahía Blanca se presenta al Comité Técnico Ejecutivo de la Ley 12530, e incluye la información obtenida en las tres (3) campañas de investigación realizadas durante el año 2011, 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).

Se incluyen los datos de parámetros fisicoquímicos, ecofisiológicos y sustancias potencialmente contaminantes (metales traza, hidrocarburos y compuestos organoclorados) obtenidos en el año 2011 ; el hecho de haber realizado sólo tres (3) campañas, separadas en el tiempo (febrero, abril y junio de 2011), impide realizar un análisis de tendencias (como se hizo en Informes anteriores), así como su correspondiente integración ambiental.

Se presenta la síntesis de los datos obtenidos, y se hac referencia a valores históricos de los parámetros estudiados par períodos similares.

Adicionalmente se presentan los datos obtenidos en una estación de muestreo extra (#8) ubicada en las proximidades de la descarga de la nueva planta de tratamiento de efluentes cloacales (3^{ra} cuenca), los que se obtuvieron en las mencionadas campañas durante el año 2011. Esta información se presenta en el **ANEXO II**, al final del cuerpo principal de este Informe Final.

INDICE

Introducción.....	
Materiales y métodos.....	
Resultados obtenidos.....	
Conclusiones para el período estudiado.....	
Recomendaciones.....	
Bibliografía.....	
<u>Anexo II</u> : Estación de muestreo adicional (<i>Est. #08</i>).....	

INTRODUCCION

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 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 (Perillo & Piccolo, 1991). 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.



Figura 1 : Ubicación del estuario de Bahía Blanca

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 1300 Km² (Ferrer, 2001).

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 (Gelós & Spagnuolo, 1982; 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 & Perillo, 1990). La salinidad del agua varía entre 17 y 38 ups en función a los regímenes estacionales de lluvias, vientos y temperaturas (Freije y Marcovecchio, 2004). Las oscilaciones de marea de 4 m y los vientos predominantes del noroeste crean una fuerte corriente de marea, la cual facilita la mezcla del agua dando por resultado una distribución verticalmente uniforme de los parámetros oceanográficos. El intercambio de agua está influenciado por un régimen de mareas semidiurno y la entrada de agua dulce está restringida a pequeñas corrientes, arroyos y ríos. Los canales de la Ballena, Maldonado y el arroyo Galván desaguan en el veril norte del Canal Principal de Navegación mientras que en el veril sur se vierten los canales Bermejo, Tres Brazas, de la Lista y del Embudo, y los arroyos Laborde, de las Vizcachas y Cabeza de Buey (**Figura 1**).

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

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

Las principales vías de acceso de sustancias contaminantes 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 plásticos) 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 y Freije, 2004). 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 (Marcovecchio *et al.*, 2008). El dragado del canal principal de navegación es otra de las actividades importantes en el área que inciden en el transporte de 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 (Pucci, 1991; Marcovecchio *et al.*, 2008; Arias *et al.*, 2009).

Los datos más trascendentes que se deben destacar de este sistema son:

- Es un sistema con una dinámica natural muy compleja, incluyendo aspectos geológicos, físico-químicos y biológicos.
- En Bahía Blanca coexisten procesos naturales propios de ambientes de este tipo con procesos antrópicos muy intensos (actividades portuarias, industriales, agropecuarias, urbanas, etc).
- El equilibrio entre estos procesos, así como sus posibles desplazamientos en cualquier sentido, no han sido hasta el momento convenientemente evaluados, y la

información obtenida en el presente proyecto contribuye a la comprensión de este equilibrio.

Por los motivos anteriormente mencionados, y en virtud a los antecedentes pre-existentes (**IADO, 1997; 2000; 2002; 2004; 2006; 2008; 2009; 2010**), la Municipalidad de Bahía Blanca solicitó al Instituto Argentino de Oceanografía (IADO) la realización de un Programa de Monitoreo del Estuario de Bahía Blanca, de un año de duración, dirigido a evaluar la calidad ambiental de la zona interna del sistema. En este período informado se llevaron adelante análisis físico-químicos que permiten caracterizar la situación ambiental del mencionado sistema desde el punto de vista de los parámetros analizados. Sin embargo, y por razones operativas ajenas a la decisión del IADO, sólo se realizaron 3 (tres) de las seis (6) campañas de investigación convenidas, y precisamente en este Informe Final se presentan los resultados obtenidos en las campañas realizadas durante el 2011.

MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Descripción del área de trabajo

El estuario de Bahía Blanca está localizado entre los 38°45' y los 35°10' de latitud sur, y entre los 61°45' y los 62°30' de longitud oeste, con un recorrido cercano a los 80 km en el S.E de la Provincia de Buenos Aires y un trazo que va en la dirección N.O - S.E. (***Figura 1***).

Esta 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 800 km² de superficie cubiertos. En cambio, en condiciones de pleamar las aguas cubren una superficie de 2300 km², que incluyen amplias planicies de marea (~1150 km²) e islas (410 km²)(**Perillo et al., 2001**).

En el veril norte del Canal Principal de Navegación desaguan los canales de la Ballena, arroyo Maldonado, arroyo Galván, río Sauce Chico y el arroyo Napostá Grande. 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 (**Perillo & Piccolo, 1999**).

Sobre la costa norte de la bahía se encuentran los asentamientos urbanos de General Cerri, Ingeniero White, Punta Alta y Bahía Blanca, sumando una población de más de 300.000 habitantes, y los puertos Cuatrerros, Galván, Ingeniero White, Rosales y el puerto militar de la Base Naval de Puerto Belgrano. El Canal Principal es diariamente navegado por embarcaciones pesqueras, buques de carga y de transportes generales y de combustible.

La costa sur de Bahía Blanca no tiene límites definidos ya que varía totalmente con el estado de marea ; está caracterizada además por la presencia de numerosas islas e islotes (**Piccolo et al., 2008**).

La zona interior de la bahía se continúa con el Salitral de la Vidriera, que penetra en el continente en la dirección N.O., incluyendo lagunas y salinas. La cuenca interna de la Bahía Blanca presenta características estuariales, sobre todo en períodos de precipitaciones intensas (**Freije & Marcovecchio, 2004**).

El ambiente está sujeto a un régimen de mareas semi-diurno, con una amplitud entre 3 y 3,5 metros (**Perillo et al., 1996; Ginsberg & Perillo, 2000**). La marea es la principal fuente de energía para el estuario, y es una onda condicionada por la geometría de los canales, fricción e intensidad de los vientos dominantes. Bahía Blanca es un estuario de tipo hiper-sincrónico: la amplitud de la marea aumenta desde la boca hacia la cabecera, lo que implica que el efecto de convergencia sobre la onda de marea es mayor que el de fricción (**Perillo & Piccolo, 1991**).

Las principales vías potenciales de ingreso de sustancias exógenas a este sistema son efluentes descargados desde los núcleos urbanos, efluentes de origen industrial y producidos por operaciones de faenado de ganado e industrias relacionadas. Todos ellos lo hacen a través de los cursos de agua dulce que desaguan en la bahía. A partir de las actividades de refinerías e industria petroquímicas, así como del almacenamiento y transporte de combustibles, ingresan al sistema compuestos orgánicos derivados del petróleo. El dragado del Canal Principal de Navegación es otra de las actividades importantes en el área que inciden en el transporte de contaminantes. Existe además un aporte atmosférico continuo de sustancias provenientes de la utilización de combustibles fósiles, humos, partículas en suspensión y productos de actividades industriales y urbanas (**Pucci et al., 1980; Marcovecchio, 2000; Arias et al., 2009**).

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 del presente Programa de Monitoreo tendiente a evaluar la Calidad

Ambiental del Estuario de Bahía Blanca y complementar la información existente. Para ello se estableció el siguiente protocolo de trabajo:

- Se diseñó un programa de muestreo que incluye ocho (8) estaciones de muestreo para la determinación de parámetros físico-químicos y sustancias potencialmente contaminantes. Estas estaciones se distribuyeron así: seis (6) a lo largo del Canal Principal, una (1) en la zona de descarga del polo industrial, y una (1) en las proximidades de la descarga de planta de tratamientos cloacales de la 3^{ra} cuenca (***Figura 1***). 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. La ubicación de las estaciones de muestreo es la siguiente:

- ***Estación N°1*** : 38° 52' 34.5" S. – 62° 10' 59.2" O.
- ***Estación N°2*** : 38° 50' 24.9" S. – 62° 12' 14.0" O.
- ***Estación N°3*** : 38° 47' 54.1" S. – 62° 15' 48.6" O.
- ***Estación N°4*** : 38° 47' 22.7" S. – 62° 18' 00.2" O.
- ***Estación N°5*** : 38° 46' 12.0" S. – 62° 20' 29.4" O. ***Próxima a descarga del Polo***
- ***Estación N°6*** : 38° 45' 54.1" S. – 62° 20' 25.2" O.
- ***Estación N°7*** : 38° 45' 01.7" S. – 62° 23' 02.9" O.
- ***Estación N°8*** : 38° 44' 50.7" S. – 62° 19' 54.7" O. ***Próxima a PTEC 3^{ra} Cuenca***



Figura 1. Ubicaciones de las estaciones de toma de muestras.

- El Laboratorio de Química Marina del IADO llevó adelante durante este período 3 campañas de investigación 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), así como muestras de peces (músculo comestible e hígado) para determinar sus contenidos de metales pesados.

2.2. Metodologías utilizadas

Todas las determinaciones enumeradas en los párrafos precedentes se llevaron adelante utilizando metodologías internacionalmente convalidadas, y sugeridas para este tipo de evaluación integral. Los métodos que se emplearon para las determinaciones de los parámetros físico-químicos son:

- Temperatura: medición *in situ*.
- Salinidad: medición *in situ*.
- pH: medición *in situ*.
- Turbidez: medición *in situ*.
- Oxígeno disuelto: medición *in situ*.
- Nitrato : **Treguer & Le Corre (1975)**
- Nitrito : **Grasshoff et al. (1983)**
- Amonio : **Treguer & Le Corre (1975)**
- Fosfato : **Eberlein & Kattner (1987)**
- Silicato : **Technicon® (1973)**
- Clorofila a y feopigmentos : **APHA-AWWA-WEF (1998)**
- Materia orgánica particulada: **Strickland & Parsons (1968)**
- Metales disueltos: **Botté et al. (2008)**
- Metales particulados : **Marcovecchio y Ferrer (2005)**
- Mercurio disuelto : **A.P.H.A. (1992)**
- Mercurio particulado: **De Marco et al. (2006)**

Para la determinación de PAHs se empleó la técnica descrita por **Arias (2008)**, trabajando por cromatografía gaseosa con detección por espectrometría de masas (GC-MS).

2.3. Límites de detección de las técnicas analíticas empleadas

A continuación se listan los valores de los límites de detección correspondientes a las técnicas analíticas usadas para la determinación de compuestos realizadas en esta etapa:

- ✓ Cadmio: 0.01 µg/L, y 0.05 µg/g.
- ✓ Plomo: 0.1 µg/L, y 0.07 µg/g.
- ✓ Cobre: 0.02 µg/L, y 0.02 µg/g.
- ✓ Zinc: 0.01 µg/L, y 0.05 µg/g.
- ✓ Cromo: 0.03 µg/L, y 0.03 µg/g.
- ✓ Níquel: 0.01 µg/L, y 0.03 µg/g.
- ✓ Mercurio: 0.02 µg/L, y 0.02 µg/g.

2.4. Verificación de la calidad de los resultados

En todos los casos la calidad analítica de los resultados (AQ) fue comprobada mediante el uso de materiales de referencia internacional: para el caso de metales pesados se emplearon *Harina de Mejillón* y *Sedimento Marino Costero* (ambos provistos por el National Institute for Environmental Studies –NIES- de Tsukuba, Japón), mientras que para PAHs se emplearon estándares provistos por el Lab.de Contaminación Marina del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología (ICMyL) de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM).

2.5. Personal participante

Los trabajos de campo, de laboratorio, de procesamiento de datos, e interpretación de la información obtenida fueron realizados por personal científico y técnico del Laboratorio de Química Marina del Instituto Argentino de Oceanografía (IADO). Los profesionales que han intervenido en esta etapa fueron:

- ***Dr. Jorge Marcovecchio*** (IADO – CONICET/UNS)
- ***Lic. Raúl Asteasuain*** (IADO – CONICET/UNS)
- ***Dra. Sandra Botte*** (IADO – CONICET/UNS)
- ***Dra. Carla Spetter*** (IADO – CONICET/UNS)
- ***Dr. Andrés Arias*** (IADO – CONICET/UNS)
- ***Bqca. Ana Laura Oliva*** (IADO – CONICET/UNS)
- ***Lic. Nedda Chiarello*** (IADO – CONICET/UNS)
- ***Lic. Javier Arlenghi*** (IADO – CONICET/UNS)

RESULTADOS OBTENIDOS

En cada una de las campañas realizadas se tomaron muestras y realizaron mediciones *in situ* para caracterizar el ambiente bajo estudio y comprender su funcionamiento y condición actual. En ese sentido se realizaron varios tipos de trabajos, que a continuación se describen.

1. OCEANOGRAFÍA QUÍMICA:

Los valores medidos y/o determinados de los parámetros físico-químicos del estuario de Bahía Blanca permiten entender su condición actual, así como el escenario que este ambiente brinda para el desarrollo de procesos biológicos. Se analizaron los datos de parámetros oceanográficos obtenidos durante el año de trabajo, lo que permitió evaluar la calidad ambiental del sistema bajo estudio desde un punto de vista hidrográfico, así como comparar estos valores con los correspondientes registros históricos. Es importante aclarar que no se asume ninguna tendencia en la distribución temporal de los parámetros evaluados teniendo en cuenta que solamente se realizaron tres campañas de investigación a lo largo del año.

Los valores de los parámetros que a continuación se presentan permite sostener que este ambiente mostró un marco adecuado para el desarrollo y soporte de las comunidades biológicas en los meses evaluados (febrero, abril y junio de 2011), aunque con algunos cambios en las magnitudes de muchos parámetros que fueron significativamente diferentes a las tendencias históricas previamente descritas para este sistema.

Análisis de los resultados obtenidos para la zona interna del estuario de Bahía Blanca. I. Parámetros físico-químicos y eco-fisiológicos

1.1. Temperatura del agua

Los valores de temperatura que se han registrado durante este año de trabajo muestran una distribución clásica (para los meses en los que se desarrolló el muestreo), y homogénea para todas las estaciones de muestreo (**Tabla 1**).

	Est. 1	Est. 2	Est. 3	Est. 4	Est. 5	Est. 6	Est. 7
C-01 / 11 (febrero)	21.3	21.1	21.3	21.3	21.5	20.7	21.1
C-02 / 11 (abril)	17.6	17.6	17.4	17.3	17.3	17.1	16.9
C-03 / 11 (junio)	10.2	10.2	10.0	10.1	9.8	9.4	8.7

Tabla 1 : Valores de temperatura del agua de mar ($^{\circ}\text{C}$) en las estaciones de muestreo estudiadas en las 3 campañas realizadas en el año 2011.

No se registraron diferencias significativas en los valores correspondientes a cada estación de muestreo a lo largo del Canal. Los valores de temperatura registrados durante este período estudiado son similares a los informados para los mismos meses de los últimos años monitoreados (**IADO, 2009; 2010**), y ligeramente superiores a los del período 2007, así como también a los de la tendencia general históricamente registrada para este ambiente (**Pucci et al., 1979; Freije y Marcovecchio, 2004; Marcovecchio y Freije, 2004**) así como con los informados en las fase antecedentes de este estudio (**IADO, 1997; 2000; 2002; 2004; 2006; 2008**). Es absolutamente

imposible establecer una tendencia temporal con tan sólo tres (3) muestras a lo largo del año ; sin embargo, y aun teniendo en cuenta que en ningún caso se registraron diferencias estadísticamente significativas, es importante señalar que estas magnitudes podrían estar indicando que se está produciendo un lento calentamiento del sistema, tal como fuera oportunamente señalado por **Beigt & Piccolo (2003)**, **Beigt (2007)** y **Arias et al., 2011**.

1.2. SALINIDAD

Los valores de salinidad registrados en las campañas realizadas en el 2011 no siguieron un patrón de distribución muy definido para las estaciones de muestreo evaluadas.

Las salinidades determinadas durante este período variaron entre las 23,17 ups (Estación #2 en la campaña C-02 de abril/11) y las 35,70 ups (Estación #3 en la campaña C-03 de junio/11), con un patrón de distribución claramente heterogéneo (**Tabla 2**).

	Est. 1	Est. 2	Est. 3	Est. 4	Est. 5	Est. 6	Est. 7
C-01 / 11 (febrero)	34.63	33.87	35.51	34.69	32.09	33.99	32.35
C-02 / 11 (abril)	23.36	23.17	35.45	31.16	23.36	33.17	34.69
C-03 / 11 (junio)	35.57	35.70	35.70	35.45	35.32	35.32	34.69

Tabla 2 : Valores de salinidad del agua de mar en las estaciones de muestreo estudiadas en las 3 campañas realizadas en el año 2011.

La distribución observada fue significativamente heterogénea a lo largo de las estaciones muestreadas, situación que se registra por primera vez para el estuario. Los valores registrados fueron ligeramente inferiores a los informados para los períodos inmediatamente previos (**IADO, 2009, 2010**), y superiores a los históricos para la misma zona (**IADO, 1997, 2000, 2002, 2004, 2006, 2008**). Esto está presumiblemente ligado tanto a la irregularidad del régimen de lluvias que caracterizó a la región durante el periodo de estudio, así como al aumento de temperaturas registrado para la región, lo que hace que se manifieste claramente este aumento de salinidad. Esta fuerte dependencia de los valores de salinidad con las precipitaciones ya había sido registrada e informada previamente por otros investigadores para la región en otros años (**Pucci et al., 1980; IADO, 1997, 2000, 2002, 2004, 2006; Freije y Marcovecchio, 2004; Marcovecchio y Freije, 2004**), aunque los valores sostenidamente altos durante un periodo completo no habían sido previamente observados.

