

Programa de Vigilancia de la Calidad Ambiental de la Ría de Bahía Blanca

Informe Final

Instituto Argentino de Oceanografía (IADO)

Microbiología Ambiental (UNS)

**COMITÉ TÉCNICO EJECUTIVO
SUBSECRETARIA DE GESTION AMBIENTAL**

MUNICIPALIDAD DE BAHÍA BLANCA

Bahía Blanca, mayo de 2006

INDICE

Estudios de Parámetros Oceanográficos y Sustancias Potencialmente Tóxicas.....	03
Anexo I del Convenio	04
Introducción	09
Materiales y métodos	10
Resultados obtenidos	17
Conclusiones para el período estudiado	76
Bibliografía	78
Anexo.Figuras y Tablas	81
Estudios Bacteriológicos.....	84
Anexo II del Convenio.....	85
Introducción.....	87
Metodología.....	89
Resultados.....	92
Conclusiones.....	97
Referencias Bibliográficas.....	98

Estudios Oceanográficos y de Sustancias Potencialmente Tóxicas

PROLOGO

El presente Informe Final se presenta al Comité Técnico Ejecutivo de Monitoreo Permanente del Estuario de Bahía Blanca, e incluye la información obtenida en las seis (6) campañas de investigación realizadas durante el año 2005, 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 obtenidos en el período monitoreado (marzo a diciembre de 2005), así como un análisis de los mismos ambientalmente integrados.

El proyecto presenta los datos de un año integrados, lo que permitirá sacar algunas conclusiones e identificar tendencias sobre la distribución de parámetros y comportamiento del sistema bajo estudio.

ANEXO I

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

(Entre Boya 24 y Puerto Cuatrerros – Carta H – 212 del S.H.N.)
– Plan de Trabajo a Desarrollar Durante el Año 2004 / 2005 –

Este programa de monitoreo, se extenderá por un período de 12 (doce) meses a partir de su puesta en marcha efectiva, a través del Laboratorio de Química Marina del Instituto Argentino de Oceanografía (IADO).

El Programa incluirá la evaluación de parámetros oceanográficos, característicos de la condición ambiental del sistema, así como las sustancias contaminantes cuya presencia se ha determinado en programas anteriores o que se sospecha puedan existir por diversas circunstancias. El detalle de los mismos se especifica mas adelante.

A tal efecto se fijarán y se fijarán seis (6) estaciones de muestreos ajustadas al siguiente detalle.

Estación	Ubicación
E 1	Proximidades de la Boya 24
E 2	Proximidades del Desagüe Cloacal (Canal de la Ballena)
E 3	Proximidades de Pto.Ing.White
E 4	Proximidades de Puerto Galván (Posta de Inflamables)
E 5	Descarga Polo Petroquímico
E 6	Puerto Cuatrerros

Para la recolección de datos se realizarán campañas de investigación bimestrales y consecutivas, dentro del período mencionado en las que se realizarán mediciones in situ y se obtendrán muestras para ser evaluadas en el Laboratorio.

Los parámetros oceanográficos que se estudiarán bimestralmente son:

1. Temperatura
2. Salinidad
3. pH
4. O₂ Disuelto y Porcentaje de Saturación de O₂
5. Turbidez
6. Material Particulado en Suspensión
7. Clorofila "a" y Feopigmentos en MPS
8. Nutrientes de N (NH₃, NO₃⁻ y NO₂⁻)

9. Nutrientes de P (orto – PO_4^{-3})
10. Nutrientes de Si (Silicatos)
11. Materia Orgánica Particulada

Los cinco primeros parámetros se registrarán *in situ* para obtener una imagen en su distribución en el ambiente, así como de las variaciones estacionales que sufren.

En cada una de las estaciones se obtendrán muestras de:

- * Agua de Mar
- * Sedimentos Superficiales y Sub-Superficiales
- * Peces

Que se realizará de acuerdo a las técnicas que se detallan:

* **Muestras de Agua de Mar**

Se tomarán en el estrato sub-superficial de la columna de agua (aproximadamente 30 – 50 cm por debajo de la superficie), utilizando botella de Van Dorn, de policarbonato. A partir de estas muestras, se tomarán las submuestras para las determinaciones de nutrientes, pigmentos fotosintetizadores, materia orgánica, metales pesados disueltos e hidrocarburos disueltos, así como las submuestras con las que se controlará (mediante determinaciones en Laboratorio) la calibración de los instrumentos de calibración *in-situ* que se empleen en la campaña. Los análisis que se realizarán en estas muestras son:

1. **Temperatura:** se medirá con sensores *in situ*, calibrados contra termómetros de mercurio de rango expandido.
2. **Salinidad:** con sensores *in situ*, calibrados contra mediciones de conductividad de agua de mar.
3. **pH:** Se medirá con sensores *in situ*, calibrados contra soluciones buffer internacionalmente estandarizadas.
4. **O₂ Disuelto y Procentaje de Saturación:** Se medirá con sensores *in situ*, calibrados contra titulaciones de soluciones estandarizadas (Método Winkler).
5. **Material Particulado en Suspensión:** Se tomarán las muestras en las campañas y se determinarán en el Laboratorio, siguiendo el método descrito por Grasshoff *et al.*
6. **Clorofila “a” y Feopigmentos en MPS:** Se tomarán las muestras en las campañas y se determinarán en el Laboratorio, siguiendo el método de Lorenzen.
7. **Turbidez:** Se medirá con sensores *in situ*, calibrado contra soluciones patrones.
8. **Nutrientes de N:** Se tomarán las muestras en las campañas y se determinarán en el Laboratorio, siguiendo los métodos de Treguer & Le Corre (para NO_3^-); Grassoff *et al.* (para NO_2^-); y Slawick *et al.* (para NH_3);

- trabajando con un auto analizador Technicon II de cuatro canales y calibrando contra patrones internacionales (COI/UNESCO).
9. **Nutrientes de P (orto- PO_4^{3-}):** Se tomarán las muestras en las campañas y se determinarán en el Laboratorio, siguiendo la técnica de Eberlein & Kattner, y trabajando con un auto analizador Technicon II de cuatro canales y calibrando contra patrones internacionales (COI/UNESCO).
 10. **Nutrientes de Si (Silicatos):** Se tomarán las muestras en las campañas y se determinarán en el Laboratorio, siguiendo el métodos de Technicon® y trabajando con un auto analizador Technicon II de cuatro canales y calibrando contra patrones internacionales (COI/UNESCO)
 11. **Materia Orgánica Particulada:** Se tomarán las muestras en las campañas y se determinarán en el Laboratorio, siguiendo la técnica de Strickland & Parsons, calibradas contra soluciones estandarizadas de glucosa.
 12. **Metales Pesados Disueltos en el Agua de Mar:** Para su determinación, se aplicará el método de Koirtjohann & Wen, modificado por Vázquez – Botello. Se medirán las concentraciones correspondientes por espectrofotometría de absorción atómica, con llama aire-acetileno, y corrección de ruido de fondo con lámpara de deuterio (D_2BGC). Se calibrará contra soluciones patrones internacionalmente recomendadas, y la calidad de la determinación analítica (AQ), se controlará contra material de referencia del National Institute for Environmental Studies (NIES) de Tsukuba (Japón). De esta manera se cuantificarán los niveles de Pb, Cu, Cd, Cr y Zn disueltos en el agua del estuario.
 13. **Mercurio Disuelto en el Agua de Mar:** Para su determinación, se aplicará la técnica de APHA, trabajando por espectrofotometría de absorción atómica, con vapor frío (CV-AAS), y utilizando un espectrofotómetro Perkin Elmer 2380. Para la calibración correspondiente se emplearán soluciones patrón, internacional-mente estandarizadas.
 14. **Hidrocarburos Totales Disueltos o Dispersos en el Agua de Mar:** Para lo que se tomarán las muestras en la campaña y se determinarán en el Laboratorio, siguiendo el método EPA-1664 A, trabajando por gravimetría, y calibrando contra soluciones patrones internacional-mente recomendadas.

* **Muestras de Sedimentos Superficiales**

Se tomarán muestras en el estrato superficial del sedimento del estuario, utilizando una rastra con marco de acero inoxidable y reservorio de lona plástica. A partir de estas muestras se tomarán las submuestras para las determinaciones de metales pesados particulados y de Hidrocarburos Totales. Para la realización de estos análisis, se aplicarán las siguientes técnicas:

1. **Metales Pesados Particulados en Sedimento:** Se seguirá la técnica descrita por Marcovecchio *et al.*, realizándose las mediciones por espectrofotometría de absorción atómica (AAS) con llama aire-acetileno, y

corrección de ruido de fondo con lámpara de deuterio (D₂BGC). Se calibrará contra soluciones patrones internacional-mente recomendadas, y la calidad de la determinación analítica (AQ), se controlará contra material de referencia del National Institute for Environmental Studies (NIES) de Tsukuba (Japón). De esta manera se cuantificarán los niveles de Pb, Cu, Cd, Cr y Zn en los sedimentos del área evaluada del estuario.

2. **Mercurio Total en Sedimento:** Se aplicará una modificación propia del método de Uthe *et al.* Midiéndose las concentraciones correspondientes por espectrofotometría de absorción atómica, con vapor frío (CV-AAS), y utilizando un espectrofotómetro Perkin Elmer 2380. Para la calibración correspondiente se emplearán soluciones patrón, internacionalmente estandarizadas, y la calidad de la determinación analítica (AQ), se controlará contra material de referencia del National Institute for Environmental Studies (NIES) de Tsukuba (Japón).
3. **Hidrocarburos Totales en Sedimento:** Se determinarán siguiendo el método EPA-1664 A, trabajando por gravimetría, y calibrando contra soluciones patrones internacionalmente recomendadas.
4. **Organoclorados totales:** Se determinarán por cromatografía de gases y detector ECD, con columna capilar. Se analizarán las muestras de sedimentos en tres (3) campañas de investigación.

* **Muestras de Peces**

Se obtendrán en las áreas en que están ubicadas las estaciones de muestreo. Se procurará capturar especies representativas de los diferentes sub-sistemas del estuario (ligadas al fondo, a la columna de agua, permanentes en el sistema u ocasionales).

En los ejemplares capturados se registrarán los datos morfométricos más característicos (largo total, peso, sexo) y se removerán muestras de músculos y de hígado sobre las que se determinarán posteriormente los contenidos de metales pesados aplicando métodos oportunamente mencionados (Marcovecchio *et al.*); de la misma manera se determinará sobre estas muestras el contenido de mercurio total, siguiendo la técnica de Uthe *et al.* mencionada en párrafos previos.

El Municipio tendrá la facultad de designar observadores de las tareas de campo y de laboratorio que el IADO, realice concerniente a la ejecución del presente Programa.

El IADO, se compromete a proveer al Municipio, cada vez que este los solicite, fracciones de las muestras obtenidas de aguas, sedimentos y peces comprendidas en el Programa en condiciones de ser analizadas, como contramuestras por terceros.

Se entregará un Informe Final escrito (en copia impresa y en CD) dentro de los noventa (90) días posteriores a la realización de la última campaña de investigación (6^{ta}. campaña) incluida en este Programa.

Los trabajos serán llevados adelante por el personal del Laboratorio de Química Marina del IADO; y el responsable científico de la obtención de la información, su procesamiento, generación de informes y eventuales explicaciones, entorno a la misma será el Dr. Jorge Marcovecchio, responsable del mencionado Laboratorio. El personal científico y técnico que (en principio) participará en el desarrollo de este proyecto, será:

- *Dr. Jorge Marcovecchio* (IADO/CONICET)
- *Lic. Raúl Asteasuain* (IADO/CONICET)
- *Lic. Sandra Botte* (IADO/CONICET)
- *Lic. Nedda Chiarello* (IADO/CONICET)
- *Lic. Javier Arlenghi* (IADO/CONICET)
- *Dr. Ruben Hugo Freije* (UNS)

Cualquier alteración a la nomina del personal interviniente, deberá de ser aprobada por el municipio a propuesta del IADO.

INTRODUCCION

El estuario de Bahía Blanca es un ambiente transicional, localizado en el extremo sudoriental de la Provincia de Buenos Aires. Tiene algunas características ambientales que la hacen sumamente particular, entre las que vale la pena destacar las siguientes:

- 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, por lo que resulta necesario llevar adelante estudios de base que permitan estimarlos.

Por los motivos anteriormente mencionados, y en virtud a los antecedentes pre-existentes, 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 del sistema. Este Programa se diseñó para ser desarrollado entre los meses de marzo y diciembre de 2005. En este período se llevaron adelante análisis físico-químicos que permiten caracterizar la situación ambiental de este sistema desde el punto de vista de los parámetros analizados. Este es el Informe Final, en el que se analiza la información obtenida en las seis (6) campañas de investigación realizadas (abril a diciembre de 2005).

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 400 km² de superficie cubiertos. En cambio, en condiciones de pleamar las aguas cubren una superficie de 1300 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 (Gómez & Perillo, 1992 ; Gómez *et al.*, 1997).

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 curtiembres, 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).

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), 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 seis (6) estaciones de muestreo para la determinación de parámetros físico-químicos y

sustancias potencialmente contaminantes. Estas estaciones se distribuyeron así: cinco (5) a lo largo del Canal Principal, y una (1) en la zona de descarga del polo industrial (**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 :

- 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° 38' 39.4" O.
 - Estación N°6 : 38° 45' 01.7" S. – 62° 23' 02.9" O.
-
- El Laboratorio de Química Marina del IADO llevó adelante durante este período un muestreo bimestral (6 muestreos) 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 (NO₂, NO₃, NH₄, PO₄, SiO₃) disueltos en agua de mar
 - Clorofila a y feopigmentos en material particulado en suspensión
 - Materia orgánica particulada
 - Oxígeno disuelto en agua de mar
 - Metales pesados disueltos en agua de mar
 - Metales pesados en sedimentos

- Hidrocarburos totales disueltos en agua de mar
- Hidrocarburos totales en sedimentos

También se tomaron muestras de sedimentos para analizar el contenido de compuestos organoclorados, así como muestras de peces (músculo comestible e hígado) para determinar sus contenidos de metales pesados.



Figura 1. Plano de ubicación de las estaciones de muestro

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 : Koirtyohann & Wen (1973)
- Metales particulados : Marcovecchio *et al.* (1988)
- Mercurio disuelto : A.P.H.A. (1992)
- Mercurio particulado: Uthe *et al.* (1970), Marcovecchio *et al.* (1988).
- Hidrocarburos totales disueltos: U.S. EPA (2002)
- Hidrocarburos totales en sedimentos: U.S. EPA (2002)

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.
- ✓ Mercurio : 0.02 µg/L, y 0.02 µg/g.
- ✓ Hidrocarburos totales : 1.4 mg/L, y 0.07 mg/g.