1.3. pH

Los valores de pH que se registraron durante las campañas realizadas en el período estudiado mostraron una distribución homogénea a lo largo de la grilla de estaciones de muestreo evaluadas (**Tabla 3**).

Los valores de pH registrados variaron entre 7,9 upH (registrado en las campañas C-02 de abril de 2012), y 8,9 upH (en las campañas C-01 de febrero de 2012) (**Tabla 3**). En la mayoría de los casos el aumento del pH es general y homogéneo, y no se limita a alguna estación de la grilla, por lo que se debe asumir la ocurrencia de un proceso global que lo está estimulando. También en este caso se puede presumir que la ausencia de ingreso de agua dulce está condicionando el

aumento del pH, provocando una sobre-concentración de las especies que lo hacen tender hacia la zona alcalina.

	Est. 1	Est. 2	Est. 3	Est. 4	Est. 5	Est. 6	Est. 7
C-01 / 11 (febrero)	8.9	8.1	8.0	8.0	8.0	8.1	8.1
C-02 / 11 (abril)	8.0	7.9	8.0	7.9	7.9	7.9	8.1
C-03 / 11 (junio)	8.1	8.1	8.0	8.0	8.0	8.0	8.1

Tabla 3 : Valores de pH del agua de mar en las estaciones de muestreo estudiadas en las 3 campañas realizadas en el año 2011.

Es importante destacar que los datos de pH registrados en este estudio son similares a los informados en el 2006 (**IADO, 2006**), que superaban las 8,9 upH y mostraron ser los mayores registrados para este sistema. Esta tendencia general que se viene observando –aunque en forma discontinua– podría indicar un principio de variación de la condición del pH en el sistema, con un desplazamiento hacia valores más alcalinos. Esto significaría un desplazamiento del equilibrio del buffer carbonato-bicarbonato que regula el pH en aguas naturales hacia la fase carbonato, por lo cual disminuiría la presión de CO₂ (aq) en el sistema. También hay que considerar que la discontinuidad temporal observada depende del equilibrio que se produce entre el CO₂ (aq) y el CO₂ (g) de la atmósfera, por lo que el fenómeno puede revertirse espontáneamente.

Finalmente, vale la pena comentar que los valores de pH que se registraron en estas campañas son similares (o aun ligeramente superiores, aunque sin diferencias estadísticamente significativas) a los informados para etapas previas de este Programa de Monitoreo (**IADO, 1997, 2000, 2002, 2004, 2006, 2008, 2009, 2010**), así como por otros autores para el mismo sistema (**Freije y Marcovecchio, 2004 ; Marcovecchio y Freije, 2004 ; Marcovecchio et al., 2010**).

1.4. Oxígeno disuelto y porcentaje de saturación de OD

Las concentraciones de oxígeno disuelto medidas en las 3 campañas realizadas durante el 2011 variaron entre los 6,3 mg/L (en las Estación #4 de la campaña C-01 de Febrero 2011), y los 8,7 mg/L (en la Estación #1 de la campaña C-02 de Abril de 2011)(**Tabla 4**). En años precedentes se observó que las concentraciones y distribución temporal de oxígeno disuelto en el la columna de agua del estuario está plenamente ligada al correspondiente ciclo del fitoplancton, del cual se debe destacar que tiene su pico máximo de florecimiento en invierno. Esta situación no pudo ser verificada en esta oportunidad, considerando que sólo se obtuvieron muestras de verano tardío / otoño, lo que impidió la realización de un análisis de tendencias temporales. Sin embargo los valores determinados en esta oportunidad son significativamente superiores ($p < 0,01$) que los registrados para el período inmediatamente precedente (**IADO, 2010**), y similares a los históricos para la misma zona (**Pucci et al., 1979; 1980; o IADO, 1997, 2000, 2002, 2004, 2006, 2008**). De esta manera se puede asumir que se han recuperado las condiciones que usualmente caracterizan a este ecosistema, lo que indica claramente que la variación en las condiciones generales del sistema registrada en 2010 fue eventual, y que las concentraciones medidas son totalmente aptas para el desarrollo de los procesos biológicos propios de este ambiente.

	Est. 1	Est. 2	Est. 3	Est. 4	Est. 5	Est. 6	Est. 7
C-01 / 11 (febrero)	6.8	6.6	6.5	6.3	7.5	7.2	7.0
C-02 / 11 (abril)	8.7	8.0	8.2	7.6	8.1	7.9	8.2
C-03 / 11 (junio)	8.2	8.0	7.7	7.7	8.2	8.0	8.4

Tabla 4 : Valores de oxígeno disuelto (mg.L^{-1}) del agua de mar en las estaciones de muestreo estudiadas en las 3 campañas realizadas en el año 2011.

Por su parte, los porcentajes de saturación de oxígeno medidos en el sistema (**Tabla 5**) permiten sostener que el sistema ha estado plenamente ventilado durante todo el período, y que sus valores garantizan un pleno funcionamiento fisiológico del estuario. Es importante recordar que este parámetro condiciona –entre otras cosas– la productividad biológica del sistema, y que su magnitud está ligada a las condiciones físicas del ambiente. En este sentido los valores de temperatura y de salinidad registrados explican la solubilidad del oxígeno del estuario, y demuestran por que se han registrados estos porcentajes significativamente superiores ($p < 0,01$) que los correspondientes al del período anterior (**IADO, 2010**). También vale destacar que los valores registrados permiten sostener que la producción biológica del sistema se mantiene en su nivel histórico (**Popovich et al., 2008; Popovich y Marcovecchio, 2008**).

	Est. 1	Est. 2	Est. 3	Est. 4	Est. 5	Est. 6	Est. 7
C-01 / 11 (febrero)	94	91	91	87	103	98	95
C-02 / 11 (abril)	105	97	106	96	98	100	105
C-03 / 11 (junio)	92	89	86	86	91	88	90

Tabla 5 : Valores de porcentaje de saturación de oxígeno disuelto en el agua de mar en las estaciones de muestreo estudiadas en las 3 campañas realizadas en el año 2011.

1.5. Turbidez

La distribución de los valores de turbidez medidas en las 3 campañas realizadas durante el 2011 fue heterogénea, no sólo entre las campañas sino también

entre estaciones en cada una de ellas (**Tabla 6**). Los valores extremos registrados en este período fueron 30 unt (Est.#7 en la C-03 de junio de 2011) y 539 unt (Est.#6 en la C-01 de febrero de 2012).

	Est. 1	Est. 2	Est. 3	Est. 4	Est. 5	Est. 6	Est. 7
C-01 / 11 (febrero)	111	279	191	269	120	539	208
C-02 / 11 (abril)	48	76	115	160	141	100	130
C-03 / 11 (junio)	148	110	43	40	38	50	30

Tabla 6 : Valores de turbidez (u.n.t.) en el agua de mar en las estaciones de muestreo estudiadas en las 3 campañas realizadas en el año 2011.

Vale la pena acotar que los valores de turbidez pueden variar en función a diferentes factores, tanto naturales (por ejemplo, florecimientos fitoplanctónicos, resuspensión de sedimentos por efecto de tormentas, mayores aportes continentales, etc) o antrópicos (por ejemplo, dragado y/o refulado, descarga de efluentes, alteración de la circulación de las aguas, etc).

Tanto la heterogeneidad de la distribución de valores como su magnitud (con alguna excepción puntual) coinciden plenamente con los datos históricos, oportunamente informados para la región (**IADO, 1997, 2000, 2002, 2004, 2006, 2008, 2009, 2010**).

1.6. Nutrientes inorgánicos

La distribución de compuestos nutritivos inorgánicos en la zona interior del estuario de Bahía Blanca durante el período informado fue también evaluada, y se intentó relacionarla con los procesos propios de este ambiente.

1.6.1. Nitrato y nitrito

Al estudiar la distribución de nitrato y nitrito se observó una tendencia similar para ambos (a pesar de la diferencia en las magnitudes de sus concentraciones) claramente caracterizadas por la heterogeneidad de sus valores no sólo entre campañas, sino también entre las mismas estaciones de una campaña.

Las concentraciones de nitrato de las campañas realizadas variaron entre los 10.43 $\mu\text{moles.L}^{-1}$ (registrado en la Est.#1 de la C-01 de febrero de 2011) y los 121.35 $\mu\text{moles.L}^{-1}$ (en la Est.#4 de la C-02 de abril de 2011) (**Tabla 7**).

	Est. 1	Est. 2	Est. 3	Est. 4	Est. 5	Est. 6	Est. 7
C-01 / 11 (febrero)	10.43	11.62	63.92	25.64	66.86	44.69	10.55
C-02 / 11 (abril)	17.21	64.66	109.66	121.35	24.17	71.01	91.76
C-03 / 11 (junio)	17.43	19.05	18.47	20.15	18.89	19.78	19.57

Tabla 7 : Valores de nitrato ($\mu\text{moles.L}^{-1}$) disuelto en el agua de mar en las estaciones de muestreo estudiadas en las 3 campañas realizadas en el año 2011.

Por su parte, las concentraciones de nitrito variaron entre los 1.21 $\mu\text{moles.L}^{-1}$ (en la Est.#1 de la C-02 de abril de 2011) y los 6.60 $\mu\text{moles.L}^{-1}$ (en la Est.#5 de la C-03 de junio de 2011) (**Tabla 8**).

	Est. 1	Est. 2	Est. 3	Est. 4	Est. 5	Est. 6	Est. 7
C-01 / 11 (febrero)	2.23	3.82	5.59	5.82	5.77	5.06	3.65
C-02 / 11 (abril)	1.21	2.32	2.80	3.30	3.73	3.40	3.13
C-03 / 11 (junio)	2.50	3.10	4.95	5.80	6.60	1.68	1.66

Tabla 8 : Valores de nitrito ($\mu\text{moles.L}^{-1}$) disuelto en el agua de mar en las estaciones de muestreo estudiadas en las 3 campañas realizadas en el año 2011.

El hecho de haber muestreado solamente en el verano tardío / otoño del año estudiado impide evaluar la tendencia de distribución estacional de estos compuestos, así como verificar el comportamiento característico del ciclo de nutrientes de nitrógeno en ambientes como el estuario de Bahía Blanca, íntimamente asociado tanto a los efectos del consumo de nutrientes por el fitoplancton, como de regeneración a través de procesos físico-químicos propios de un sistema estuarial. A pesar del predominio de la heterogeneidad en la distribución de los valores de nitrato y nitrito durante este período, la sincronía de ambas series indica que no se produjeron eventos anormales durante el período estudiado, en coincidencia con lo oportunamente informado por **Popovich et al. (2008)** y **Popovich y Marcovecchio (2008)** para este mismo sistema.

A diferencia de lo observado en los dos últimos períodos informados (**IADO, 2009, 2010**) los valores de estos nutrientes (nitrato y nitrito) coinciden con la tendencia histórica, oportunamente descrita por varios autores (**Pucci et al., 1979; 1980; Freije y Marcovecchio, 2004; Marcovecchio y Freije, 2004**), así como con los valores determinados durante las fases previas de este estudio (**IADO, 1997, 2000, 2002,**

2004, 2006, 2008). En este sentido hay que destacar que los valores de nitrato y de nitrito determinados en este breve período del 2011 estuvieron en los niveles reconocidos como adecuados para el desarrollo normal del sistema biológico de este ecosistema **Popovich et al. (2008)** y **Popovich y Marcovecchio (2008)**.

1.6.2. Amonio

Las concentraciones de amonio registradas en el período estudiado del 2011 variaron entre los 1.17 $\mu\text{mol NH}_4\text{.L}^{-1}$ (en la Est.#2 de la C-03 de junio de 2012) y los 22.09 $\mu\text{mol NH}_4\text{.L}^{-1}$ (en la Est.#4 de la campaña C-02 de Abril de 2012)(**Tabla 9**). Como dato complementario de este proceso se puede destacar que este nutriente no llegó al agotamiento en ningún momento (durante este período), lo que significa tanto que el sistema se presentó productivo como que el proceso de amonificación fue eficiente en esta región.

	Est. 1	Est. 2	Est. 3	Est. 4	Est. 5	Est. 6	Est. 7
C-01 / 11 (febrero)	7.85	9.24	17.17	21.60	16.62	20.68	13.89
C-02 / 11 (abril)	3.51	15.40	9.90	22.09	11.62	13.43	11.93
C-03 / 11 (junio)	2.30	1.17	9.46	16.62	16.89	15.40	14.36

Tabla 9 : Valores de amonio ($\mu\text{moles.L}^{-1}$) disuelto en el agua de mar en las estaciones de muestreo estudiadas en las 3 campañas realizadas en el año 2011.

Los valores de amonio medidos coinciden con los antecedentes históricos existentes en la zona (**IADO, 1997, 2000, 2002, 2004, 2006, 2008, 2009, 2010**).

1.6.3. Fosfato

En el caso de los compuestos nutritivos de fósforo se analizó la concentración de fosfato, que presentó una tendencia homogénea a lo largo de las estaciones muestreadas en el período de estudio, con valores oscilantes entre los 1.37 $\mu\text{mol PO}_4\cdot\text{L}^{-1}$ (en la Est.#1 de la campaña C-01 de febrero de 2011) y los 4.19 $\mu\text{mol PO}_4\cdot\text{L}^{-1}$ (en la Est.#6 de la campaña C-02 de abril de 2011) (**Tabla 10**). Considerando que se muestreó solamente verano tardío / otoño, no es posible establecer una tendencia temporal en la dinámica de distribución de este compuesto ; sin embargo, los valores de fósforo determinados coinciden con los descriptos previamente por **Popovich et al. (2008)** para períodos equivalentes de este mismo ambiente.

También vale agregar que los niveles de fosfato determinados para este período coinciden con los antecedentes históricos del ambiente evaluado (**Pucci et al., 1979; 1980; Freije y Marcovecchio, 2004; Marcovecchio y Freije, 2004**), así como con los valores determinados durante las fases previas de este estudio (**IADO, 1997, 2000, 2002, 2004, 2006, 2008, 2009, 2010**).

	Est. 1	Est. 2	Est. 3	Est. 4	Est. 5	Est. 6	Est. 7
C-01 / 11 (febrero)	1.37	1.95	2.44	3.17	2.49	2.49	1.76
C-02 / 11 (abril)	2.84	3.18	3.24	3.45	3.58	4.19	3.72
C-03 / 11 (junio)	2.33	2.88	3.22	3.34	3.47	3.45	3.39

Tabla 10 : Valores de fosfato ($\mu\text{moles}\cdot\text{L}^{-1}$) disuelto en el agua de mar en las estaciones de muestreo estudiadas en las 3 campañas realizadas en el año 2011.

1.6.4. Silicato

Los compuestos nutritivos de silicio mostraron niveles que oscilaron entre los 52.47 $\mu\text{mol SiO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ (en la Est.#1 de la campaña C-01 de febrero de 2011) y los 134.42 $\mu\text{mol SiO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ (en la Est.#7 de la campaña C-03 de junio de 2011) (**Tabla 11**).

Usualmente el consumo de silicato está íntimamente ligado al ciclo de florecimiento fitoplanctónico que ocurre en Bahía Blanca, y que normalmente está dominado por diatomeas, muy fuertes consumidores de este compuesto para la construcción de sus frústulos (**Popovich y Marcovecchio, 2008**). También, y a pesar de los pocos datos disponibles para este período, es interesante destacar que los niveles de silicato determinados están dentro del rango reconocido como adecuado para el desarrollo de los procesos biológicos fundamentales de este ambiente (**Popovich et al., 2008 ; Popovich y Marcovecchio, 2008**).

	Est. 1	Est. 2	Est. 3	Est. 4	Est. 5	Est. 6	Est. 7
C-01 / 11 (febrero)	52.47	61.98	70.92	70.92	106.67	115.32	132.61
C-02 / 11 (abril)	59.47	66.55	79.29	90.62	96.28	84.96	116.11
C-03 / 11 (junio)	80.24	84.73	96.54	96.95	108.76	114.05	134.42

Tabla 11 : Valores de silicato ($\mu\text{moles}\cdot\text{L}^{-1}$) disuelto en el agua de mar en las estaciones de muestreo estudiadas en las 3 campañas realizadas en el año 2011.

También es importante señalar que –si bien es imposible comparar la tendencia temporal de la distribución de silicatos registrada en este período con los valores históricos– la comparación directa con los valores correspondientes a los mismos meses en otros años coincidió con lo previamente informado por algunos autores (por

ej., Pucci *et al.*, 1979; 1980; Freije y Marcovecchio, 2004; Marcovecchio y Freije, 2004), aunque dichos valores fueron menores que los de las fases previas de este estudio (IADO, 1997, 2000, 2002, 2004, 2006, 2008). Este hecho puede ser atribuido a la escasez de lluvias durante el período de estudio, lo que impide el transporte de silicatos desde los ambientes continentales hacia los marinos (Popovich *et al.*, 2008).

1.7. Pigmentos fotosintetizadores

La clorofila *a* es un indicador típico de la biomasa de fitoplancton presente en el sistema, así como de su evolución temporal y distribución espacial. En el período evaluado durante el 2011 se determinaron valores de clorofila *a* que variaron entre los 2.39 mg.m⁻³ (en la Est.#4 de la campaña C-02 de abril de 2011) y los 13.64 mg.m⁻³ (en la Est.#2 de la campaña C-01 de febrero de 2011)(**Tabla 12**).