Cabe aclarar que para este trabajo (tal, y como se hizo en las evaluaciones anteriores –IADO, 2002 y 2004-) y a partir de resoluciones tomadas por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de Norteamérica

(U.S.EPA) durante el 2001 (U.S. EPA, 2002), se comenzó a aplicar un nuevo método analítico de determinación de hidrocarburos totales (tanto disueltos / dispersos en agua del estuario como concentrados en los sedimentos); el método gravimétrico que actualmente se emplea ha reemplazado oficialmente a la extracción con freón y determinación por espectrometría IR que hasta el año anterior recomendaba la misma U.S.EPA. Las ventajas más importantes del nuevo método son: (i) el uso de un solvente de extracción significativamente menos tóxico (incluyendo efectos ambientales deletéreos), tanto para los operadores como para el ambiente; (ii) una mayor capacidad de extracción de HC totales; (iii) mayor practicidad de aplicación en el laboratorio; (iv) el desaliento a la comercialización de freones (y los consecuentes aumentos de costos) en todo el mundo, a partir de la aplicación del Protocolo de Kyoto. De esta manera no es recomendable comparar **directamente** los datos de HC totales incluidos en Programas de Monitoreo anteriores (por ej., IADO, 1997; 2000) con los del presente trabajo, sino tomar en consideración lo comentado en los párrafos previos.

En esta etapa del trabajo se obtuvieron -además de las previamente mencionadas- muestras de sedimentos para la determinación de compuestos organoclorados, así como muestras de varias especies de peces para la determinación de su contenido de metales pesados.

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 hidrocarburos 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).

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), con la colaboración del Lab. de Química Ambiental

(Depto.de Química, UNS). Los profesionales que han intervenido en esta etapa fueron:

Dr Jorge Marcovecchio (IADO - CONICET)

Lic Raúl Asteasuain (IADO - CONICET)

Lic Sandra Botté (IADO - CONICET)

Lic María Nedda Chiarello (IADO - CONICET)

Lic Javier Arlenghi (IADO – CONICET)

Dr Rubén Hugo Freije (UNS)

Lic Ana María Martínez (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. 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 analizar el sistema bajo estudio desde un punto de vista hidrográfico, así como comparar estos valores con los correspondientes registros históricos. La distribución de parámetros que a continuación se describe permite sostener que -a lo largo de este período- ***el ambiente estudiado mostró un comportamiento normal, en general coincidente con los datos históricos tanto en magnitudes como en sincronidad.***

Análisis temporal 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, homogénea para todas las estaciones de muestreo (***Figura 2***).

Las temperaturas registradas oscilaron entre los 7,6 - 8,3°C -valores medidos en la campaña N°3, realizada el 27 de julio- y los 19,3 – 22,2°C –correspondientes a la campaña N°6, del 15 de diciembre-, con un patrón de ascenso/descenso suave. No sólo los valores de temperatura registrados

durante este período estudiado, sino también la tendencia general de distribución y variación de este parámetro coinciden tanto con los datos históricos oportunamente registrados para la misma área por otros investigadores (Pucci et al., 1979; Freije et al., 1981) así como con los informados en las fase antecedentes de este estudio (IADO, 1997 ; 2000 ; 2002 ; 2004).

1.2. Salinidad

Los valores de salinidad registrados durante el año 2005 siguieron un patrón de distribución muy definido, y común para casi todas las estaciones de muestreo evaluadas.

Las salinidades determinadas durante este período variaron entre las 29,28 ups (registradas en la Estación #6 en la campaña N°4, el 21 de septiembre) y las 35,66 ups (e las Estaciones #2, #4 y #5 en la campaña N°1, el 18 de abril), con un patrón de distribución muy homogéneo (**Figura 3**). La homogeneidad de la distribución de la salinidad durante las cinco primeras campañas realizadas en el período estudiado indica que en ese tiempo no se produjeron precipitaciones pluviales de magnitud suficiente como para hacer disminuir sus valores a través de un efecto de dilución, tal y como se han registrado en otros años (Pucci et al., 1980; Freije et al., 1981 ; IADO, 1997, 2000, 2002, 2004).

En el caso particular de la campaña realizada el 15 de diciembre (C #6) presentó valores de salinidad significativamente menores que el resto de las campañas realizadas ; esto se puede atribuir a los altos valores de precipitaciones pluviales registrados en toda la región durante el período inmediatamente anterior, y que determina la generación de un efecto dilución de una magnitud mucho mayor (**Figura 3**).

Tanto los valores de salinidad registrados durante el período estudiado, como la tendencia general de distribución y variación de este parámetro coinciden con los datos históricos informados por otros autores, como Pucci et al. (1979 ; 1980), Freije et al. (1981), así como con los de las fases previas de este estudio para la misma región (IADO, 1997, 2000, 2002, 2004).

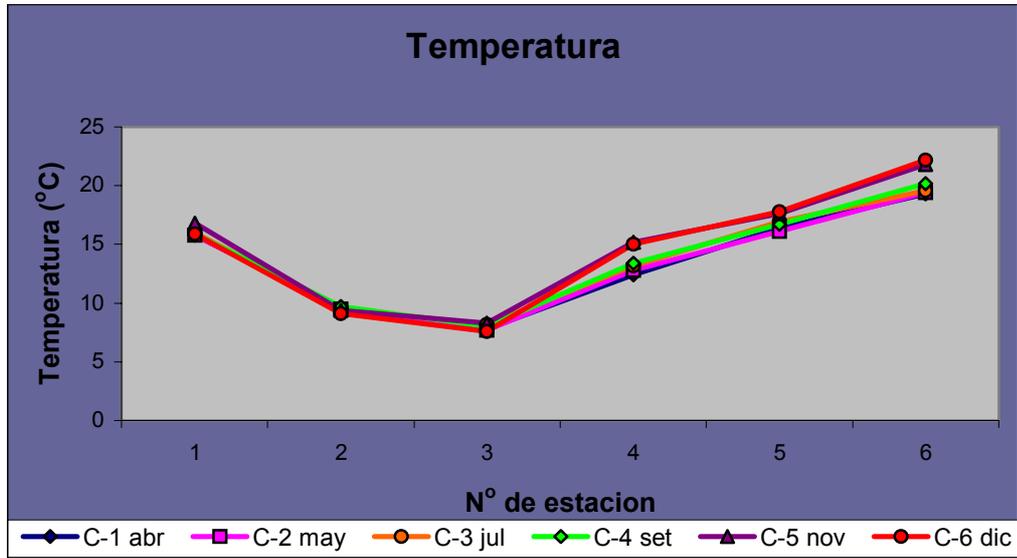


Figura 2 : distribución de temperatura en el agua del estuario

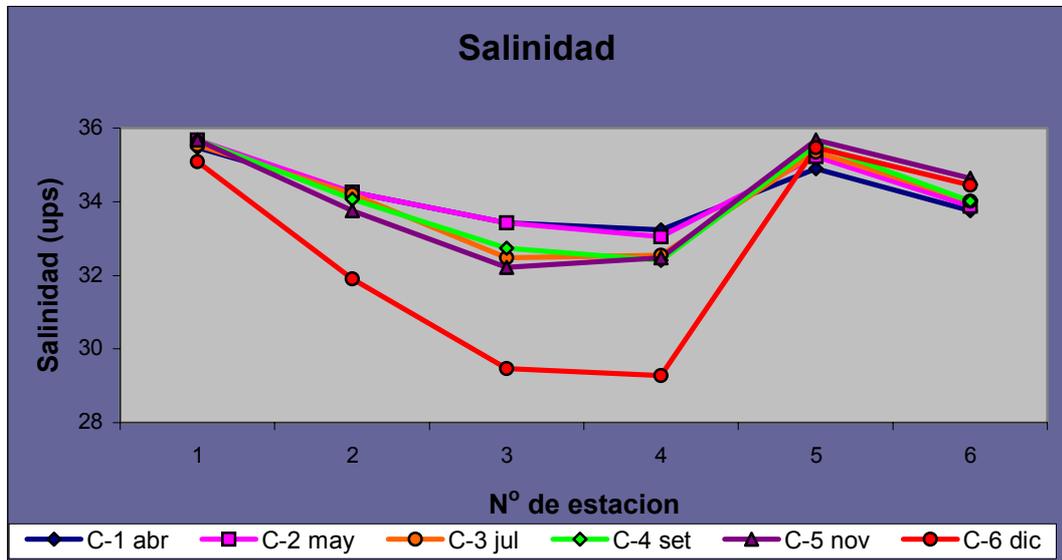


Figura 3 : distribución de salinidad en el agua del estuario

1.3. pH

Los valores de pH que se registraron durante el período estudiado también muestran una distribución homogénea en la mayoría de las estaciones de muestreo (**Figura 4**).

En general, estos valores variaron entre 7,9 upH (registrado en la Estación #5 en la campaña N°6 del 15 de diciembre) y 9,3 upH (en todas las estaciones de la campaña N°1, el 18 de abril) (**Figura 4**).

Tanto los valores de pH registrados, como su tendencia general de distribución coinciden plenamente con los datos históricos, oportunamente informados para la región (Pucci et al., 1979 ; 1980 ; IADO, 1997, 2000, 2002, 2004). Sin embargo, es importante destacar que los datos de pH registrados en este estudio son ligeramente superiores a los de los datos de estudios anteriores (que en ningún caso superaban las 8,9 upH), aunque las diferencias correspondientes no resultan estadísticamente significativas ($p < 0.01$).

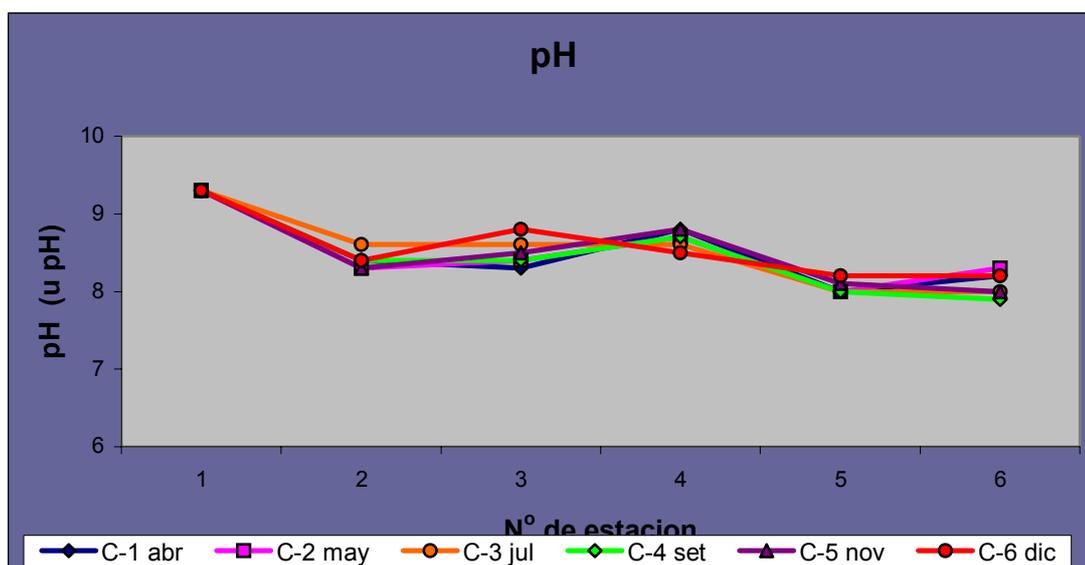


Figura 4 : distribución de pH en el agua del estuario

1.4. Turbidez

Al analizar los datos de turbidez registrados durante este período se observó una distribución con valores mínimos en las campañas realizadas entre abril y noviembre (C-2, C-3, C-4 y C-5), y máximos en las de abril (C-1) y diciembre (C-6). Las concentraciones correspondientes variaron entre las 17 y las 83 unt para el período de concentraciones mínimas, y entre 53 y 217 unt para el de máximas (**Figura 5**). En todos los casos la distribución de estos valores fue homogénea, y la tendencia de distribución del parámetro fue similar en todas las estaciones de cada campaña (**Figura 5**).

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).

Si bien los valores de turbidez registrados son variables, su tendencia general de distribución coincide plenamente con los datos históricos, oportunamente informados para la región (IADO, 1997, 2000, 2002, 2004).

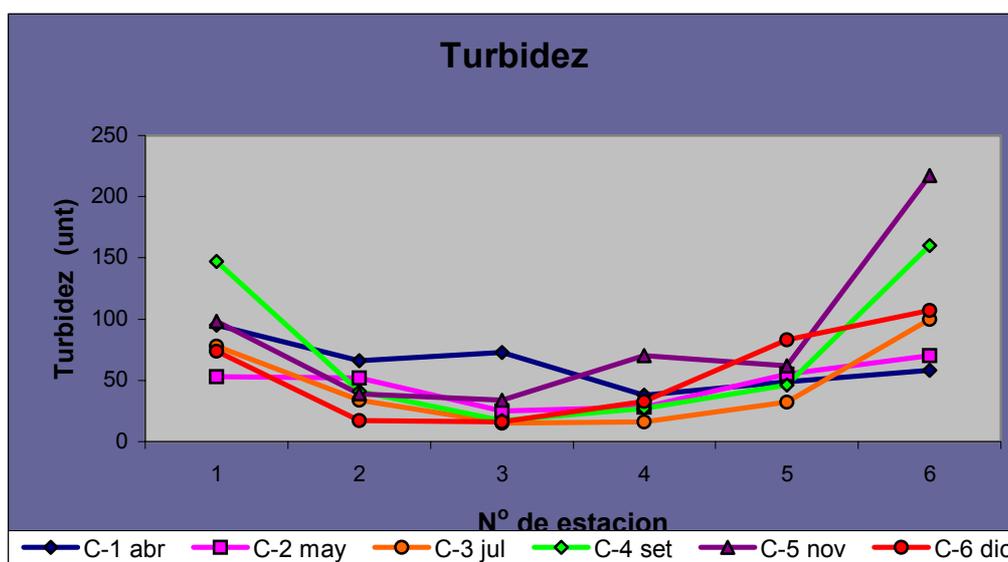


Figura 5 : distribución de turbidez en el agua del estuario

1.5. Oxígeno disuelto y porcentaje de saturación de OD

La distribución de oxígeno disuelto que se observó durante el período analizado presentó sus concentraciones máximas durante el invierno y mínimas en el verano. Las concentraciones correspondientes variaron entre los 5,6 y 6,7 mg/L en verano, y los 10,0 y 11,7 mg/L en invierno (**Figura 6**). Esta distribución está plenamente ligada al ciclo del fitoplancton en el estuario, del cual se debe destacar que tiene su pico máximo de florecimiento en invierno.