	Est. 1	Est. 2	Est. 3	Est. 4	Est. 5	Est. 6	Est. 7
C-01 / 11 (febrero)	3.07	13.64	6.27	2.86	5.59	6.48	10.17
C-02 / 11 (abril)	2.98	3.99	4.71	2.39	3.00	2.70	3.06
C-03 / 11 (junio)	4.31	3.57	2.66	2.44	2.46	2.63	2.58

Tabla 12 : Valores de clorofila *a* (mg.m⁻³) en el material particulado en suspensión en las estaciones de muestreo estudiadas en las 3 campañas realizadas en el año 2011.

Por su parte los feopigmentos son productos de degradación de la clorofila, y su presencia es indicadora tanto del grado de senescencia de la asociación fitoplanctónica como del pastoreo que el zooplancton ejerce sobre el fito. La

distribución de feopigmentos observada en este período varió en el rango desde niveles no detectables (por ej., en las Est.#2 y Est.#7 de la campaña C-01 de febrero de 2011, o la Est.#1 de la campaña C-03 de junio de 2011) hasta los 5.31 mg.m⁻³ (en la Est.#4 de la campaña C-01 de febrero de 2011) (**Tabla 13**).

	Est. 1	Est. 2	Est. 3	Est. 4	Est. 5	Est. 6	Est. 7
C-01 / 11 (febrero)	4.69	0.00	0.82	5.31	1.35	1.51	0.00
C-02 / 11 (abril)	0.08	0.06	0.02	1.86	1.55	1.41	0.23
C-03 / 11 (junio)	0.00	0.22	0.49	0.64	0.23	0.57	0.63

Tabla 13 : Valores de feopigmentos (mg.m⁻³) en el material particulado en suspensión en las estaciones de muestreo estudiadas en las 3 campañas realizadas en el año 2011.

Estos valores son normales para un sistema estuarial costero, pero resultan significativamente inferiores a los informados por otros autores (**Gayoso, 1989 ; Popovich & Gayoso, 1999 ; Popovich et al., 2008; Popovich y Marcovecchio, 2008**). Es muy difícil realizar una comparación cabal de los datos, ya que los mencionados autores han considerado en todos los casos ciclos más largos (al menos anuales, y en algunos decadales), y esto les permitió hacer referencia a la existencia de procesos que se mantienen con oscilaciones naturales ocasionales, habiéndose determinado oportunamente que este proceso corresponde a un gran florecimiento invernal del fitoplancton dominado por diatomeas (fundamentalmente *Thalassiosira curviseriata*) (**Gayoso, 1989 ; Popovich & Gayoso, 1999**).

Los contenidos de clorofila *a* registrados en este breve período evaluado parecen estar mucho más asociados con la existencia de un cambio en el

funcionamiento eco-fisiológico del estuario, por el cual -a diferencia de las descripciones históricas (**Popovich et al., 2008; Popovich y Marcovecchio, 2008**)- se estaría generando una modificación en la sucesión ecológica, con una especie especie dominante diferente, en reemplazo de la diatomea anteriormente mencionada (**Popovich et al., 2010**).

1.8. Materia orgánica particulada

El análisis de materia orgánica particulada (MOP) durante el período evaluado mostró un patrón heterogéneo, con un amplio rango de concentraciones, que oscilaron entre los 26 mg C.m⁻³ (estación #4 en la campaña C-03 de Junio de 2011) y los 3861 mg C.m⁻³ (estación #7 en la campaña C-01 de Febrero de 2011) (**Tabla 14**).

	Est. 1	Est. 2	Est. 3	Est. 4	Est. 5	Est. 6	Est. 7
C-01 / 11 (febrero)	1617	2185	1440	2968	1718	5114	3861
C-02 / 11 (abril)	716	858	2339	1441	1445	349	1570
C-03 / 11 (junio)	1914	3234	187	26	236	493	864

Tabla 14 : Valores de materia orgánica particulada (mg C.m⁻³) en el material particulado en suspensión en las estaciones de muestreo estudiadas en las 3 campañas realizadas en el año 2011.

A pesar de la brevedad del período muestreado, los datos observados a lo largo del diseño de muestreo permiten sostener que se produce un fenómeno de resuspensión a partir de los puntos donde la MOP ingresa al sistema (por ej., arroyos, desagües, cloacas, etc.) o donde se genera (por ej., productividad primaria, degradación de organismos, etc).

Es importante destacar que el estuario muestra un nivel básico o piso de MOP suficientemente alto como para sustentar a los procesos biológicos que pueden requerir dichos compuestos, y que –a través de procesos biogeoquímicos de mineralización / remineralización– también puede aportar un suplemento extra de nutrientes inorgánicos al sistema. Por otro lado, estas concentraciones de MOP deben ser monitoreadas ya que son potenciales consumidoras de oxígeno disuelto del sistema. Los niveles de MOP determinados (***Tabla 14***), así como la riqueza del sistema en oxígeno disuelto (***Tablas 4 y 5***) permiten sostener que no hay en este sentido riesgos ambientales inmediatos; sin embargo, y a partir de situaciones como las observadas en algunas estaciones de muestreo de las campañas C-01 y C-03, la vigilancia permanente del sistema facilitará la identificación temprana de procesos de este tipo, y la toma de las medidas correctivas que correspondan.

En síntesis:

El análisis del presente período muestra que se produjeron algunos cambios importantes en la estructura del estuario, entre los que se pueden destacar:

- (i) Se sigue observando un aumento de la **temperatura** promedio.
- (ii) La **salinidad** promedio disminuyó (respecto a 2009 / 2010), pero se mantiene más alta que los valores históricos correspondientes.
- (iii) El **pH** presentó valores promedio similares (o ligeramente superiores) a los históricos correspondientes.
- (iv) Los valores promedio de **oxígeno disuelto** fueron similares a los niveles históricos para este sistema, y superiores a los del período inmediatamente precedente.
- (v) Los porcentajes de **saturación de oxígeno** fueron adecuados para el desarrollo y soporte de los sistemas biológicos.

- (vi) Los niveles promedio de **turbidez** fueron del mismo orden de magnitud que los informados históricamente.
- (vii) Los niveles de **nitrateo, nitrito, amonio** y de **fosfato** medidos en este período fueron similares a los históricos, y adecuados para el desarrollo de sistemas biológicos.
- (viii) Las concentraciones de **silicato** fueron inferiores a las históricas.
- (ix) No se pudo evaluar el ciclo anual ni la sincronía de ocurrencia de estos compuestos.
- (x) Los niveles de **clorofila a** y de **feopigmentos** registrados fueron significativamente menores que los históricos.
- (xi) Tampoco en este caso se pudo evaluar la sincronía de los procesos de producción biológica del sistema.
- (xii) Los niveles de **materia orgánica particulada** fueron, sin embargo, altos, y garantizan una mineralización adecuada para generar futuros stocks de nutrientes inorgánicos en el sistema.



2. ESTUDIO DE SUSTANCIAS POTENCIALMENTE TOXICAS

En este aspecto del estudio se evaluaron los contenidos de algunos *metales pesados* potencialmente tóxicos (Cd, Pb, Cu, Zn, Cr, Ni, Hg) tanto disueltos en el agua del estuario como retenidos en los sedimentos superficiales del mismo. Asimismo, se determinaron los contenidos de los mismos metales en tejidos (músculo comestible e hígado) de la saraquita (*Ramnogaster arcuata*), especie característica de este estuario.

También se determinaron los contenidos de *hidrocarburos aromáticos policíclicos* (PAHs) en sedimentos del área bajo estudio del estuario.

2.1. METALES PESADOS

2.1.1. Cadmio

Se registraron concentraciones de *cadmio disuelto* en el agua de la zona bajo estudio en una (1) de las tres (3) campañas realizadas (sólo se registraron niveles detectables en la C-02 de abril de 2011) (***Tabla 15***). En este sentido cabe mencionar que los valores medidos en la mencionada campaña variaron entre niveles de 0.28 $\mu\text{g Cd.L}^{-1}$ y 0.64 $\mu\text{g Cd.L}^{-1}$ (en las Est. #6 y Est.#1 de la campaña C-03 de junio de 2011, respectivamente) (***Tabla 15***). Este hecho debe ser cuidadosamente considerado, teniendo en cuenta que la presencia de metales disueltos es indicadora de “**ingreso reciente al sistema**”, ya que esta fase de los compuestos metálicos es sumamente efímera y es desplazada rápidamente hacia los otros compartimientos del sistema (por ej., material particulado en suspensión, sedimentos, organismos). Por lo tanto, la detección de las mencionadas concentraciones de Cd disuelto en el agua indica que está ingresando actualmente, y que –por lo tanto– existe una o varias fuentes que lo están introduciendo al sistema, y que no parecen ser continuas sino eventuales.

	Est. 1	Est. 2	Est. 3	Est. 4	Est. 5	Est. 6	Est. 7
C-01 / 11 (febrero)	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
C-02 / 11 (abril)	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
C-03 / 11 (junio)	0.64	0.44	0.32	0.38	0.34	0.28	0.50

Tabla 15 : Valores de cadmio disuelto en el agua del estuario ($\mu\text{g Cd.L}^{-1}$) en las estaciones de muestreo estudiadas en las 3 campañas realizadas en el año 2011.

Al analizar la presencia de cadmio en los sedimentos superficiales se observó una tendencia similar a la descrita para la fase disuelta. Solamente se registraron concentraciones detectables de Cd en los sedimentos superficiales muestreados en una (1) de las campañas evaluadas (C-02 de abril de 2011) durante este período, cuyos valores variaron entre los $0,42 \mu\text{g Cd/g}$ y los $0.94 \mu\text{g Cd/g}$, ambos en en peso seco (en las Est.#7 y Est.#6 de la campaña C-02 de abril de 2011, respectivamente) (**Tabla 16**). Por otro lado, en las otras dos campañas (C-01 de febrero de 2011, C-03 de junio de 2011) todos los valores de Cd en sedimentos fueron inferiores a los límites de detección del método analítico empleado (**Tabla 16**).

	Est. 1	Est. 2	Est. 3	Est. 4	Est. 5	Est. 6	Est. 7
C-01 / 11 (febrero)	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
C-02 / 11 (abril)	0.62	0.79	0.44	0.66	0.79	0.94	0.42
C-03 / 11 (junio)	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.

Tabla 16 : Valores de cadmio en el sedimento superficial del estuario ($\mu\text{g Cd.g}^{-1}$) en las estaciones de muestreo estudiadas en las 3 campañas realizadas en el año 2011.

Los valores de Cd determinados en sedimentos durante este período fueron similares a los que se reportaron previamente para la misma zona: por ej., valores de hasta $3.0 \mu\text{g Cd.g}^{-1}$ -en peso seco- (IADO, 1997) y de $1.5 \mu\text{g Cd.g}^{-1}$ -en peso seco- (IADO, 2000). Por otro lado, en estos monitoreos se pudo observar frecuentes ingresos puntuales de cadmio disuelto al sistema, de una manera similar a la observada durante el período 2008, y mucho más frecuentes que en las etapas 1997 y 2000, en las cuales los valores determinados llegaron hasta los $1.2 \mu\text{g Cd.L}^{-1}$ (IADO, 1997) y los $1.8 \mu\text{g Cd.L}^{-1}$ (IADO, 2000). También vale aclarar que estos valores son de magnitud similar a los informados por otros autores en la década de los '80, como por ejemplo Pucci (1988) y Villa (1988), así como con datos históricos informados por otros autores (por ej., Freije y Marcovecchio, 2004; Marcovecchio y Freije, 2004; Marcovecchio y Ferrer, 2005; Botté *et al.*, 2008), entre otros.

El hecho de haber realizado sólo tres campañas de investigación durante el 2011 impide realizar cualquier comparación con las tendencias observadas en ciclos anteriores (IADO, 2002; 2006; 2008; 2009; 2010), y sólo podemos limitarnos a comentar que las magnitudes registradas (tanto en Cd disuelto como en los sedimentos superficiales) son similares a las previamente informadas (*Tablas 15 y 16*). Estos resultados que evidenciaron presencia de cadmio disuelto en el sistema ratifican lo previamente comentado sobre la existencia de fuentes de este metal que lo están introduciendo al estuario. Vale también reiterar que esto ya había sido informado en los correspondientes Informes de las etapas previas (IADO, 2002; 2006; 2008; 2009; 2010).

Cadmio en peces

Se determinaron los niveles de cadmio en una especie característica del estuario, y que desarrolla todo su ciclo de vida en el mismo: la saraquta (*Ramnogaster arcuata*). A los efectos de realizar el estudio integral se definieron cuatro (4) clases de

ejemplares para el muestreo y análisis correspondientes, en virtud a las características morfométricas de los mismos:

- **Clase I** : 20 a 49 mm de LT (LT : longitud total)
- **Clase II** : 50 a 79 mm de LT
- **Clase III** : 80 a 109 mm de LT
- **Clase IV** : 110 a 130 mm de LT

Estos ejemplares fueron analizados (individualmente o en *pooles*, en función al peso de muestra disponible), y los resultados correspondientes se presentan en la **Tabla 17**.

Los ejemplares muestreados se capturaron en las mismas campañas de investigación previamente informadas, que se estructuraron trabajando un día para muestreo de material abiótico (agua, sedimentos) y al día siguiente material biológico (peces). En el caso de los ejemplares de la Clase I no se informan valores de metales en hígado, porque este órgano es demasiado pequeño y no puede ser muestreado adecuadamente.

Si bien en el Convenio se propuso muestrear 3 especies de peces, en la reunión previa se consensuó reducir este estudio a 1 sola, para reducir costos de análisis. Se escogió en tal sentido la saraquita por ser una especie endémica del estuario, que realiza todo su ciclo biológico allí, y por lo tanto está permanentemente expuesta a las condiciones de este ambiente.

Tejido analizado	Concentración de Cd ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, p.h.) en <i>Ramnogaster arcuata</i>			
	Clase I	Clase II	Clase III	Clase IV
Músculo	0.016	0.023	0.024	0.025
Hígado	-----	0.366	0.369	0.871

Tabla 17 : Valores de cadmio ($\mu\text{g Cd}\cdot\text{g}^{-1}$, en peso húmedo) en tejidos de la saraquita (*Ramnogaster arcuata*) campañas realizadas en el año 2011.

Los valores de Cd determinados en los tejidos de los ejemplares de saraquita de Bahía Blanca presentaron una tendencia sostenida, a pesar del limitado número de campañas realizadas: ambos tejidos considerados para este estudio (músculo e hígado) presentaron niveles de cadmio detectables en todos los casos analizados, con niveles que variaron entre los 0.016 y 0.025 $\mu\text{g Cd}\cdot\text{g}^{-1}$, en peso húmedo, en el músculo, y entre los 0.366 y los 0.871 $\mu\text{g Cd}\cdot\text{g}^{-1}$, en peso húmedo, en el hígado (**Tabla 17**). Los valores de Cd en músculo determinados en este estudio son ligeramente superiores a los informados en el único antecedente histórico existente para esta especie en el estuario de Bahía Blanca (**Marcovecchio, 1988**), mientras que los registrados en hígado son significativamente superiores, y merecen ser estudiados más detenidamente. En tal sentido es importante destacar que este comentario ya se realizó en informes anteriores cuando se obtuvieron conclusiones similares trabajando con otra especies del estuario (por ej., **IADO, 2009, 2010**).

En lo que respecta a la acumulación biológica de Cd en los tejidos estudiados se observaron dos tendencias similares pero explicitadas de manera diferente. En el caso de la acumulación de cadmio en el músculo de la saraquita, los escasos datos disponibles no permiten sostener la existencia de este proceso, aunque parece

observarse una tendencia incipiente en tal sentido (**Tabla 17**). Esta situación debería ser explorada con más profundidad en el futuro, para clarificarlo, considerando que puede ser un efecto importante en caso de ser verificado. Por su parte, los datos disponibles permiten sostener la existencia de acumulación biológica de cadmio en el hígado de la saraquita (**Tabla 17**). Este resultado es muy importante, porque demuestra que el cadmio que ingresa al estuario (ya comentado en párrafos anteriores) está en formas químicas adecuadas para ser incorporadas por los organismos (*biodisponible*), y de tal manera puede acumularse y eventualmente producir efectos tóxicos en caso que los niveles almacenados alcancen los niveles críticos para esta especie en este ambiente (valor hasta ahora desconocido). En los Infomes de los períodos inmediatamente anteriores (**IADO, 2009, 2010**) se reportó que era la primera vez que se registraba acumulación biológica de Cd en un tejido de peces en el estuario; como la situación se reitera en el presente Informe estudiando otra especie, podemos asumir que este proceso está ocurriendo permanentemente en el estuario de Bahía Blanca. Esta situación indica claramente que este tema merece ser considerado con más profundidad, y vale la pena realizar un estudio pormenorizado que permita identificar los correspondientes mecanismos de acumulación y su potencial alcance biológico, así como los valores críticos (o *valores umbral*) a partir de los cuales los efectos tóxicos comenzarían a manifestarse.

Los valores de cadmio determinados en el músculo comestible de la especie evaluada son inferiores a los estándares internacionalmente aceptados como de aptitud para el consumo humano (**Nauen, 1983 ; WHO, 1991; JECFA, 2003**) (**Tablas 18.a y 18.b**).