Finalmente es importante remarcar que las concentraciones de oxígeno disuelto registradas durante todo el año (aún las más pequeñas) son totalmente aptas para el desarrollo de los procesos biológicos propios de este ambiente, y también en este caso los valores de O₂ disuelto obtenidos son consistentes con los oportunamente informados en trabajos previos realizados para esta zona Pucci *et al.* (1979 ; 1980), Freije *et al.* (1981) o IADO (1997, 2000, 2002, 2004).

Para comprender mejor el funcionamiento del sistema se puede considerar la distribución del porcentaje de saturación de oxígeno en el agua de la zona interior del estuario (**Figura 7**). En este caso se puede observar un nivel fisiológico normal del mencionado porcentaje en todas las campañas, con valores ligeramente inferiores en las campañas de primavera tardía (86 – 92% en la C-5, noviembre de 2005), y superiores al 100% de saturación en las del resto del año (101 – 118%) (**Figura 7**), lo que indica que el sistema está altamente oxigenado.

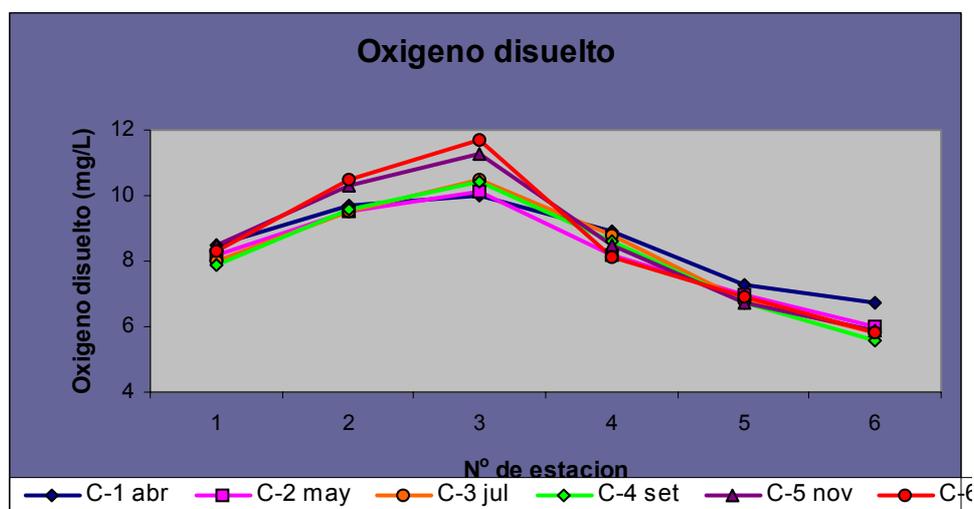


Figura 6 : distribución de oxígeno disuelto en el agua del estuario

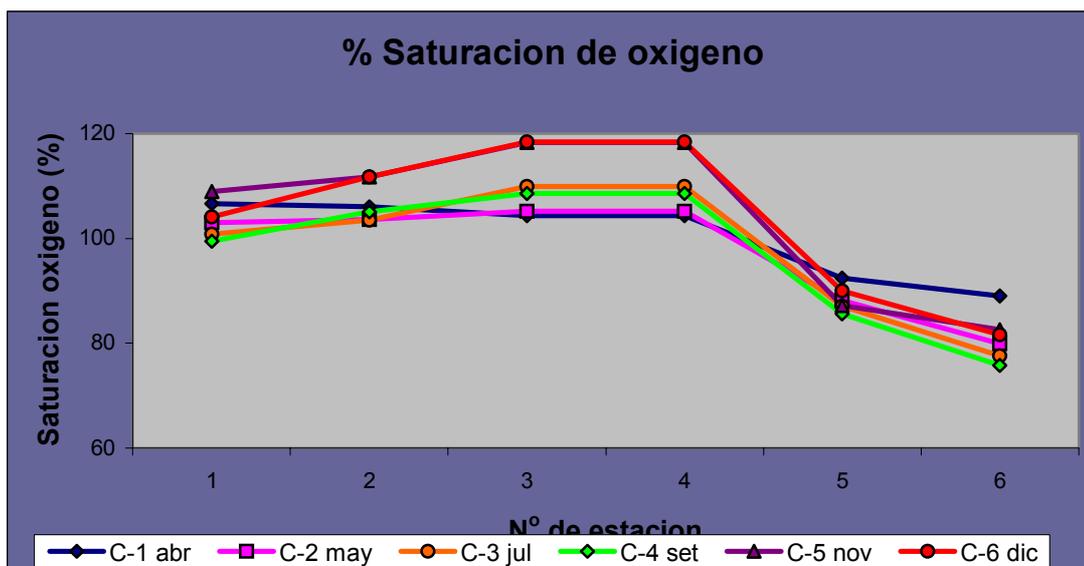


Figura 7 : distribución de porcentaje de saturación del oxígeno disuelto en el agua del estuario

1.6. Nutrientes inorgánicos

La distribución de compuestos nutritivos inorgánicos en la zona interior del estuario de Bahía Blanca, durante el período informado, presentaron tendencias muy claras, ligadas al funcionamiento del ambiente bajo estudio.

1.6.1. Nitrato y nitrito

Al estudiar la distribución de nitrato y nitrito se observó una coincidencia plena en cuanto a sus distribuciones espacio-temporales (a pesar de la diferencia en las magnitudes de sus concentraciones), con picos máximos en verano - otoño y mínimas en invierno – primavera temprana (**Figuras 8 y 9**).

Las concentraciones de nitrato variaron entre los 0,79 y 4,66 $\mu\text{moles/L}$ en invierno tardío (C-4, 21 de septiembre), y los 10,19 y 63,05 $\mu\text{moles/L}$ en inicio del verano (C-6, 15 de diciembre) (**Figura 8**).

Por su parte las concentraciones de nitrito variaron entre los 0,03 y los 0,22 $\mu\text{moles/L}$ en invierno (C-3, 27 de julio), y los 4,93 y 22,90 $\mu\text{moles/L}$ en inicios del verano (C-6, 15 de diciembre) (**Figura 9**). Esta tendencia en la distribución -que se observa en ambas figuras- es característica del ciclo de nutrientes de nitrógeno en ambientes como el estuario de Bahía Blanca, y está 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. La sincronía de ambas distribuciones indica que no se produjeron eventos anormales durante el período estudiado.

Los niveles de nitrato y nitrito así como su distribución temporal coinciden con los antecedentes históricos del ambiente evaluado (Pucci *et al.*, 1979; 1980; Freije *et al.*, 1981), así como con los valores determinados durante las fases previas de este estudio (IADO, 1997, 2000, 2002, 2004).

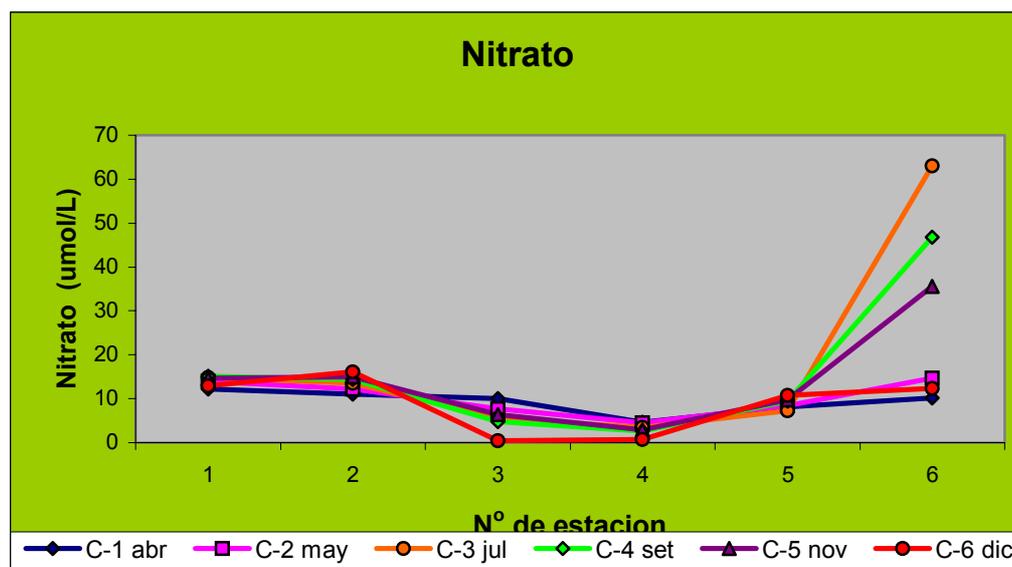


Figura 8 : distribución de nitrato disuelto en el agua del estuario

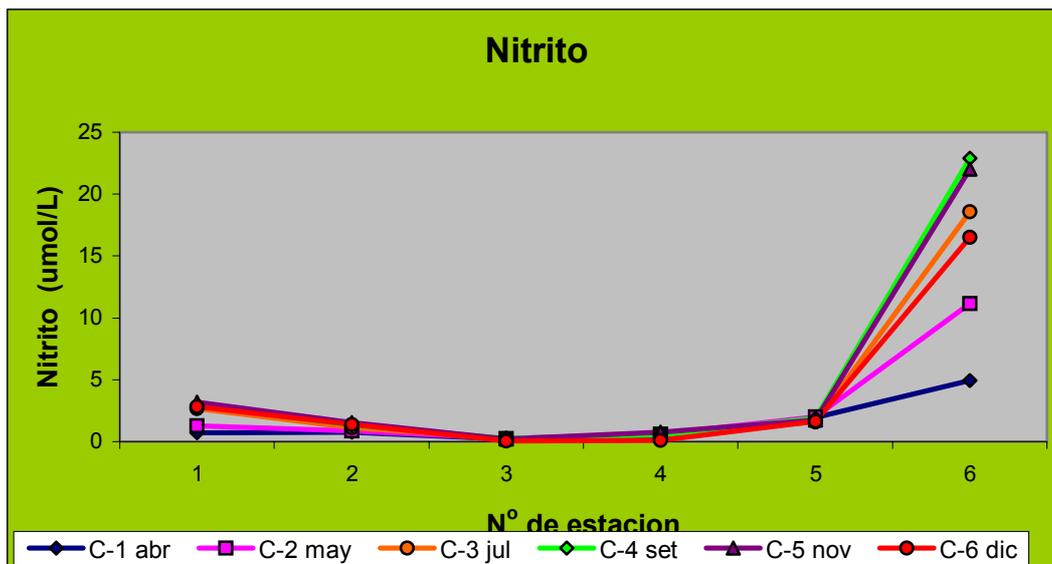


Figura 9 : distribución de nitrito disuelto en el agua del estuario

1.6.2. Amonio

Diferente es la tendencia mostrada por el amonio, que mantuvo sus concentraciones (o aún las aumentó) durante otoño-invierno (2,11 a 16,04 $\mu\text{mol NH}_4/\text{L}$ hasta 12,10 – 30,92 $\mu\text{mol NH}_4/\text{L}$), para ser significativamente consumido durante el florecimiento del fitoplancton (desde 12,10 – 30,92 $\mu\text{mol NH}_4/\text{L}$ a 5,71 – 17,14 $\mu\text{mol NH}_4/\text{L}$); como dato importante de este proceso se puede destacar que este nutriente no llega al agotamiento en ningún momento (durante este período), lo que significa tanto que el sistema se presenta plenamente productivo como que el proceso de amonificación es dominante en esta región (**Figura 10**).

Tanto los valores de amonio medidos como la tendencia de distribución identificada coinciden con los antecedentes históricos existentes en la zona (IADO, 1997, 2000, 2002, 2004).

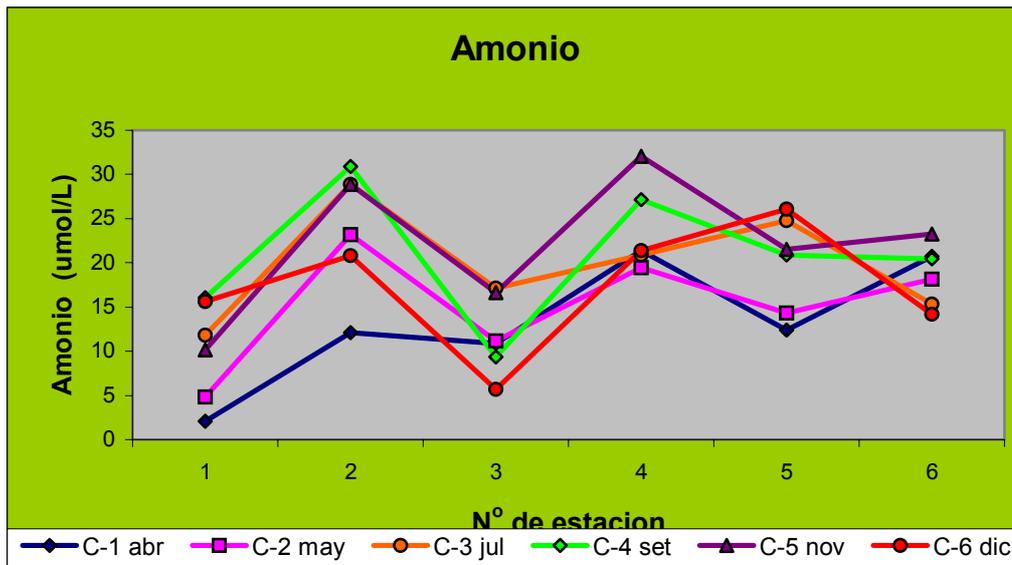


Figura 10 : distribución de amonio disuelto en el agua del estuario

1.6.3. Fosfato

En el caso de los compuestos nutritivos de fósforo se analizó la distribución de fosfato, que presentó una tendencia plenamente coincidente con la previamente descrita para nitrato y nitrito, aunque también en este caso hay que destacar que aún en el momento de máximo consumo (julio) no llega a ser agotado (**Figura 11**). Los valores registrados oscilaron entre los 2,94 y 3,67 $\mu\text{mol PO}_4/\text{L}$, llegando durante el florecimiento a los 0,33 – 0,93 $\mu\text{mol PO}_4/\text{L}$; posteriormente al desarrollo de este proceso biológico comienza a regenerarse el fosfato, que llega a alcanzar niveles de 1,85 – 2,96 $\mu\text{mol PO}_4/\text{L}$ durante el verano (**Figura 11**).

Los niveles de fosfato así como su distribución temporal coinciden con los antecedentes históricos del ambiente evaluado (Pucci *et al.*, 1979; 1980; Freije *et al.*, 1981), así como con los valores determinados durante las fases previas de este estudio (IADO, 1997, 2000, 2002, 2004).