Metal	FAO ⁽¹⁾	WHO ⁽²⁾	U.E. ⁽³⁾	U.K. ⁽⁴⁾	Código Alimentario Argentino ⁽⁵⁾
Cd	1,00	1,50	0,05 / 0,30	0,05 / 0,30	---
Pb	2,00	2,50	0,20 / 0,40	0,20 / 0,40	---
Hg	0,70 / 1,00	1,00	0,50 / 1,00	0,50 / 1,00	0,50
Zn	40,00	50,00	35,00 / 50,00	---	---
Cu	30,00	40,00	30,00 / 45,00	---	---

Tabla 18.a: Estándares internacionales y nacionales de metales pesados en músculo comestible de peces aceptados como aptos para el consumo humano directo o indirecto. La concentraciones están expresadas en $\mu\text{g Me} / \text{g m\acute{u}\text{s}\text{c. (en peso h\acute{u}\text{m}\text{e}\text{d}\text{o})} = \text{ppm}$

(1): extraído de **Nauen (1983)**

(2): extraído de **World Health Organization (1991)**

(3): extraído de **Official Journal of the European Union (2005)**

(4): extraído de **FIN Fact Sheet (2006)**

(5): extraído de **Código Alimentario Argentino (Ley 18284, Decreto Reglam. 2126/71, Cap.VI)**

Metal	FAO ⁽¹⁾	WHO ⁽²⁾	U.E. ⁽³⁾	U.K. ⁽⁴⁾	Código Alimentario Argentino ⁽⁵⁾
Cd	1,00	1,50	0,50 / 1,00	0,50 / 1,00	---
Pb	2,00	2,50	0,50 / 1,00	0,50 / 1,00	---
Hg	0,70 / 1,00	1,00	0,50 / 1,00	0,50 / 1,00	0,50
Zn	40,00	50,00	35,00 / 50,00	---	---
Cu	30,00	40,00	30,00 / 45,00	---	---

Tabla 18.b: Estándares internacionales y nacionales de metales pesados en músculo comestible de peces aceptados como aptos para el consumo humano directo o indirecto. La concentraciones están expresadas en $\mu\text{g Me} / \text{g m\acute{u}\text{c}\text{. (en peso h\acute{u}\text{m}\text{e}\text{d}\text{o})} = \text{ppm}$

(1): extraído de **Nauen (1983)**

(2): extraído de **World Health Organization (1991)**

(3): extraído de **Official Journal of the European Union (2005)**

(4): extraído de **FIN Fact Sheet (2006)**

(5): extraído de **Código Alimentario Argentino (Ley 18284, Decreto Reglam. 2126/71, Cap.VI)**

2.1.2. Plomo

Se registraron concentraciones de *plomo disuelto* en el agua de la zona bajo estudio en dos (2) de las tres (3) campañas realizadas (sólo no se registraron niveles detectables en la C-01 de febrero de 2011) (**Tabla 19**). En este sentido cabe mencionar que los valores registrados para el período estudiado variaron entre niveles inferiores al límite de detección del método analítico empleado (en todas las estaciones de la campaña C-01 de febrero de 2011, y Est.#1 y #7 de la campaña C-02 de abril de 2011) y $19.63 \mu\text{g Pb.L}^{-1}$ (en la Est. #6 de la campaña C-02 de abril de 2011) (**Tabla 19**). Estos valores resultan superiores al los informados para la última fase del monitoreo (**IADO, 2010**), en la cual no se habían superado los $3.31 \mu\text{g Pb.L}^{-1}$. Este hecho debe

ser cuidadosamente considerado, teniendo en cuenta que la presencia de metales disueltos es indicadora de “**ingreso reciente al sistema**”, ya que esta fase de los compuestos metálicos es sumamente efímera y es desplazada rápidamente hacia los otros compartimientos del sistema (por ej., material particulado en suspensión, sedimentos, organismos). Estos resultados muestran que este metal está ingresando actualmente al sistema, pero no son suficientes como para concluir si proviene de una fuente puntual (por ej., una o varias descargas) o si ingresa por una vía difusa (por ej., deposición atmosférica) y posteriormente se redistribuye por fuerzas físicas del sistema (por ej., marea, corrientes, etc.).

	Est. 1	Est. 2	Est. 3	Est. 4	Est. 5	Est. 6	Est. 7
C-01 / 11 (febrero)	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
C-02 / 11 (abril)	n.d.	9.93	11.81	13.69	8.05	19.63	n.d.
C-03 / 11 (junio)	10.14	9.39	8.27	12.75	10.14	10.14	12.38

Tabla 19 : Valores de plomo disuelto en el agua del estuario ($\mu\text{g Pb.L}^{-1}$) en las estaciones de muestreo estudiadas en las 3 campañas realizadas en el año 2011.

Al analizar la presencia de plomo en los sedimentos superficiales se observó una tendencia diferente a la descrita para la fase disuelta. Se registraron concentraciones detectables de Pb en los sedimentos superficiales muestreados en las tres (3) campañas realizadas durante este período, y los valores determinados variaron entre los $4.46 \mu\text{g Pb.g}^{-1}$ (en la Est.#1 de la campaña C-03 de junio de 2011) y los $8.68 \mu\text{g Pb.g}^{-1}$ (en la Est.#7 de la campaña C-03 de junio de 2011) (**Tabla 20**).

	Est. 1	Est. 2	Est. 3	Est. 4	Est. 5	Est. 6	Est. 7
C-01 / 11 (febrero)	4.79	5.75	5.17	5.82	6.45	5.20	5.43
C-02 / 11 (abril)	4.92	6.39	6.33	7.06	5.48	7.02	7.66
C-03 / 11 (junio)	4.46	7.20	7.49	7.43	6.88	6.86	8.68

Tabla 20 : Valores de plomo en el sedimento superficial del estuario ($\mu\text{g Pb.g}^{-1}$) en las estaciones de muestreo estudiadas en las 3 campañas realizadas en el año 2011.

Los valores de Pb determinados en sedimentos durante este período fueron inferiores a los que se reportaron previamente para la misma zona. Al analizar estos valores de Pb en sedimentos se observó que en las tres campañas realizadas en este período las concentraciones de determinadas (oscilaron entre los 4.46 y 8.68 $\mu\text{g Pb.g}^{-1}$) fueron -en promedio- las más bajas registradas en la base histórica del Programa de Monitoreo, en la que los niveles determinados llegaron hasta los 27 $\mu\text{g Pb.g}^{-1}$ -peso seco- (IADO, 1997) y a los 21 $\mu\text{g Pb.g}^{-1}$ (IADO, 2000). Los datos del período que aquí se informa resultaron ser también inferiores que los registrados en el período 2006/07, que llegaron hasta los 31,07; 34,80 y 42,71 $\mu\text{g Pb.g}^{-1}$ respectivamente (IADO, 2008).

El hecho de haber realizado sólo tres campañas de investigación durante el 2011 impide realizar cualquier comparación estadística con las tendencias observadas en ciclos anteriores (IADO, 2002; 2006; 2008; 2009; 2010), y sólo podemos limitarnos a comentar que las magnitudes de Pb disuelto registradas en 2011 fueron notablemente superiores a las del año anterior (**Tabla 19**) mientras que las de sedimentos fueron inferiores (**Tabla 20**). Estos resultados que evidenciaron presencia de plomo disuelto en el sistema ratifican lo previamente comentado sobre la existencia de fuentes de este metal que lo están introduciendo al estuario. Vale también reiterar que esto ya había sido informado en lo correspondientes Informes de las etapas previas (IADO, 2002; 2006; 2008; 2009; 2010).

Plomo en peces

Se determinaron los niveles de plomo en los ejemplares de saraquita (*Ramnogaster arcuata*) muestreados en la zona de estudio, de acuerdo a lo que explicó en el apartado anterior.

Estos ejemplares fueron analizados (individualmente o en *poles*, en función al peso de muestra disponible), y los resultados correspondientes se presentan en la **Tabla 17**.

Tejido analizado	Concentración de Pb ($\mu\text{g.g}^{-1}$, p.h.) en <i>Ramnogaster arcuata</i>			
	Clase I	Clase II	Clase III	Clase IV
Músculo	1.702	0.009	n.d.	n.d.
Hígado	-----	0.068	n.d.	n.d.

Tabla 21 : Valores de plomo ($\mu\text{g Pb.g}^{-1}$, en peso húmedo) en tejidos de la saraquita (*Ramnogaster arcuata*) campañas realizadas en el año 2011.

Los valores de Pb determinados en los tejidos de los ejemplares de saraquita de Bahía Blanca no presentaron una tendencia sostenida: ambos tejidos considerados para este estudio (músculo e hígado) presentaron residuos de plomo detectables en algunas de las clases analizadas (por ej., *Clase I* y *Clase II*), con niveles que variaron entre los 0,009 y 1,702 $\mu\text{g Pb.g}^{-1}$, en peso húmedo, en el músculo, y hasta los 0.068 $\mu\text{g Pb.g}^{-1}$, en peso húmedo, en el hígado (**Tabla 21**). Además, y tal como se puede apreciar en la mencionada Tabla, las otras dos clases consideradas para este análisis

(Clase III y Clase IV) no presentaron valores detectables de Pb en músculo ni en hígado en ningún caso (**Tabla 21**). No existen antecedentes con los cuales comparar los valores de Pb determinados en este estudio en los tejidos de esta especie en el estuario de Bahía Blanca.

A pesar del escaso número de muestras consideradas para este trabajo, los datos obtenidos no muestran ninguna evidencia que permita sostener la existencia de acumulación biológica de plomo en la especie estudiada (**Tabla 21**). Esta situación debería ser explorada con más profundidad en el futuro, para clarificarlo, considerando que –a pesar de la aparente ausencia de acumulación– se registraron contenidos relativamente altos de este metal en los ejemplares más pequeños.

Este resultado es muy importante, si se pone en el marco previamente descrito del plomo que ingresa al estuario (y que en este último período pareció estar en aumento). Si este elemento está en formas químicas adecuadas para ser incorporadas por los organismos (*biodisponible*), podría eventualmente producir efectos tóxicos en caso que los niveles almacenados alcancen los niveles críticos para esta especie en este ambiente (valor hasta ahora desconocido). Esta situación indica claramente que este tema merece ser considerado con más profundidad, y vale la pena realizar un estudio pormenorizado que permita identificar los correspondientes mecanismos de acumulación y su potencial alcance biológico, así como los valores críticos (o *valores umbral*) a partir de los cuales los efectos tóxicos comenzarían a manifestarse.

Los valores de plomo determinados en el músculo comestible de la especie evaluada son inferiores a los estándares internacionalmente aceptados como de aptitud para el consumo humano (Nauen, 1983 ; WHO, 1991; JECFA, 2003) (**Tablas 18.a y 18.b**).

=====

2.1.3. Cobre

Se registraron concentraciones de *cobre disuelto* en el agua de la zona bajo estudio en las tres (3) campañas realizadas durante el 2011) (**Tabla 22**). En este sentido cabe mencionar que los valores registrados para el período estudiado variaron entre niveles de 0,68 $\mu\text{g Cu.L}^{-1}$ (en las Est. #3 y Est.#4 de la campaña C-02 de abril de 2011) y 2,70 $\mu\text{g Cu.L}^{-1}$ (en la Est. #1 de la campaña C-01 de febrero de 2011) (**Tabla 22**). Estos valores resultan similares a los informados para la última fase del monitoreo (IADO, 2010), aunque esos fueron en promedio mayores por la existencia de algunos valores “fuera de distribución” que se registraron en junio de 2010 (IADO, 2010). Este hecho debe ser cuidadosamente considerado, teniendo en cuenta que la presencia de metales disueltos es indicadora de “**ingreso reciente al sistema**”, ya que esta fase de los compuestos metálicos es sumamente efímera y es desplazada rápidamente hacia los otros compartimientos del sistema (por ej., material particulado en suspensión, sedimentos, organismos). Este tipo de distribución permite pensar en dos tipos básicos de situaciones: (i) Ingreso multipuntual de cobre al sistema, que determina la distribución homogénea que se registró; o, (ii) Ingreso de Cu a partir de la atmósfera, con difusión posterior al agua del estuario. Ambas posibilidades pueden generar una distribución global homogénea de cobre disuelto, tal y como la observada en el sistema durante este período

	Est. 1	Est. 2	Est. 3	Est. 4	Est. 5	Est. 6	Est. 7
C-01 / 11 (febrero)	2.70	1.66	1.48	2.02	1.61	1.80	1.66
C-02 / 11 (abril)	0.98	0.74	0.68	0.68	0.92	0.80	0.86
C-03 / 11 (junio)	1.47	1.52	1.52	1.42	1.38	1.28	1.10

Tabla 22 : Valores de cobre disuelto en el agua del estuario ($\mu\text{g Cu.L}^{-1}$) en las estaciones de muestreo estudiadas en las 3 campañas realizadas en el año 2011.

También el análisis de los sedimentos superficiales mostró la presencia de cobre en todos los casos evaluados (**Tabla 23**). Se registraron concentraciones de Cu en los sedimentos superficiales muestreados en las tres (3) campañas realizadas durante este período, y los valores determinados variaron entre los $9,96 \mu\text{g Cu.g}^{-1}$ (en la Est.#1 de la campaña C-03 de junio de 2011) y los $25,52 \mu\text{g Cu.g}^{-1}$ (en la Est.#3 de la campaña C-03 de junio de 2011) (**Tabla 23**).

	Est. 1	Est. 2	Est. 3	Est. 4	Est. 5	Est. 6	Est. 7
C-01 / 11 (febrero)	13.08	16.28	12.71	15.93	19.18	14.98	13.70
C-02 / 11 (abril)	11.06	19.94	19.58	14.66	17.72	19.41	21.12
C-03 / 11 (junio)	9.96	20.56	25.52	24.42	19.48	18.81	23.17

Tabla 23 : Valores de cobre en el sedimento superficial del estuario ($\mu\text{g Cu.g}^{-1}$) en las estaciones de muestreo estudiadas en las 3 campañas realizadas en el año 2011.

Los valores de Cu determinados en sedimentos durante este período fueron similares a los que se reportaron previamente para la misma zona. Las concentraciones de Cu en sedimentos fueron del mismo orden de magnitud que los informados en las fases previas de este programa de monitoreo (**IADO, 2002, 2004, 2006, 2008, 2009, 2010**).

El hecho de haber realizado sólo tres campañas de investigación durante el 2011 impide realizar cualquier comparación estadística con las tendencias observadas

en ciclos anteriores (IADO, 2002; 2006; 2008; 2009; 2010), y sólo podemos limitarnos a comentar que las magnitudes de Cu (disuelto y particulado en el sedimento superficial) registradas en 2011 fueron del mismo orden a las de los años anteriores. Estos resultados que evidenciaron presencia de cobre disuelto en el sistema ratifican lo previamente comentado sobre la existencia de fuentes de este metal que lo están introduciendo al estuario. Vale también reiterar que esto ya había sido informado en los correspondientes Informes de las etapas previas (IADO, 2002; 2006; 2008; 2009; 2010).

Cobre en peces

Se determinaron los niveles de cobre en los ejemplares de saraquita (*Ramnogaster arcuata*) muestreados en la zona de estudio, de acuerdo a lo que se explicó en el apartado anterior.

Estos ejemplares fueron analizados (individualmente o en *pooles*, en función al peso de muestra disponible), y los resultados correspondientes se presentan en la **Tabla 24**.

Tejido analizado	Concentración de Cu ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, p.h.) en <i>Ramnogaster arcuata</i>			
	Clase I	Clase II	Clase III	Clase IV
Músculo	1,684	0,529	0,568	0,786
Hígado	-----	3,879	3,326	6,351

Tabla 24 : Valores de cobre ($\mu\text{g Cu.g}^{-1}$, en peso húmedo) en tejidos de la saraquita (*Ramnogaster arcuata*) campañas realizadas en el año 2011.

Los valores de Cu determinados en los tejidos de los ejemplares de saraquita de Bahía Blanca presentaron una tendencia sostenida: ambos tejidos considerados para este estudio (músculo e hígado) presentaron residuos de cobre detectables en todas las clases analizadas, con niveles que variaron entre los 0,529 y 1,684 $\mu\text{g Cu.g}^{-1}$, en peso húmedo, en el músculo; y entre los 3,326 y 6,351 $\mu\text{g Cu.g}^{-1}$, en peso húmedo, en el hígado (**Tabla 24**). No existen antecedentes con los cuales comparar los valores de Cu determinados en este estudio en los tejidos de esta especie en el estuario de Bahía Blanca.

A pesar del escaso número de muestras consideradas para este trabajo, los datos obtenidos permiten sostener la existencia de acumulación biológica de cobre en la especie estudiada (**Tabla 24**). Sin embargo, y en función al escaso número de muestras analizadas, esta situación debería ser explorada con más profundidad en el futuro, para clarificarlo, considerando que a partir de estos contenidos acumulados en los peces podrían producirse efectos de toxicidad (aunque los valores críticos a partir de los cuales se manifestarían estos efectos en la especie bajo estudio se desconocen).

Este resultado es muy importante, porque demuestra que el cobre que ingresa al estuario (ya comentado en párrafos anteriores) está en formas químicas adecuadas para ser incorporadas por los organismos (*biodisponible*), y de tal manera puede acumularse y eventualmente producir efectos tóxicos en caso que los niveles almacenados alcancen los niveles críticos para esta especie en este ambiente (valor hasta ahora desconocido). Esta situación indica claramente que este tema merece ser considerado con más profundidad, y vale la pena realizar un estudio pormenorizado que permita identificar los correspondientes mecanismos de acumulación y su potencial

alcance biológico, así como los valores críticos (o *valores umbral*) a partir de los cuales los efectos tóxicos comenzarían a manifestarse.

Los valores de cobre determinados en el músculo comestible de la especie evaluada son inferiores a los estándares internacionalmente aceptados como de aptitud para el consumo humano (Nauen, 1983 ; WHO, 1991; JECFA, 2003) (Tablas 18.a y 18.b).

=====

2.1.4. Zinc

Se registraron concentraciones de *zinc disuelto* en el agua de la zona bajo estudio en las tres (3) campañas realizadas durante el 2011), aunque vale la pena aclarar que muchas de las estaciones muestreadas estuvieron por debajo del límite de detección del método analítico empleado (Tabla 25). Los valores registrados para el período estudiado variaron entre niveles inferiores al límite de detección del método analítico empleado (en las Est. #2, #3, #4, #5 y #7 de la campaña C-01 de febrero de 2011 ; Est. #2, #3, #4, #5, #6 y #7 de la campaña C-02 de abril de 2011 ; y, Est. #7 de la campaña C-03 de junio de 2011) y 29,02 $\mu\text{g Zn.L}^{-1}$ (en la Est. #1 de la campaña C-01 de febrero de 2011) (Tabla 25). Estos valores resultan similares a los informados para la última fase del monitoreo (IADO, 2010), aunque esos fueron en promedio mayores por la existencia de algunos valores “fuera de distribución” que se registraron en junio de 2010 (IADO, 2010). También es importante destacar la heterogeneidad de la distribución espacial de las concentraciones de zinc disuelto. Este hecho debe ser cuidadosamente considerado, teniendo en cuenta que la presencia de metales disueltos es indicadora de “**ingreso reciente al sistema**”, ya que esta fase de los compuestos metálicos es sumamente efímera y es desplazada rápidamente hacia los otros compartimientos del sistema (por ej., material particulado en suspensión, sedimentos, organismos). Muchos de los valores de zinc disuelto que se determinaron

en la mayoría de las estaciones de muestreo resultaron inferiores a los informados previamente, y que alcanzaban los $40 \mu\text{g Zn.L}^{-1}$ (IADO, 1997) y los $80 \mu\text{g Zn.L}^{-1}$ (IADO, 2000), los que coincidían además con los de Villa & Pucci (1987). Además, la mayoría de los datos informados son similares a los determinados en los últimos años de este Programa de Monitoreo (IADO, 2002, 2004, 2006, 2008, 2009, 2010).

	Est. 1	Est. 2	Est. 3	Est. 4	Est. 5	Est. 6	Est. 7
C-01 / 11 (febrero)	29,02	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	6,40	n.d.
C-02 / 11 (abril)	5,21	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
C-03 / 11 (junio)	15,64	12,57	12,71	4,48	7,71	4,93	n.d.

Tabla 25 : Valores de zinc disuelto en el agua del estuario ($\mu\text{g Zn.L}^{-1}$) en las estaciones de muestreo estudiadas en las 3 campañas realizadas en el año 2011.

En el análisis de los sedimentos superficiales se determinó la presencia de zinc en todos los casos evaluados (**Tabla 26**). Se registraron concentraciones de Zn en los sedimentos superficiales muestreados en las tres (3) campañas realizadas durante este período, y los valores determinados variaron entre los $32,15 \mu\text{g Zn.g}^{-1}$ (en la Est.#3 de la campaña C-02 de abril de 2011) y los $55,30 \mu\text{g Zn.g}^{-1}$ (en la Est.#3 de la campaña C-03 de junio de 2011) (**Tabla 26**).

	Est. 1	Est. 2	Est. 3	Est. 4	Est. 5	Est. 6	Est. 7
C-01 / 11 (febrero)	32,88	37,55	33,72	39,59	43,29	35,38	35,73
C-02 / 11 (abril)	35,53	40,49	32,15	46,29	38,36	41,14	40,19
C-03 / 11 (junio)	34,47	45,58	55,30	50,50	41,38	42,59	48,31

Tabla 26 : Valores de zinc en el sedimento superficial del estuario ($\mu\text{g Zn.g}^{-1}$) en las estaciones de muestreo estudiadas en las 3 campañas realizadas en el año 2011.

Los valores de Zn en sedimentos de este informe también son inferiores que los de monitoreos previos, aunque mantienen niveles significativos; los previos informaron niveles de alrededor de $100 \mu\text{g Zn.g}^{-1}$ -peso seco- (IADO, 1997) y sobre todo a los $700 \mu\text{g Zn.g}^{-1}$ medidos posteriormente (IADO, 2000), valores que fueron superiores a los de Pucci (1988) para la misma zona, y son similares a los informados en los últimos años de este programa de monitoreo (IADO, 2002, 2004, 2006, 2008, 2009, 2010), así como a los de Freije y Marcovecchio (2004), Marcovecchio y Freije (2004), y Marcovecchio y Ferrer (2005).

El hecho de haber realizado sólo tres campañas de investigación durante el 2011 impide realizar cualquier comparación estadística con las tendencias observadas en ciclos anteriores (IADO, 2002; 2006; 2008; 2009; 2010), y sólo podemos limitarnos a comentar que las magnitudes de Zn disuelto fueron del mismo orden que las de los años anteriores, mientras que las del particulado en el sedimento superficial fueron inferiores a los previos. Estos resultados que evidenciaron presencia de zinc disuelto en el sistema ratifican lo previamente comentado sobre la existencia de fuentes de este metal que lo están introduciendo al estuario. Vale también reiterar que esto ya había sido informado en los correspondientes Informes de las etapas previas (IADO, 2002; 2006; 2008; 2009; 2010).

Zinc en peces

Se determinaron los niveles de zinc en los ejemplares de saraquita (*Ramnogaster arcuata*) muestreados en la zona de estudio, de acuerdo a lo que se explicó en el apartado anterior.

Estos ejemplares fueron analizados (individualmente o en *pooles*, en función al peso de muestra disponible), y los resultados correspondientes se presentan en la **Tabla 27**.

Tejido analizado	Concentración de Zn ($\mu\text{g.g}^{-1}$, p.h.) en <i>Ramnogaster arcuata</i>			
	Clase I	Clase II	Clase III	Clase IV
Músculo	30,090	16,650	16,360	10,954
Hígado	-----	36,070	29,125	43,350

Tabla 27 : Valores de zinc ($\mu\text{g Zn.g}^{-1}$, en peso húmedo) en tejidos de la saraquita (*Ramnogaster arcuata*) campañas realizadas en el año 2011.

Los valores de Zn determinados en los tejidos de los ejemplares de saraquita de Bahía Blanca presentaron una tendencia sostenida: ambos tejidos considerados para este estudio (músculo e hígado) presentaron residuos de zinc detectables en todas las clases analizadas, con niveles que variaron entre los 10,954 y 30,090 $\mu\text{g Zn.g}^{-1}$, en peso húmedo, en el músculo; y entre los 29,125 y 43,350 $\mu\text{g Zn.g}^{-1}$, en peso húmedo, en el hígado (**Tabla 27**). Los valores determinados en los ejemplares de saraquita muestreados durante 2011 son superiores a los incluidos en el único antecedente para esta especie en el estuario de Bahía Blanca (**Marcovecchio, 1988**).

A pesar del escaso número de muestras consideradas para este trabajo, los datos obtenidos permiten sostener la existencia de acumulación biológica de zinc en la especie estudiada (**Tabla 27**). Sin embargo, y en función al escaso número de muestras analizadas, esta situación debería ser explorada con más profundidad en el

futuro, para clarificarlo, considerando que a partir de estos contenidos acumulados en los peces podrían producirse efectos de toxicidad (aunque los valores críticos a partir de los cuales se manifestarían estos efectos en la especie bajo estudio se desconocen).

Este resultado es muy importante, porque demuestra que el zinc que ingresa al estuario (ya comentado en párrafos anteriores) está en formas químicas adecuadas para ser incorporadas por los organismos (*biodisponible*), y de tal manera puede acumularse y eventualmente producir efectos tóxicos en caso que los niveles almacenados alcancen los niveles críticos para esta especie en este ambiente (valor hasta ahora desconocido). Esta situación indica claramente que este tema merece ser considerado con más profundidad, y vale la pena realizar un estudio pormenorizado que permita identificar los correspondientes mecanismos de acumulación y su potencial alcance biológico, así como los valores críticos (o *valores umbral*) a partir de los cuales los efectos tóxicos comenzarían a manifestarse.

Los valores de zinc determinados en el músculo comestible de la especie evaluada son inferiores a los estándares internacionalmente aceptados como de aptitud para el consumo humano (Nauen, 1983 ; WHO, 1991; JECFA, 2003) (*Tablas 18.a y 18.b*).

=====

2.1.5. Cromo

Se registraron concentraciones de *cromo disuelto* en el agua de la zona bajo estudio en las tres (3) campañas realizadas durante el 2011), aunque vale la pena aclarar que muchas de las estaciones muestreadas estuvieron por debajo del límite de detección del método analítico empleado (***Tabla 28***). Los valores registrados para el período estudiado variaron entre niveles inferiores al límite de detección del método analítico empleado (en las Est. #3, #4, #5, #6 y #7 de la campaña C-01 de febrero de 2011 ; en la Est.#6 de la campaña C-02 de abril de 2011 ; y, en las Est. #1 y #2 de la campaña C-03 de junio de 2011) y $18,26 \mu\text{g Cr.L}^{-1}$ (en la Est. #1 de la campaña C-02 de abril de 2011) (***Tabla 28***). Estos valores resultan similares a los informados para la última fase del monitoreo (**IADO, 2010**), aunque esos fueron en promedio mayores por la existencia de algunos valores “fuera de distribución” que se registraron en junio de 2010 (**IADO, 2010**). También es importante destacar la heterogeneidad de la distribución espacial de las concentraciones de cromo disuelto. Este hecho debe ser cuidadosamente considerado, teniendo en cuenta que la presencia de metales disueltos es indicadora de “**ingreso reciente al sistema**”, ya que esta fase de los compuestos metálicos es sumamente efímera y es desplazada rápidamente hacia los otros compartimientos del sistema (por ej., material particulado en suspensión, sedimentos, organismos). En este caso, este tipo de distribución indica la existencia de fuentes multipuntuales de cromo en esa zona, que están aportando este metal en la actualidad. Esta tendencia coincide con lo informado en las etapas anteriores de este programa de monitoreo (**IADO, 2005, 2008**). Por otro lado, los valores son similares a los informados por **Villa (1988)** y en los últimos informes del programa de monitoreo (**IADO, 2002; 2004; 2006; 2008; 2009; 2010**) para la misma zona.

	Est. 1	Est. 2	Est. 3	Est. 4	Est. 5	Est. 6	Est. 7
C-01 / 11 (febrero)	0,58	1,28	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
C-02 / 11 (abril)	18,26	8,84	11,66	5,64	10,22	n.d.	0,23
C-03 / 11 (junio)	n.d.	n.d.	4,62	3,89	2,29	2,21	0,61

Tabla 28 : Valores de cromo disuelto en el agua del estuario ($\mu\text{g Cr.L}^{-1}$) en las estaciones de muestreo estudiadas en las 3 campañas realizadas en el año 2011.

En el análisis de los sedimentos superficiales se determinó la presencia de cromo en todos los casos evaluados (**Tabla 29**). Se registraron concentraciones de Cr en los sedimentos superficiales muestreados en las tres (3) campañas realizadas durante este período, y los valores determinados variaron entre los $8,74 \mu\text{g Cr.g}^{-1}$ (en la Est.#1 de la campaña C-03 de junio de 2011) y los $14,73 \mu\text{g Cr.g}^{-1}$ (en la Est.#3 de la campaña C-03 de junio de 2011) (**Tabla 29**).

	Est. 1	Est. 2	Est. 3	Est. 4	Est. 5	Est. 6	Est. 7
C-01 / 11 (febrero)	10,89	11,89	11,67	12,51	13,84	11,85	11,09
C-02 / 11 (abril)	8,96	10,71	12,23	12,05	14,42	10,84	10,63
C-03 / 11 (junio)	8,74	11,24	14,73	12,43	11,52	11,22	11,94

Tabla 29 : Valores de cromo en el sedimento superficial del estuario ($\mu\text{g Cr.g}^{-1}$) en las estaciones de muestreo estudiadas en las 3 campañas realizadas en el año 2011.

Los valores de Cr en sedimentos determinados en el presente estudio fueron similares a los registrados en las fases iniciales del programa de monitoreos (**IADO, 1997; 2000**), así como a los de **Pucci (1988)** y a los de las últimas fases del monitoreo para la misma región (**IADO, 2002; 2004; 2006; 2008; 2009; 2010**).

El hecho de haber realizado sólo tres campañas de investigación durante el 2011 impide realizar cualquier comparación estadística con las tendencias observadas en ciclos anteriores (**IADO, 2002; 2006; 2008; 2009; 2010**), y sólo podemos limitarnos a comentar que tanto las magnitudes de Cr disuelto como las de Cr particulado en el sedimento superficial fueron del mismo orden que las de los años anteriores. Estos resultados que evidenciaron presencia de cromo disuelto en el sistema ratifican lo previamente comentado sobre la existencia de fuentes de este metal que lo están introduciendo al estuario. Vale también reiterar que esto ya había sido informado en los correspondientes Informes de las etapas previas (**IADO, 2002; 2006; 2008; 2009; 2010**).

Cromo en peces

Se determinaron los niveles de cromo en los ejemplares de saraquita (*Ramnogaster arcuata*) muestreados en la zona de estudio, de acuerdo a lo que se explicó en el apartado anterior.

Estos ejemplares fueron analizados (individualmente o en *poles*, en función al peso de muestra disponible), y los resultados correspondientes se presentan en la **Tabla 30**.

Tejido analizado	Concentración de Cr ($\mu\text{g.g}^{-1}$, p.h.) en <i>Ramnogaster arcuata</i>			
	Clase I	Clase II	Clase III	Clase IV
Músculo	0,784	0,388	0,859	2,134
Hígado	-----	0,329	0,462	0,102

Tabla 30 : Valores de cromo ($\mu\text{g Cr.g}^{-1}$, en peso húmedo) en tejidos de la saraquita (*Ramnogaster arcuata*) campañas realizadas en el año 2011.

Los valores de Cr determinados en los tejidos de los ejemplares de saraquita de Bahía Blanca presentaron una tendencia sostenida: ambos tejidos considerados para este estudio (músculo e hígado) presentaron residuos de cromo detectables en todas las clases analizadas, con niveles que variaron entre los 0,388 y 2,134 $\mu\text{g Cr.g}^{-1}$, en peso húmedo, en el músculo; y entre los 0,102 y 0,462 $\mu\text{g Cr.g}^{-1}$, en peso húmedo, en el hígado (**Tabla 30**). No existen antecedentes de determinación de Cr en tejidos de la saraquita de Bahía Blanca, por lo que estos valores constituyen los primeros datos en tal sentido.

A pesar del escaso número de muestras consideradas para este trabajo, los datos obtenidos permiten sostener la existencia de acumulación biológica de cromo en la especie estudiada (**Tabla 30**). Los datos parecen indicar claramente la existencia de este proceso en el músculo de los ejemplares estudiados, aunque resulta más difuso en el hígado. Sin embargo, y en función al escaso número de muestras analizadas, esta situación debería ser explorada con más profundidad en el futuro, para clarificarlo, considerando que a partir de estos contenidos acumulados en los peces podrían producirse efectos de toxicidad (aunque los valores críticos a partir de los cuales se manifestarían estos efectos en la especie bajo estudio se desconocen).

Este resultado es muy importante, porque demuestra que el cromo que ingresa al estuario (ya comentado en párrafos anteriores) está en formas químicas adecuadas para ser incorporadas por los organismos (*biodisponible*), y de tal manera puede acumularse y eventualmente producir efectos tóxicos en caso que los niveles almacenados alcancen los niveles críticos para esta especie en este ambiente (valor hasta ahora desconocido). Esta situación indica claramente que este tema merece ser considerado con más profundidad, y vale la pena realizar un estudio pormenorizado que permita identificar los correspondientes mecanismos de acumulación y su potencial alcance biológico, así como los valores críticos (o *valores umbral*) a partir de los cuales los efectos tóxicos comenzarían a manifestarse.

Los valores de cromo determinados en el músculo comestible de la especie evaluada son inferiores a los estándares internacionalmente aceptados como de aptitud para el consumo humano (**Nauen, 1983 ; WHO, 1991; JECFA, 2003**) (**Tablas 18.a y 18.b**).

=====

2.1.6. Níquel

Este metal fue incluido por primera vez en el programa de monitoreo de 2005 (IADO, 2006), y desde entonces se lleva adelante su análisis. En 2 (dos) de las campañas de investigación realizadas durante 2011 los valores de níquel disuelto estuvieron por debajo del límite de detección del método analítico empleado (con la excepción del determinado en la Est.#6 de la campaña C-02 de abril de 2011: 0,94 µg Ni.L⁻¹), mientras que en la tercera campaña (C-03, de junio de 2011) presentaron niveles que oscilaron entre concentraciones inferiores al límite de detección del método analítico empleado y los 1,29 µg Ni.L⁻¹ (**Tabla 31**), lo que permite sostener que

existieron ingresos recientes y discontinuos de este metal en la zona durante el período estudiado. Estos valores resultaron ligeramente inferiores a los informados en los últimos períodos estudiados en este ambiente (IADO, 2008; 2009; 2010).

	Est. 1	Est. 2	Est. 3	Est. 4	Est. 5	Est. 6	Est. 7
C-01 / 11 (febrero)	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
C-02 / 11 (abril)	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,94	n.d.
C-03 / 11 (junio)	0,35	n.d.	n.d.	1,10	1,29	0,03	0,10

Tabla 31 : Valores de níquel disuelto en el agua del estuario ($\mu\text{g Ni.L}^{-1}$) en las estaciones de muestreo estudiadas en las 3 campañas realizadas en el año 2011.

Por su parte, el análisis de níquel en sedimentos superficiales presentó valores que oscilaron entre 4,82 y 8,79 $\mu\text{g Ni.g}^{-1}$, en peso seco, (en las Est.#1 y Est.#3 de la campaña C-03 de junio de 2011 respectivamente), con los valores distribuidos de manera homogénea (**Tabla 32**). Hay pocos valores previos con los que puedan ser comparados los datos de níquel en sedimentos registrados en este estudio; los del presente estudio resultaron ligeramente inferiores a los informados en las fases previas del Monitoreo de años 2007 y 2008, y similares a los del año 2005 (IADO, 2006). De la misma manera, fueron ligeramente superiores a los valores oportunamente informados por Ferrer (2001).