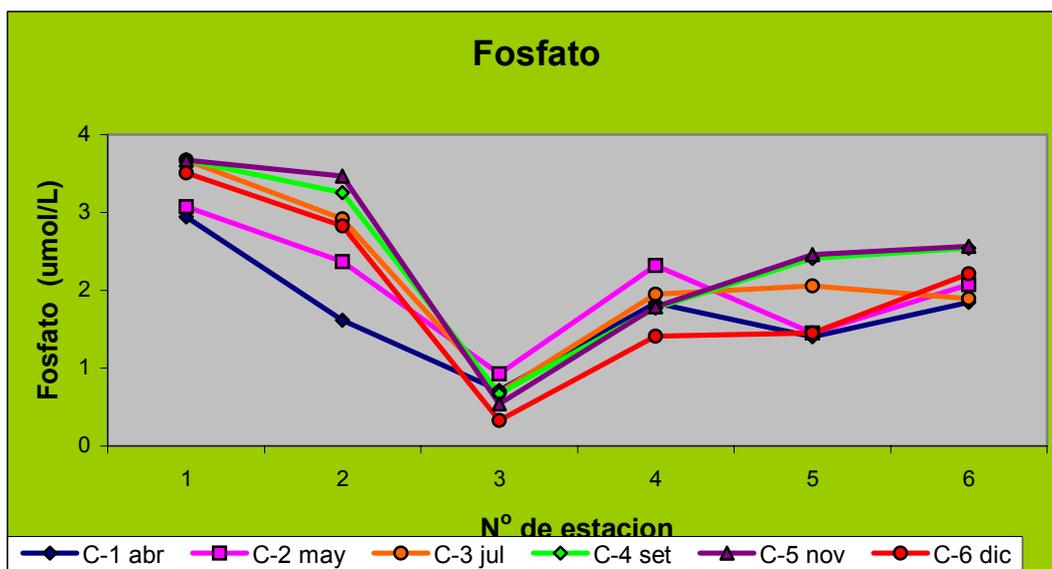


Figura 11: distribución de fosfato disuelto en el agua del estuario

1.6.4. Silicato

Los compuestos nutritivos de silicio mostraron una tendencia mucho más estable, que también presentó su pico de consumo en el mes de julio (desde los 62,15 – 96,30 $\mu\text{mol SiO}_3/\text{L}$ hasta los 50,8 – 60 $\mu\text{mol SiO}_3/\text{L}$) (**Figura 12**). Este consumo de silicato es muy razonable, teniendo en cuenta que el florecimiento fitoplanctónico que ocurre en Bahía Blanca está dominado por diatomeas, que son muy fuertes consumidores de este compuesto para la construcción de sus frústulos. Por otro lado, es interesante destacar que, una vez finalizado el florecimiento los niveles de silicato vuelven a aumentar, hasta llegar a concentraciones de hasta 86 $\mu\text{mol SiO}_3/\text{L}$ hacia fines de la primavera (**Figura 12**).

Vale destacar que en la campaña de diciembre de 2005 (C-6) se registró un valor significativamente mayor de silicato en todas las estaciones muestreadas, lo que fue atribuido al mayor aporte de sustancias de origen terrestre que ingresaron al estuario por un aumento significativo de las precipitaciones pluviales.

Los niveles de silicato así como su distribución temporal coinciden con los antecedentes históricos del ambiente evaluado (Pucci *et al.*, 1979; 1980;

Freije *et al.*, 1981), así como con los valores determinados durante las fases previas de este estudio (IADO, 1997, 2000, 2002, 2004).

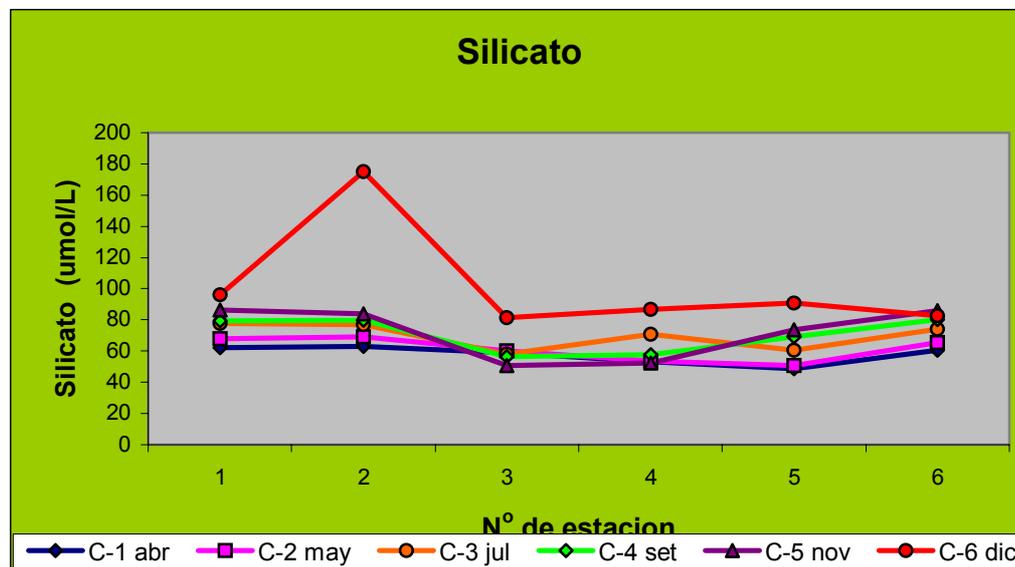


Figura 12 : distribución de silicato disuelto en el agua del estuario

1.7. Materia orgánica

El análisis de materia orgánica particulada (MOP) mostró un patrón regular con un amplio rango de concentraciones, que oscilaron entre los 171 mg C/L (estación N°1, abril de 2005) y 2418 mg C/L (estación N°5, noviembre de 2005) (**Figura 13**). El tipo de patrón observado a lo largo del diseño muestral permite sostener que se produce un fenómeno de resuspensión a partir de los puntos donde la MOP ingresa al sistema (por ej., arroyos, desagües, etc.) o donde se genera (por ej., 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.