	Est. 1	Est. 2	Est. 3	Est. 4	Est. 5	Est. 6	Est. 7
C-01 / 11 (febrero)	6,58	7,50	7,31	7,87	8,37	7,48	7,16
C-02 / 11 (abril)	6,06	7,63	6,98	7,18	7,56	7,34	8,12
C-03 / 11 (junio)	4,82	7,15	8,79	7,71	6,55	7,33	7,66

Tabla 32 : Valores de níquel en el sedimento superficial del estuario ($\mu\text{g Ni.g}^{-1}$) en las estaciones de muestreo estudiadas en las 3 campañas realizadas en el año 2011.

Teniendo en cuenta el escaso número de muestras analizadas es imposible hacer un análisis estadístico que refleje la comparación de los valores del 2011 con los previos. Sin embargo la simple comparación de los valores determinados con los de los mismos meses en períodos anteriores muestran niveles similares (o ligeramente inferiores) de níquel disuelto durante el 2011, y valores del mismo orden de magnitud en los sedimentos superficiales (**IADO, 2008; 2009; 2010**).

Níquel en peces

Se determinaron los niveles de níquel en los ejemplares de saraquita (*Ramnogaster arcuata*) muestreados en la zona de estudio, de acuerdo a lo que se explicó en el apartado anterior.

Estos ejemplares fueron analizados (individualmente o en *pooles*, en función al peso de muestra disponible), y los resultados correspondientes se presentan en la **Tabla 33**.

Tejido analizado	Concentración de Ni ($\mu\text{g.g}^{-1}$, p.h.) en <i>Ramnogaster arcuata</i>			
	Clase I	Clase II	Clase III	Clase IV
Músculo	0,061	0,348	0,146	0,131
Hígado	-----	0,096	0,170	n.d.

Tabla 33 : Valores de níquel ($\mu\text{g Ni.g}^{-1}$, en peso húmedo) en tejidos de la saraqita (*Ramnogaster arcuata*) campañas realizadas en el año 2011.

Los valores de Ni determinados en los tejidos de los ejemplares de saraqita de Bahía Blanca presentaron una tendencia sostenida: ambos tejidos considerados para este estudio (músculo e hígado) presentaron residuos de níquel detectables, pero en concentraciones muy bajas, con niveles que variaron entre los 0,061 y 0,348 $\mu\text{g Ni.g}^{-1}$, en peso húmedo, en el músculo; y desde niveles inferiores al límite de detección del método analítico empleado y 0,170 $\mu\text{g Ni.g}^{-1}$, en peso húmedo, en el hígado (**Tabla 33**). No existen antecedentes de determinación de Ni en tejidos de la saraqita de Bahía Blanca, por lo que estos valores constituyen los primeros datos en tal sentido.

=====

2.1.7. Mercurio

Se registraron bajas concentraciones de *mercurio disuelto* a lo largo de toda la grilla de muestreo utilizada, incluyendo valores por debajo del límite de detección del método analítico empleado (por ej., Est. #1 de la campaña C-02 de abril de 2011) o

muy próximos al mismo (por ej., Est. #2 y #4 de la campaña C-01 de febrero de 2011 ; Est. #7 de la campaña C-02 de abril de 2011 ; y, Est. #3 y #7 de la campaña C-03 de junio de 2011) (**Tabla 34**). Los valores de mercurio disuelto que se determinaron en este período variaron entre valores inferiores al límite de detección del método analítico empleado (en la Est.#1 de la campaña C-02 de abril de 2011) y los 0,66 $\mu\text{g Hg.L}^{-1}$ (en la Est.#3 de la campaña C-01 de febrero de 2011)(**Tabla 34**). También en este caso, y a pesar de los bajos valores determinados, la tendencia distributiva observada fue homogénea a lo largo de toda el área de estudio; este hecho permite sostener la posible existencia de ingreso multipuntual de mercurio al sistema o, ingreso de Hg a partir de la atmósfera, con difusión posterior al agua del estuario; ambas posibilidades generan una distribución global homogénea de mercurio disuelto en el sistema (**Tabla 34**).

	Est. 1	Est. 2	Est. 3	Est. 4	Est. 5	Est. 6	Est. 7
C-01 / 11 (febrero)	0,30	0,07	0,66	0,03	0,14	0,12	0,35
C-02 / 11 (abril)	n.d.	0,18	0,13	0,25	0,13	0,41	0,06
C-03 / 11 (junio)	0,09	0,30	0,04	0,11	0,13	0,35	0,06

Tabla 34 : Valores de mercurio disuelto en el agua del estuario ($\mu\text{g Hg.L}^{-1}$) en las estaciones de muestreo estudiadas en las 3 campañas realizadas en el año 2011.

Por su parte, la distribución de mercurio en los sedimentos superficiales del estuario han variado entre valores inferiores al límite de detección del método analítico empleado y los 0.202 $\mu\text{g Hg.g}^{-1}$, en peso seco (**Tabla 35**). Estos valores son muy bajos, y pueden ser considerados como propios de un ambiente no impactado por mercurio, y están en el mismo orden de magnitud que los informados en los años previos de este Programa de Monitoreo (**IADO, 2002; 2006; 2007; 2008; 2009; 2010**) (**Tabla 35**).

	Est. 1	Est. 2	Est. 3	Est. 4	Est. 5	Est. 6	Est. 7
C-01 / 11 (febrero)	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
C-02 / 11 (abril)	0,048	0,079	0,057	0,122	0,053	0,126	0,108
C-03 / 11 (junio)	0,043	0,056	0,048	0,202	0,091	0,031	0,121

Tabla 35 : Valores de mercurio en el sedimento superficial del estuario ($\mu\text{g Hg.g}^{-1}$) en las estaciones de muestreo estudiadas en las 3 campañas realizadas en el año 2011.

Tanto los valores de Hg disuelto como los de Hg en sedimento que aquí se informan fueron similares o ligeramente inferiores a los registrados en las fases previas de trabajo (IADO, 1997; 2000; 2002; 2004; 2006; 2008; 2009; 2010).

Teniendo en cuenta el escaso número de muestras analizadas es imposible hacer un análisis estadístico que refleje la comparación de los valores del 2011 con los previos. Sin embargo la simple comparación de los valores determinados con los de los mismos meses en períodos anteriores muestran niveles similares (o ligeramente inferiores) tanto de mercurio disuelto como de mercurio en sedimento durante el 2011 (IADO, 2004; 2006; 2008; 2009; 2010).

Mercurio en peces

Se determinaron los niveles de mercurio en los ejemplares de saraquita (*Ramnogaster arcuata*) muestreados en la zona de estudio, de acuerdo a lo que se explicó en el apartado anterior.

Estos ejemplares fueron analizados (individualmente o en *pooles*, en función al peso de muestra disponible), y los resultados correspondientes se presentan en la **Tabla 36**.

Tejido analizado	Concentración de Hg ($\mu\text{g.g}^{-1}$, p.h.) en <i>Ramnogaster arcuata</i>			
	Clase I	Clase II	Clase III	Clase IV
Músculo	n.d.	0,026	0,044	0,071
Hígado	-----	0,038	0,051	0,066

Tabla 36 : Valores de mercurio ($\mu\text{g Hg.g}^{-1}$, en peso húmedo) en tejidos de la saraquita (*Ramnogaster arcuata*) campañas realizadas en el año 2011.

Los valores de Hg determinados en los tejidos de los ejemplares de saraquita de Bahía Blanca presentaron una tendencia sostenida: ambos tejidos considerados para este estudio (músculo e hígado) presentaron residuos de mercurio detectables, pero en concentraciones muy bajas, con niveles que variaron entre algunos inferiores al límite de detección del método analítico empleado y los $0,071 \mu\text{g Hg.g}^{-1}$, en peso húmedo, en el músculo; y desde niveles de $0,038$ y $0,066 \mu\text{g Hg.g}^{-1}$, en peso húmedo, en el hígado (**Tabla 36**). Los valores de Hg en músculo e hígado determinados en este estudio son similares (o aun ligeramente inferiores) a los informados en el único antecedente histórico existente para esta especie en el estuario de Bahía Blanca (**Marcovecchio, 1988**).

A pesar de los bajos valores de Hg determinados en los tejidos estudiados de *Ramnogaster arcuata* la mayoría de los análisis dieron resultados positivos, indicando

la existencia de residuos de este metal. Por lo tanto, se puede inferir que hay mercurio en formas químicas biodisponibles en el estuario, y que se incorpora muy lentamente a los organismos. Tampoco en este caso hay información sobre los niveles umbral de producción de efectos de toxicidad de este metal sobre la especie mencionada, por lo que no es posible pronosticar la potencial ocurrencia de los mismos.

Los valores de mercurio determinados en el músculo comestible de la especie estudiada durante 2011, han sido –en todos los casos– inferiores a los estándares internacionalmente aceptados como de aptitud para el consumo humano (**Nauen, 1983 ; WHO, 1991; JECFA, 2003**) (*Tablas 1.a y 1.b*).

=====

2.2. HIDROCARBUROS AROMÁTICOS POLICÍCLICOS **(PAHs)**

En el presente programa de Monitoreo se llevó adelante el análisis de la presencia, concentración y distribución de hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs) en las 3 campañas sobre los sedimentos superficiales del área bajo estudio. Se determinó un estrecho rango de niveles de concentraciones totales de PAHs (expresados como la suma de las concentraciones de los 15 PAHs analizados) para el área bajo estudio. El rango lineal de concentraciones de los compuestos individuales varió desde no detectable (<5 ppb p.s.) hasta 899,4ppb (Est.#8 de la C-02 de Abril de 2011), mientras que el rango de concentraciones de la suma los 15 compuestos analizados varió desde 75 ppb (Est.#1 y #4 de la C-01 de febrero de 2011) hasta 921,2 ppb (Est.#E7 de la misma campaña), con una media de 13,03 ppb (p.s.). El compuesto más frecuentemente hallado fue el Fenantreno, seguido del Antraceno y el Acenaftileno, todos ellos pertenecientes al grupo de PAHs de bajo peso molecular.

Como observaciones se puede destacar que en este monitoreo, al igual que el año anterior, se repite la estación con la máxima suma de PAHs (estación #7) y se registra preeminencia de PAHs de bajo peso molecular. Sin embargo, a diferencia de las anteriores campañas, no se registran ingresos destacables de Naftaleno. En general el rango observado de concentraciones es bajo a moderado, con alta frecuencia de valores basales (*background*) y sólo ocasionales mediciones de valores moderados para algunos compuestos como el Fenantreno y Antraceno, en especial en las estaciones #2, #7 y #8. Este último rango se encuentra en concordancia con valores reportados previamente en este programa y en diversas publicaciones (**Arias et al., 2008, 2009, 2010**), y mantienen en general perfiles puntuales que se correlacionan estrechamente a las actividades antrópicas desarrolladas en las cercanías.

Campaña 10 24/2/11								
Nombre/Estación	1	2	3	4	5	6	7	8*
Naftaleno	-	<15	-	-	-	-	<15	-
Acenaftileno	-	<15	-	-	-	-	<15	-
Acenafteno	-	<15	-	-	<15	-	<15	-
Fluoreno	-	<15	-	-	-	-	<15	-
Fenantreno	-	629,9	213,1	-	-	-	811,2	-
Antraceno	-	-	-	-	-	<15	-	-
Fluoranteno	-	-	-	-	-	-	-	-
Pireno	-	-	-	-	-	-	-	-
Benzo-a-antraceno	-	-	-	-	-	-	-	-
Criseno	-	-	-	-	-	-	-	-
Benzo-b-Fluoranteno	-	-	-	-	<15	-	-	-
Benzo-a-Pireno	-	-	-	-	-	-	-	-
Indeno-1,2,3-pireno	-	-	-	-	-	-	-	-
Dibenzoantraceno	-	-	-	-	<15	-	-	-
Benzo-ghi-perileno	-	-	-	-	-	-	-	-
SUM PAHs	<75	<739,9	<283,1	<75	<100	<85	<921,1	<75*
Campaña 11 6/4/11								
Nombre/Estación	1	2	3	4	5	6	7	8*
Naftaleno	-	-	<15	<15	<15	-	-	<10*
Acenaftileno	-	-	47,5	<15	15,5	<15	<15	<10*
Acenafteno	-	<15	<15	-	-	-	-	<10*
Fluoreno	<15	-	<15	-	<15	<15	<15	<15*
Fenantreno	<15	-	16,3	<15	<15	<15	<15	<10*
Antraceno	<15	-	-	-	-	<15	<15	899,4*
Fluoranteno	<15	<15	-	-	-	-	-	-
Pireno	-	-	-	-	-	-	-	<10*
Benzo-a-antraceno	-	-	-	-	-	-	-	<10*
Criseno	-	-	-	-	-	-	-	-
Benzo-b-Fluoranteno	-	-	-	-	-	-	-	-
Benzo-a-Pireno	-	-	-	-	-	-	-	-
Indeno-1,2,3-pireno	-	-	-	-	-	-	-	-
Dibenzoantraceno	-	-	-	-	-	-	-	<10*
Benzo-ghi-perileno	-	-	-	-	-	-	-	-
SUM PAHs	<115	<95	<158,8	<105	<115,5	<115	<115	<984,4*
Campaña 12 7/6/11								
Nombre/Estación	1	2	3	4	5	6	7	8
Naftaleno	<15	<15	-	<15	-	<15	-	-
Acenaftileno	<15	<15	<15	<15	<15	-	-	-
Acenafteno	-	-	-	-	-	<15	<15	<15
Fluoreno	-	<15	-	-	-	-	<15	-
Fenantreno	<15	156,8	-	-	-	<15	-	-
Antraceno	-	-	22,9	-	-	-	-	<15
Fluoranteno	-	-	-	<15	<15	-	-	-
Pireno	-	-	-	-	-	-	-	-
Benzo-a-antraceno	-	-	-	-	-	-	-	-
Criseno	-	-	-	-	-	-	-	-
Benzo-b-Fluoranteno	-	-	-	-	-	-	-	-
Benzo-a-Pireno	-	-	-	-	-	-	-	-
Indeno-1,2,3-pireno	-	-	-	-	-	-	-	-
Dibenzoantraceno	-	-	-	-	-	-	-	-
Benzo-ghi-perileno	-	-	-	-	-	-	-	-
SUM PAHs	<105	<256,8	<102,9	<105	<95	<105	<95	<95

Las concentraciones indicadas como (-) implican concentraciones menores a 5 ppb y fueron computadas como su valor límite a los efectos estadísticos. Los valores traza, es decir mayores que el límite de detección pero menores que el límite de cuantificación están computados como el mínimo valor de cuantificación: 15 ppb y se indican <15.

* corresponde al promedio de dos muestreos diferentes sobre la misma estación

Tabla 37 : Valores de PAHs en el sedimento superficial del estuario (ng PAHs.g⁻¹) en las estaciones de muestreo estudiadas en las 3 campañas realizadas en el año 2011.

En ningun caso se excedieron los niveles “*Effects Range Low -ERL-*”, “*Effects Range Median -ERM-*” y “*Probable Effects Level -PEL-*”, los cuales se constituyen en buenos indicadores de calidad toxicológica de los sedimentos (NOAA, *Screening References*). Por lo tanto, esto implica que no se superó una concentración límite a partir de la cual se esperan efectos adversos en la biota (*)

** Esta afirmación posee la limitación inherente a la utilización de este tipo de indicadores: debería ser contrastada con especies locales a fin de amortiguar las diferencias intra/inter específicas.*

=====

CONCLUSIONES PARA EL PERIODO ESTUDIADO

La zona interior del estuario de Bahía Blanca, estudiada durante el período del año 2011 en el cual se llevaron adelante las 3 (tres) campañas de investigación realizadas, presentó condiciones que permiten caracterizarlo de la siguiente manera:

- i. Los **parámetros físico-químicos estructurales** del sistema (por ej., temperatura, salinidad, pH) presentaron una tendencia de distribución similar a la descripta como histórica para el sistema, pero con algunas variaciones significativas en sus niveles y sincronidades. Estos cambios pueden ser desencadenadores de otros que se registraron por primera vez en el estuario, y que se comentan en los párrafos siguientes. **Se registraron variaciones moderadas en los tres parámetros mencionados (T, S y pH)**
- ii. El análisis de los **parámetros ecofisiológicos** mostró algunos procesos diferenciables: **los niveles de oxígeno disuelto y % de saturación de oxígeno, turbidez, nutrientes de nitrógeno y fósforo fueron similares a los históricos del sistema. Menores niveles de silicato y clorofila, y altos de materia orgánica.**
- iii. La **distribución horizontal de los parámetros físico-químicos** presentó –en general– una tendencia homogénea, sin variaciones significativas a lo largo de la grilla de muestreo, lo que permite sostener que desde el punto de vista oceanográfico esta zona funciona como una unidad.
- iv. La co-existencia de menores niveles de pigmentos fotosintetizadores / altos niveles de materia orgánica sugieren un **ciclo de producción biológica** diferente al que se ha registrado históricamente.
- v. La mayoría de los **metales pesados disueltos** estudiados presentaron concentraciones variadas. Ninguna de las distribuciones observadas presentó predominio de algún metal en la zona exterior del área de estudio.

- vi. Todos los **metales pesados** estudiados mostraron que se están acumulando en los **sedimentos** del sistema, presentando además una tendencia a acumularse más en la zona interior que en la exterior de la grilla de muestreo empleada. Todos los metales estudiados presentaron niveles similares o ligeramente inferiores a los observados en las etapas previas.
- vii. Los niveles determinados de **hidrocarburos aromáticos policíclicos** en los **sedimentos** superficiales del área de estudio en el estuario, presentaron concentraciones correspondientes a **nivel I** (moderado impacto antrópico). En ningún caso se registraron casos en el **nivel III** (procesos de contaminación severa).
- viii. En el **músculo de la especie** de peces estudiada (*Ramnogaster arcuata*) se registraron residuos de todos los metales analizados (Cd, Pb, Cu, Zn, Cr, Ni y Hg), con niveles de concentración diversos.
- ix. También, en todas las muestras de **hígado de esta especie** se registraron residuos de todos los metales estudiados.
- x. En general, todos los metales tuvieron en mayores concentraciones en el hígado que en el músculo.
- xi. Algunos de los metales estudiados parecen estar bioacumulándose en el músculo de la especie estudiada, mientras que otros lo hacen en el hígado o en ambos tejidos.
- xii. Los resultados obtenidos remarcan la necesidad de continuar con el monitoreo para observar la evolución temporal de algunos compuestos potencialmente tóxicos que aparecen distribuidos en los compartimientos estudiados en el estuario.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- APHA, 1992.** *Standard methods for the examination of water and wastewater.* L.Clesceri, A.Greenberg & A.Eaton (eds), APHA-AWWA.WEF, Washington,USA, 680 pp.
- APHA - AWWA - WEF, 1998.** Chlorophyll. En: Clesceri, L.S.; Greenberg, A. E.; Eaton, A. D. (Eds.), *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.* 20th Edition, American Public Health Association, Washington: 10-18 a 10-25.
- Arias, A. 2008.** Comportamiento de los hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs) en aguas, sedimentos y organismos de la zona interna del estuario de Bahía Blanca. **Tesis Doctoral**, Depto.de Biología, Bioquímica y Farmacia, UNS, 178 pp.
- Arias, A. H., Marcovecchio, J. E. & Freije R.H. 2008.** Composición y origen de los Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (PAHs) detectados en el estuario industrializado de Bahía Blanca (Argentina). In: Juan F. Gallardo Lancho (Coord), *La contaminación en Iberoamérica: xenobióticos y metales pesados.* Sociedad Iberoamericana de Física y Química Ambiental, pp. 45-68.
- Arias AH, CV Spetter, RH Freije, JE Marcovecchio, 2009.** Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) distribution in water column, native mussels (*Brachydontes* sp and *Tagelus* sp) and fish (*Odontesthes* sp) from an industrialized South American estuary. *Estuarine, Coastal & Shelf Science* 85, 67-81.
- Arias A., Vazquez- Botello A., Tombesi N., Ponce-Velez G., Freije R., Marcovecchio J. 2010.** Presence, distribution and origins of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in sediments from Bahía Blanca estuary, Argentina. ***Environmental Monitoring and Assessment*** (en prensa)
- Arias A.H., Piccolo, M.C., Spetter, C.V., Freije, R.H., Marcovecchio J.E. 2011.** Lessons from multi-decadal oceanographic monitoring at an estuarine ecosystem in Argentina. ***International Journal of Environmental Research*** (en prensa)
- Baumard P., Budzinski H., Michon Q., Garrigues T., Burgeot T.y 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.
- Beigt, D. 2007.** Balance energético de las planicies de marea del estuario de Bahía Blanca y su relación con la productividad plantónica del estuario. **Tesis Doctoral.** Departamento de Geografía, Universidad Nacional del Sur, 344 pp.
- Beigt, D. & M.C.Piccolo 2003.** Estudio de la temperatura del agua en relación con la abundancia del microzooplancton en Puerto Cuatreros, estuario de Bahía Blanca. ***Contribuciones Científicas GAEA***, Sociedad Argentina de Estudios Geográficos, 49-55. (ISSN 0328-3194)
- Botté SE, RH Freije, JE Marcovecchio, 2008.** Dissolved heavy metal (Cd, Pb, Cr, Ni) concentrations in surface water and porewater from Bahia Blanca estuary tidal flats. ***Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*** 79 (4), 415-421.

- Código Alimentario Argentino, 1971.** Ley 18284, Decreto Reglamentario 2126/71, Cap.VI: Alimentos Carneos, Art. 247 al 549.
- Cuadrado, D.G., Ginsberg, S.S., Gómez, E.A., 2004.** Geomorfología del estuario. En: *El ecosistema del estuario de Bahía Blanca*, Piccolo, M.C., Hoffmeyer, M. (eds), EdiUNS (ISBN 987-9281-96), Bahía Blanca (Argentina).
- De Marco, S.D., S.E.Botté & J.E.Marcovecchio. 2006.** Mercury distribution in abiotic and biological compartments within several estuarine systems from Argentina: 1980 – 2005 period. *Chemosphere* 65 (2): 213-233.
- Eberlein, K. & G. Kattner. 1987.** Automatic method for determination of orthophosphate and total dissolved phosphorus in the marine environment. *Fresenius Z. Anal. Chem.* 326, 354–357.
- Ferrer, L.D., 2001.** Estudio de los diversos metales pesados en sedimentos del estuario de Bahía Blanca y sus efectos tóxicos sobre el cangrejo *Chasmagnathus granulata*. *Tesis Doctoral*, Depto.de Biología, Bioquímica y Farmacia, UNS, 221 pp.
- FIN Fact Sheet (2006).** FIN Fact Sheet: Legislación sobre Contaminantes - Dioxinas, PCBs y Metales Pesados en el Reino Unido de la Gran Bretaña. (www.fin.org.uk) Marzo de 2006
- Freije R.H y J.E.Marcovecchio, 2004.** Oceanografía química del estuario de Bahía Blanca. En: *El ecosistema del estuario de Bahía Blanca*, M.C.Piccolo & M.Hoffmeyer (eds), IADO, Bahía Blanca (Argentina), Cap. 8: 69-78. (ISBN 987-9281-96)
- Gayoso, A.A., 1989.** Species of the Diatom Genus *Thalassiosira* from a Coastal Zone of the South Atlantic (Argentina). *Botanica Marina* 32: 331-337.
- Gelós, E.M., Spagnuolo, J., 1982.** Estudio composicional de los sedimentos de fondo de la ría de Bahía Blanca entre Puerto Cuatrerros y Puerto Ingeniero White. *Revista de la Asociación Geológica Argentina (RAGA) XXXVII* (1): 3-22.
- Ginsberg, S.S. y G.M.E. Perillo, 2000.** Deep scour holes at the confluence of tidal channels in the Bahía Blanca estuary, Argentina. *Marine Geology* 160: 171-182.
- Grasshoff, K. 1983.** In : *Methods in seawater analysis* , K. Grasshoff, M. Erhardt & K. Kremling (eds), 2nd.Edition, Verlag-Chemie, Ch.9, pp.134-137.
- 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: 55pp.
- 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, 2004.** Estudio del impacto de la descarga cloacal de la ciudad sobre el estuario de Bahía Blanca. *Informe final*, Instituto Argentino de Oceanografía: 105 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>
- JECFA (Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives). 2003.** JECFA 61st Meeting. Rome (Italy), 10–19 June 2003.
Available from: <http://www.who.int/pes/jecfa/jecfa.htm>
- 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.
- Marcovecchio, J.E. 1988.** Estudio comparativo de la distribución de los metales traza mercurio, cadmio y zinc en organismos de dos zonas estuariales de Argentina: Bahía Blanca y desembocadura del Río de la Plata. *Tesis Doctoral*, Fac.Cs.Exactas y Nat., UNMdP, 212 pp.
- 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, J., V. Moreno & A. Pérez. 1988.a.** Determination of some heavy metal baselines in the biota of Bahía Blanca, Argentina. *The Science of the Total Environment* 75: 181-190
- Marcovecchio, J., V. Moreno & A. Pérez. 1988.b.** Total mercury contents in marine organisms of the Bahía Blanca estuary trophic web. In: *Metals in coastal environments of Latin America*, U. Seeliger, L.D. Lacerda & S. Patchineelam (eds), Springer-Verlag, pp. 122-129.
- Marcovecchio JE, S Andrade, L Ferrer, R Asteasuain, S De Marco, MA Gavio, N 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.
- Marcovecchio, J. & R.H. Freije. 2004.** Efectos de la intervención antrópica sobre sistemas marinos costeros: el estuario de Bahía Blanca. *Anales de la Academia Nacional de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales (ANCEFN)*, Argentina, 56: 115-132.

- Marcovecchio, J. & L.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 J., S.E. Botté, F. Delucchi, A.H. Arias, M.D. Fernández Severini, S.G. De Marco, N.B. Tombesi, S.J. Andrade, L.D. Ferrer, R.H. Freije, 2008.** Pollution processes in Bahía Blanca estuarine environment. In: *Perspectives on Integrated Coastal Zone Management in South America. Part B: From shallow water to the deep fjord: the study sites*, R. Neves, J. Baretta, M. Mateus (eds), IST Scientific Publishers, Lisbon (Portugal), Chapter 28: 303-316. (ISBN:978-972-8469-74-0)
- Marcovecchio JE, SE Botté, MD Fernández Severini, F Delucchi, 2010.** Geochemical control of heavy metals concentrations and distribution within Bahía Blanca estuary (Argentina). *Aquatic Geochemistry* 16 (2), 251-266.
- Nauen,C.E. 1983.** Compilation of legal limits for hazardous substances in fish and fishery products. *FAO Fish.Circ.*N°764: 102 pp.
- Official Journal of the European Union (2005).** Regulation (EC) N°466/2001 as regards heavy metals in natural food items: amendments 2005. **COMMISSION REGULATION (EC) No 78/2005 of 19 January 2005.**
- Perillo, G.M.E., M.B. García Martínez y M.C. Piccolo, 1996.** Geomorfología de canales de marea: análisis de fractales y espectral. *Actas de VI Reunión Argentina de Sedimentología*: 155-160.
- Perillo, G.M.E. y M.C. Piccolo, 1991.** Tidal response in the Bahía Blanca estuary. *Journal of Coastal Research* 7: 437-446.
- Perillo, G.M.E. y M.C. Piccolo, 1999.** Bahía Blanca estuary: a review of its geomorphologic and physical characteristics. In: Perillo, G.M.E., M.C.Piccolo & M. Pino Quivira (eds), *Estuaries of South America: their geomorphology and dynamics*, Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg-New York.
- Perillo, G.M.E., M.C. Piccolo, E. Parodi & R.H. Freije, 2001.** The Bahía Blanca estuary, Argentina. In: U.Seeliger & B.Kjerfve (eds), *Coastal Marine Ecosystems of Latin America*, Springer-Verlag, Heidelberg, pp. 205-217.
- Piccolo, M.C., Perillo, G.M.E., 1990.** Physical characteristics of the Bahía Blanca estuary (Argentina). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 31: 303-317.
- Piccolo, M.C., G.M.E. Perillo, and W.D. Melo, 2008.** The Bahía Blanca estuary: An integrated overview of its geomorphology and dynamics. In: *Perspectives on Integrated Coastal Zone Management in South America*, R. Neves, J.Baretta and M. Mateus, eds., IST Scientific Publishers, Lisbon (Portugal), (2008), pp. 221–232. (ISBN:978-972-8469-74-0)
- Popovich C.A. & A.M. Gayoso, 1999.** Effect of irradiance and temperature on the growth rate of *Thalassiosira curviseriata* Takano (Bacillariophyceae), a bloom diatom in Bahía Blanca estuary (Argentina). *Journal of Plankton Research* 21 (6), 1101-1110.
- Popovich CA, CV Spetter, JE Marcovecchio, RH Freije, 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.

- Popovich CA, JE Marcovecchio, 2008.** Spatial Variability of Phytoplankton and Environmental Factors in a Temperate Estuary of South América (Atlantic Coast, Argentina). *Continental Shelf Research* 28, 236-244.
- Popovich CA, VA Guinder, JE Marcovecchio, 2010.** Long-term decreasing trend of a blooming diatom (*Thalassiosira curviseriata*) in a temperate estuary of South America (Atlantic coast, Argentina). In: "AQUASHIFT: Life in warming waters", Christian Albrecht's University, Kiel (Germany), octubre de 2010.
- Pucci, A., R.Freije, R.Asteasuain, J.Zavatti & J.Sericano. 1979.** Estado de la contaminación en aguas y sedimentos de Bahía Blanca. *Contrib.Cientif. IADO* N°52 : 78 pp.
- Pucci, A., R.Freije, R.Asteasuain, J.Zavatti & J.Sericano. 1980.** Estado de la contaminación en aguas y sedimentos de Bahía Blanca. *Contrib.Cientif. IADO* N°56 : 69 pp.
- Pucci, A.E. 1988.** Heavy Metals in Water and Sediments of the Blanca Bay, Argentina. In: *Metals in Coastal Environments of Latin America*, U.Seeliger, L.D.Lacerda & S.R.Patchineelam (eds), Springer-Verlag: pp. 9-15.
- Pucci, A.E., 1991.** Estado del medio ambiente marino costero de la República Argentina. *Jornadas de Investigación Científica en Materia de Contaminación de las Aguas*, COI - Comisión Oceanográfica Intergubernamental: 39-44.
- Strickland, J & Parsons, T. 1968.** A Practical Handbook of Seawater Analysis, *Fisheries Research Board of Canada* 167: pp 207-211.
- Technicon®, 1973.** Silicate determination in seawater. *Industrial Method* N° 186 - 72 W/B.
- Treguer, P., & P. Le Corre. 1975.** *Manuel D'Analyse des Sels Nutritifs dans l'Eau de Mer*, Univ.Bretagne Occidentale : 109 pp.
- US EPA (Environmental Protection Agency). 1995.** Method N°508: Determination of chlorinated pesticides in water by gas chromatography with an electron capture detector. **US EPA N°508**, 30 pp.
- US EPA (Environmental Protection Agency). 1996.** Method N°8081-A: Organochlorine pesticides by gas chromatography. **US EPA N°8081-A**, 44 pp.
- US EPA (Environmental Protection Agency). 2000.** Method N°8081-B: Organochlorine pesticides by gas chromatography. **US EPA N°8081-B**, 57 pp.
- Villa, N. 1988.** Spatial distribution of heavy metals in seawater and sediments from coastal areas of the Southeastern Buenos Aires Province, Argentina. In: *Metals in Coastal Environments of Latin America*, U.Seeliger, L.D.Lacerda & S.R.Patchineelam (eds), Springer-Verlag: pp.30-44.
- Villa, N. & Pucci, A.E. 1987.** Seasonal and spatial distributions of copper, cadmium and zinc in the seawater of Blanca Bay. *Estuarine Coastal & Shelf Science* 25, 67-80.

WHO (World Health Organization). 1991. Inorganic mercury environmental health criteria 118. *World Health Organization International Program on Chemical Safety (WHO-IPCS)*, Geneva, 168pp.

=====

ANEXO II

INFORMACIÓN DE LA ESTACIÓN DE MUESTREO #8, EN LAS PROXIMIDADES DE LA DESCARGA DE LA NUEVA PLANTA DE TRATAMIENTOS (3^{RA} CUENCA)

En forma complementaria al Programa de Monitoreo desarrollado en la zona interior del estuario de Bahía Blanca, también se realizaron en las tres (3) campañas realizadas durante el 2011 muestreos en la Estación #08, localizada en las proximidades de la descarga de la nueva planta de tratamiento de efluentes cloacales de Bahía Blanca, correspondiente a la 3^{ra} cuenca de la ciudad (***Figura 1***). En tal sentido se registraron los parámetros físico-químicos (temperatura, salinidad, pH, turbidez y oxígeno disuelto), nutrientes inorgánicos (nitrato, nitrito, amonio, fosfato, silicato), materia orgánica particulada, y pigmentos fotosintetizadores (clorofila *a* y feopigmentos) en la mencionada estación.

Los muestreos, procesamiento de muestras, tratamientos analíticos y post-procesamiento de los datos obtenidos se realizaron tal y como se describe en el apartado “**Materiales y métodos**” en el cuerpo principal de este Informe.

Resultados

A continuación se comentan brevemente los resultados obtenidos en el análisis de los parámetros evaluados:

a. Parámetro físico - químicos

Los valores de temperaturas registrados en estas campañas variaron entre los 8,8°C (C-03, de junio de 2011) y los 21,5°C (C-01, de febrero de 2011) (***Tabla 38***). Esas temperaturas son del mismo orden que las registradas en la misma época en la Zona Interior de estuario, que variaron entre los 7,2 y 24,4°C en las correspondientes al mismo período en el año 2010.

Por su parte la salinidad presentó valores del mismo orden que los históricos, con un rango de variación que estuvo entre los 32,28 ups (C-01, feb/11) y los 34,82 ups (C-02, abr/10) (***Tabla 38***). También en este caso los datos de salinidad en el canal

de desagüe de la descarga cloacal son consistentes con los registrados en la Zona Interior del estuario que está bajo estudio (por ej., **IADO, 2007, 2008, 2009**).

Por su parte, los valores de pH que se registraron en canal de desagüe de la descarga cloacal variaron entre 8,0 upH (C-02 de abr/11 y C-03 de jun/11) y 8,1 upH (C-01 de feb/11) (**Tabla 38**). Estos valores de pH fueron similares a los registrados en la Zona Interior del estuario, que presentó exactamente el mismo rango de variaciones para el mismo período en años previos (por ej., **IADO, 2006, 2007, 2008, 2009**).

Campaña	Temperatura (°C)	Salinidad (ups)	pH (upH)
C – 01 / 11 (feb'11)	21,5	32,28	8,1
C – 02 / 11 (abr'11)	17,2	34,82	8,0
C – 03 / 11 (jun'11)	8,8	34,69	8,0

Tabla 38: Distribución de temperatura, salinidad y pH en la estación #8 de las campañas de 2011.

En el análisis de los datos de turbidez en las muestras de la estación #08 se observó una variación entre las 60 unt (C-03, jun/11) y las 532 unt (C-01, feb/11) (**Tabla 39**). Estos datos son comparables a los de la Zona Interior de estuario, donde – para los mencionados meses en períodos previos- se registraron valores que variaron entre las 16 y las 310 unt (**IADO, 2010**).

De la misma manera, al analizar la distribución de oxígeno disuelto en el canal de desagüe de la descarga cloacal se determinó un rango de variación que osciló entre los 7,5 y 8,4 mg.L⁻¹ (C-01 de feb/11, y C-03 de jun/11, respectivamente) (**Tabla 39**). A

los efectos comparativos se puede comentar que los valores medidos son del mismo orden que los registrados para el mismo período en años previos (IADO, 2009 ; 2010). En este sentido es importante destacar que el porcentaje de saturación de oxígeno en la zona de la descarga varió entre 90 y 103% (**Tabla 39**), niveles que también resultan similares a los porcentajes calculados para la Zona Interior del estuario para el mismo período, que variaron entre 86 y 106% (**Tabla 5**).

Campaña	Turbidez (u.n.t.)	Oxígeno disuelto (mg.L⁻¹)	% saturación O
C – 01 / 11 (feb'11)	532	7,5	103
C – 02 / 11 (abr'11)	115	7,8	100
C – 03 / 11 (jun'11)	60	8,4	90

Tabla 39: Distribución de turbidez, oxígeno disuelto y porcentaje de saturación de oxígeno en la estación #8 de las campañas de 2011.

Los valores de parámetros físico-químicos medidos en el canal de desagüe de la nueva descarga cloacal de la ciudad no difieren significativamente de los que se registraron –en el mismo período– en el área bajo estudio de la Zona Interior del estuario. En este sentido hay algunas consideraciones que deben ser tomadas en cuenta para interpretar adecuadamente estos resultados:

1. El canal bajo estudio es estrecho y de baja profundidad (no más de 4,5 m) con respecto al Canal Principal en la Zona Interior, donde se desarrolla el Programa de Monitoreo.

2. La nueva planta de tratamiento de efluentes cloacales todavía no tiene conectada la cuenca competita para la que fue construída, y sólo funciona con <10% de las conexiones domiciliarias que a futuro recibirá.
3. Lo mencionado en el *ítem 2* implica que tampoco está ingresando un gran volumen de agua dulce (asociada a la descarga de los efluentes), y se puede presumir que a futuro ese volumen aumentará significativamente.

Las situaciones mencionadas hacen que –en el período que aquí se informa– no se refleje un cambio significativo en los parámetros físico-químicos estudiados ; sin embargo, y teniendo en cuenta los cambios de condiciones operativas que se darán a futuro (cuando la planta esté trabajando con su carga residual completa y el porcentaje de conexiones maximizado), este monitoreo resulta muy trascendente ya que presumiblemente puede haber cambios significativos en la condición físico-química del canal receptor de la descarga.

b. Nutrientes inorgánicos

El análisis de nutrientes inorgánicos en el canal receptor de la descarga de la nueva cloaca de la ciudad mostró los siguientes resultados. En el caso de los nutrientes nitrogenados, y a diferencia de lo informado en el Programa anterior (**IADO, 2010**) se observó un predominio conjunto de una de las formas oxidadas (nitrato) y la forma reducida (amonio), con una diferencia significativa entre sus concentraciones y las de nitrito que fueron mucho menores (**Tabla 40**). Así, los niveles de nitrato variaron entre los 11,78 μM (C-01, feb/11) y los 33,73 μM (C-02, abr/11), mientras que los de amonio variaron entre los 21,82 μM (C-03, jun/11) y los 34,11 μM (C-01, feb/11) (**Tabla 40**). Estos valores que resultaron significativamente mayores ($p < 0,01$) que los informados en las fases previas del estudio (**IADO, 2009; 2010**). Por otro lado, los valores de nitrato fueron menores que los registrados en el mismo período en la zona interior del

estuario (**Tabla 7**), mientras que los de amonio fueron mayores (**Tabla 9**), aunque estas últimas diferencias registradas no fueron estadísticamente significativas.

Campaña	Nitrato (μM)	Nitrito (μM)	Amonio (μM)
C – 01 / 11 (feb'11)	11,78	3,95	34,11
C – 02 / 11 (abr'11)	33,73	3,48	27,52
C – 03 / 11 (jun'11)	21,09	1,67	21,82

Tabla 40: Distribución de nitrato, nitrito y amonio en la estación #8 de las campañas de 2011.

Por su parte, la distribución de nitrito en el canal receptor de la descarga cloacal varió entre los 1,67 μM (C-03, jun/11) y los 3,95 μM (C-01, feb/11)(**Tabla 40**), valores que resultaron similares a los informados en las fases previas del estudio (**IADO, 2009; 2010**). También en este caso los valores de nitrito fueron similares o ligeramente menores que los determinados en el mismo período en la zona interior del estuario (**Tabla 8**).

Al analizar la distribución de los valores de fosfato en el canal receptor de la descarga cloacal se observó que variaba entre los 2,54 μM (C-01, feb/11) y los 4,80 μM (C-02, abr/11)(**Tabla 41**). Estos valores son similares a los determinados en las fases previas de este estudio (**IADO, 2009; 2010**), y también resultaron similares a los registrados en la zona interior del estuario durante el mismo período (**Tabla 10**).

Campaña	Fosfato (μM)	Silicato (μM)
C – 01 / 11 (feb'11)	2,54	64,58
C – 02 / 11 (abr'11)	4,80	110,44
C – 03 / 11 (jun'11)	3,53	118,13

Tabla 41: Distribución de fosfato y silicato en la estación #8 de las campañas de 2011.

Por último, los valores de silicato determinados en el canal receptor de la descarga de la nueva cloaca de la ciudad variaron entre los 64,58 μM (C-01, feb/11) y los 118,13 μM (C-03, jun/11) (***Tabla 41***), los que resultaron significativamente mayores que los previamente informados para esta zona (**IADO, 2009; 2010**). Estos valores resultaron similares a los registrados en la zona interior del estuario (***Tabla 11***).

El aumento de carga de nutrientes en esta zona con respecto a la región interior del estuario puede responder a una descarga significativa que queda acantonada en las proximidades de la planta de tratamiento. Esta situación no ha llegado a niveles críticos hasta este momento, pero si esta situación se mantiene en el tiempo habría que ser muy cuidadosos, considerando que un incremento significativo de nutrientes en una zona de circulación restringida (como es el lugar donde se localiza la PTEC) puede desembocar en un proceso de eutroficación, que potencialmente resultaría muy perjudicial para la salud integral del estuario.

c. Pigmentos fotosintetizadores y materia orgánica

La distribución de clorofila *a* en el canal receptor de la descarga de la nueva cloaca presentó un rango de variación entre los 0,96 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (C-02, abr/11) y los 4,33 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (C-01, feb/11) (**Tabla 42**). Estos valores fueron inferiores a los registrados para la zona interior del estuario para el mismo período, que oscilaron entre los 2,39 $\mu\text{g.L}^{-1}$ y los 13,64 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (**Tabla 12**). También se observó una adecuada sincronidad entre los picos máximos de clorofila *a* en el canal receptor y en la zona interior del estuario, lo que indica que están gobernados por los mismos procesos biológicos.

Campaña	Clorofila <i>a</i> ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Feopigmentos ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Materia Orgánica Particulada (mg C.m^{-3})
C – 01 / 11 (feb'11)	4,33	1,34	3392
C – 02 / 11 (abr'11)	0,96	3,18	651
C – 03 / 11 (jun'11)	2,25	1,36	864

Tabla 42: Distribución de clorofila *a*, feopigmentos y materia orgánica particulada en la estación #8 de las campañas de 2011.

Por su parte la distribución de feopigmentos en el canal de descarga de la nueva cloaca presentó una variación entre los 1,34 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (C-01, feb/11) y los 3,18 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (C-02, abr/11) (**Tabla 42**). Para comparar estos valores con los determinados en la zona interior del estuario, vale comentar que estos últimos variaron entre valores no detectables y 4,69 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (**Tabla 13**).

Por último, la distribución de materia orgánica particulada (MOP) en el canal de descarga de la cloaca nueva de la ciudad presentó un rango de variación entre los 651 mg C.m⁻³ (C-02, abr/11) hasta los 3392 mg C.m⁻³ (C-01, feb/11) (**Tabla 42**). Ese rango de valores fue similar al registrado en la zona interior del estuario (**Tabla 14**).

Los valores de parámetros físico-químicos, nutrientes inorgánicos, pigmentos fotosintetizadores y materia orgánica particulada presentan –para el período que aquí se informa- niveles y distribuciones consistentes con los de la zona interior del estuario, históricamente monitoreada.

Un punto que merece ser destacado es el aumento en la concentración de nutrientes con respecto a los valores medidos en la zona interior del estuario; es necesario mantener el monitoreo para evaluar la situación de estos compuestos. Si el incremento se sostiene en el tiempo, hay riesgo de **eutroficación** de la zona.

Por último, y teniendo en cuenta que la planta de tratamiento aun no recibe la descarga de la cuenca completa para la que está diseñada (recién recibe < 10%), deberá vigilarse atentamente esta estación para evitar problemas importantes en un área de muy baja energía del estuario, lo que hace que aumenten significativamente los tiempos de residencia de los compuestos químicos en el agua.

Los datos del presente estudio servirán como datos de base (*background*) para determinar con precisión la evolución de esta zona en el futuro.

=====

b. Sustancias potencialmente contaminantes

En el estudio de metales traza en la Est.#8 se registraron los siguientes resultados:

Campaña	Cd disuelto ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Cd en sedimento ($\mu\text{g.g}^{-1}$, p.s.)	Pb disuelto ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Pb en sedimento ($\mu\text{g.g}^{-1}$, p.s.)
C – 01 / 11 (feb'11)	n.d.	n.d.	13,69	6,92
C – 02 / 11 (abr'11)	0,74	n.d.	13,12	7,46
C – 03 / 11 (jun'11)	0,62	n.d.	16,86	7,29

Tabla 43: Distribución de cadmio y plomo (disuelto y en sedimentos superficiales) en la estación #8 de las campañas de 2011.

Los valores de Cd disuelto variaron entre niveles inferiores al límite de detección del método analítico empleado y $0,74 \mu\text{g.L}^{-1}$ (**Tabla 43**), valores que resultaron similares a los medidos en el estuario, donde el máximo registrado fue de $0,64 \mu\text{g.L}^{-1}$ (**Tabla 15**). Por su parte los valores de Cd en sedimentos de la zona próxima a la Est.#8 estuvieron siempre por debajo del límite de detección del método analítico empleado (**Tabla 43**), valores ligeramente inferiores que los registrados en los sedimentos del estuario para el mismo período (máximo : $0,79 \mu\text{g Cd.g}^{-1}$, p.s. ; **Tabla 16**).

Los valores de Pb disuelto variaron entre los $13,12$ y $16,86 \mu\text{g.L}^{-1}$ (**Tabla 43**), los que resultaron ser similares o ligeramente (no significativo) superiores que los medidos en el estuario, donde el máximo registrado fue de $13,69 \mu\text{g.L}^{-1}$ (**Tabla 19**). Por su parte

los valores de Pb en sedimentos de la zona próxima a la Est.#8 variaron entre los 6,92 y 7,46 $\mu\text{g Pb.g}^{-1}$, p.s. (**Tabla 43**), valores del mismo orden de magnitud que los registrados en los sedimentos del estuario para el mismo período (máximo : 8,68 $\mu\text{g Pb.g}^{-1}$, p.s. ; **Tabla 20**).

Campaña	Cu disuelto ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Cu en sedimento ($\mu\text{g.g}^{-1}$, p.s.)	Zn disuelto ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Zn en sedimento ($\mu\text{g.g}^{-1}$, p.s.)
C – 01 / 11 (feb'11)	2,15	17,06	7,03	42,28
C – 02 / 11 (abr'11)	1,42	20,32	11,49	39,11
C – 03 / 11 (jun'11)	1,14	19,49	9,74	40,74

Tabla 44: Distribución de cobre y zinc (disuelto y en sedimentos superficiales) en la estación #8 de las campañas de 2011.

Por su parte los valores de Cu disuelto variaron entre los 1.14 y 2,15 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (**Tabla 44**), valores que resultaron ser similares que los medidos en el estuario, donde el máximo registrado fue de 2,70 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (**Tabla 22**). Por su parte los valores de Cu en sedimentos de la zona próxima a la Est.#8 variaron entre los 17,06 y 20,32 $\mu\text{g Cu.g}^{-1}$, p.s. (**Tabla 44**), valores del mismo orden de magnitud que los registrados en los sedimentos del estuario para el mismo período (máximo : 25.52 $\mu\text{g Cu.g}^{-1}$, p.s. ; **Tabla 23**).

Los valores de Zn disuelto variaron entre los 7,03 y 11,49 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (**Tabla 44**), valores que resultaron ser menores que los medidos en el estuario, donde el máximo registrado fue de 29,02 $\mu\text{g Zn.L}^{-1}$ (**Tabla 25**). Por su parte los valores de Zn en sedimentos de la zona próxima a la Est.#8 variaron entre los 39,11 y 42,18 $\mu\text{g Zn.g}^{-1}$, p.s. (**Tabla 44**), valores del mismo orden de magnitud (o ligeramente inferiores) que los

registrados en los sedimentos del estuario para el mismo período (máximo: 55,30 $\mu\text{g Zn.g}^{-1}$, p.s. ; **Tabla 26**).

Campaña	Cr disuelto ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Cr en sedimento ($\mu\text{g.g}^{-1}$, p.s.)	Ni disuelto ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Ni en sedimento ($\mu\text{g.g}^{-1}$, p.s.)
C – 01 / 11 (feb'11)	5,69	12,70	n.d.	8,06
C – 02 / 11 (abr'11)	4,54	12,88	0,28	6,43
C – 03 / 11 (jun'11)	n.d.	10,13	2,10	6,91

Tabla 45: Distribución de cromo y níquel (disuelto y en sedimentos superficiales) en la estación #8 de las campañas de 2011.

Los valores de Cr disuelto variaron entre niveles inferiores al límite de detección del método analítico empleado y 5,69 $\mu\text{g Cr.L}^{-1}$ (**Tabla 45**), valores que resultaron ser menores que los medidos en el estuario, donde el máximo registrado fue 18,26 $\mu\text{g Cr.L}^{-1}$ (**Tabla 28**). Por su parte los valores de Cr en sedimentos de la zona próxima a la Est.#8 variaron entre los 10,13 y 12,88 $\mu\text{g Cr.g}^{-1}$, p.s. (**Tabla 45**), valores del mismo orden de magnitud que los registrados en los sedimentos del estuario para el mismo período (máximo: 14,73 $\mu\text{g Cr.g}^{-1}$, p.s. ; **Tabla 29**).

Los valores de Ni disuelto variaron entre niveles inferiores al límite de detección del método analítico empleado y 2,10 $\mu\text{g Ni.L}^{-1}$ (**Tabla 45**), valores que resultaron ser mayores que los medidos en el estuario, donde el máximo registrado fue de 1,29 $\mu\text{g Ni.L}^{-1}$ (**Tabla 31**). Por su parte los valores de Ni en sedimentos de la zona próxima a la Est.#8 variaron entre los 6,43 y 8,06 $\mu\text{g Ni.g}^{-1}$, p.s. (**Tabla 45**), valores del mismo orden de magnitud que los registrados en los sedimentos del estuario para el mismo período (máximo : 8,37 $\mu\text{g Ni.g}^{-1}$, p.s. ; **Tabla 32**).

Campaña	Hg disuelto ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	Hg en sedimento ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, p.s.)
C – 01 / 11 (feb'11)	0,19	0,109
C – 02 / 11 (abr'11)	0,33	0,354
C – 03 / 11 (jun'11)	0,21	0,179

Tabla 46: Distribución de mercurio (disuelto y en sedimentos superficiales) en la estación #8 de las campañas de 2011.

Por último, los valores de Hg disuelto variaron entre 0.19 y 0.33 $\mu\text{g Hg}\cdot\text{L}^{-1}$ (**Tabla 46**), valores que resultaron ser similares que los medidos en el estuario, donde el máximo registrado fue de 0,66 $\mu\text{g Hg}\cdot\text{L}^{-1}$ (**Tabla 34**). Por su parte los valores de Hg en sedimentos de la zona próxima a la Est.#8 variaron entre los 0.109 y 0.354 $\mu\text{g Hg}\cdot\text{g}^{-1}$, p.s. (**Tabla 46**), valores del mismo orden de magnitud o ligeramente superiores que los registrados en los sedimentos del estuario para el mismo período (máximo : 0.202 $\mu\text{g Hg}\cdot\text{g}^{-1}$, p.s. ; **Tabla 35**).

Conclusiones

A partir de los resultados obtenidos en esta fase del Programa de Monitoreo para la zona aledaña a la Est.#8, en las proximidades de la descarga de la Nueva Planta de Tratamiento de Efluentes Cloacales (3^{ra} Cuenca) de la ciudad de Bahía Blanca, se puede concluir que:

- Todos los metales traza evaluados en esta fase fueron registrados, tanto en su forma disuelta como acumulados en los sedimentos.

- Entre los metales disueltos se observaron 4 tendencias diferentes entre los elementos estudiados: algunos (Cd, Ni) presentaron concentraciones mayores que las determinadas en el estuario; otros (Pb, Cu, Zn), presentaron niveles similares o ligeramente superiores; un tercero (Hg) presentó un nivel similar o ligeramente inferior; y el último (Cr) mostró concentraciones menores que las del estuario.

- En el caso de los sedimentos los metales mostraron dos tendencias diferentes: la mayoría de los elementos estudiados (Cd, Pb, Cu, Zn, Cr, Ni) presentaron niveles similares que los del estuario; y el restante (Hg) presentó niveles similares o ligeramente superiores que los del estuario.

- Los resultados obtenidos, junto con el hecho de que la Planta de Tratamientos todavía está funcionando muy por debajo de su capacidad de conexión al sistema cloacal de la ciudad, destacan claramente la necesidad de continuar su monitoreo en forma permanente.