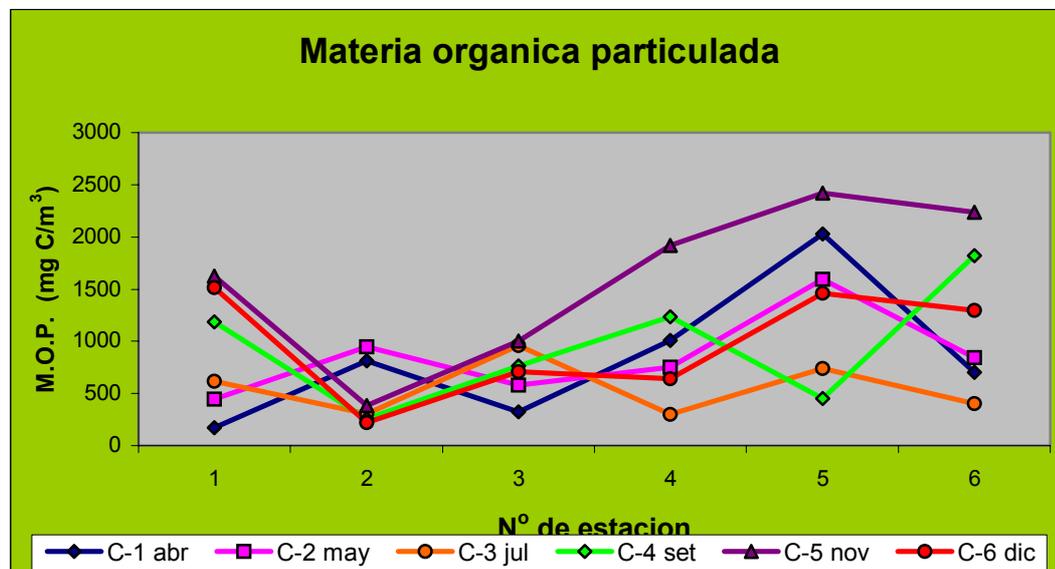


Figura 13 : distribución de materia orgánica particulada en el agua del estuario

c. 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 que aquí se informa se ha podido establecer que la producción biológica del estuario muestra dos etapas claramente definidas. Un etapa de baja producción biológica, que en el período evaluado estuvo representada en las campañas No1, 2, 5 y 6 (correspondientes a los meses de abril, mayo, noviembre y diciembre), en la cual los valores de clorofila *a* variaron entre los 0,47 y 6,19 $\mu\text{g/L}$ (**Figura 14**). La segunda etapa, de alta producción biológica, se dio en las campañas de invierno (C-3 y C-4, de julio y septiembre respectivamente), que alcanzaron valores de clorofila *a* de hasta 31,04 y 21,52 $\mu\text{g/L}$ respectivamente. Estos valores son altos para un sistema estuarial costero, y coincide plenamente con las descripciones otros autores, quienes han referido que se mantienen así -con oscilaciones naturales ocasionales- desde hace varias décadas, habiéndose determinado que este proceso corresponde a un gran florecimiento invernal del fitoplancton dominado por diatomeas (fundamentalmente *Thalassiosira curviseriata*) (Freije *et al.*, 1981 ; Gayoso, 1989

; Popovich & Gayoso, 1999). Los contenidos de clorofila a registrados en este período, así como el momento en que esto ocurrió, son claros indicadores de un normal funcionamiento eco-fisiológico del estuario.

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 (**Figura 15**) permite sostener que ambos procesos ocurrieron sincrónicamente en el estuario.

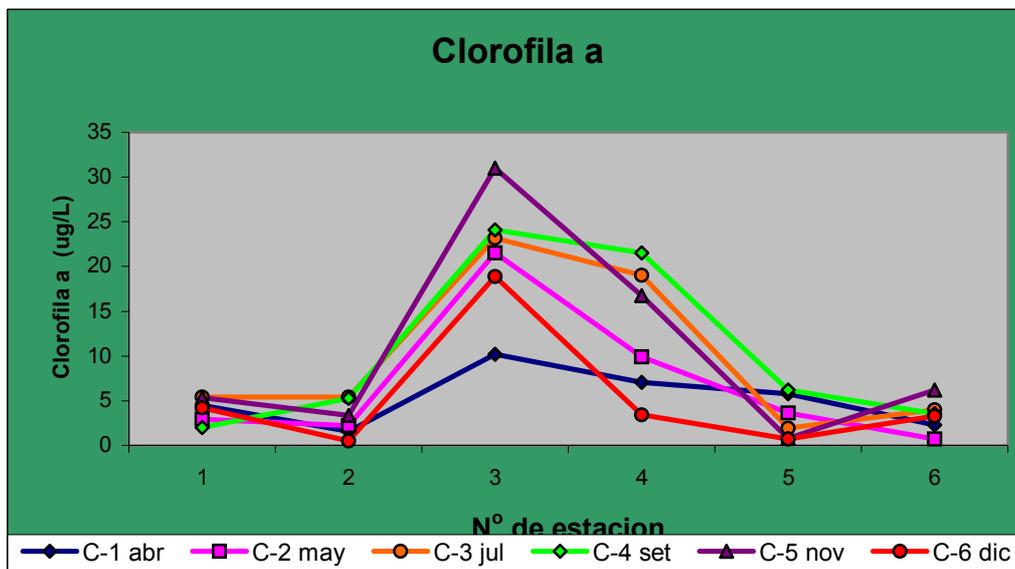


Figura 14 : distribución de clorofila a en el material particulado en suspensión del estuario

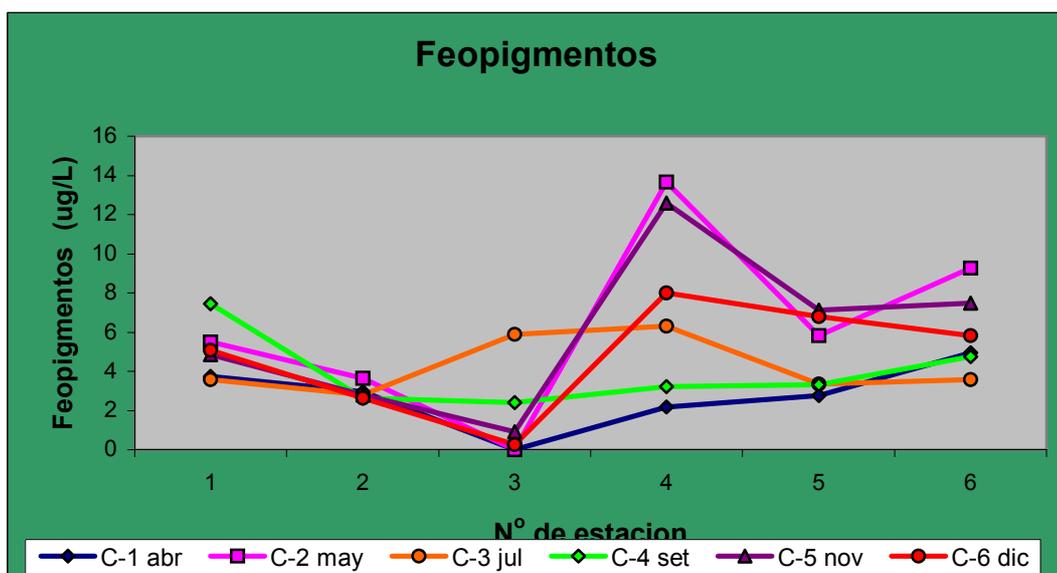


Figura 15 : distribución de feopigmentos en el material particulado en suspensión del estuario

2. ESTUDIO DE SUSTANCIAS POTENCIALMENTE TOXICAS :

En este segundo aspecto del estudio se evaluaron los contenidos de algunos *metales pesados* potencialmente tóxicos (Cd, Pb, Cu, Zn, Cr, Ni, Fe, Mn, 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 cuatro (4) especies de peces muy características del estuario: el lenguado (*Paralichthys* sp), el gatuzo (*Mustelus schmitti*), la corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) y la pescadilla común (*Cynoscion striatus*).

También se determinaron los contenidos de *hidrocarburos totales* disueltos/dispersos en el agua del estuario así como concentrados en los sedimentos superficiales.

Por último, en tres de las campañas de investigación realizadas se determinaron los contenidos de compuestos organoclorados en los sedimentos del estuario.

2.1. METALES PESADOS

2.1.1. Cadmio

En la mayoría de las campañas llevadas a cabo durante el período que se informa las concentraciones de *cadmio disuelto* en el agua del estuario estuvieron por debajo del límite de detección; en tal sentido, vale comentar que solamente se midieron niveles detectables en la campaña C-6 (realizada en diciembre de 2006), en la que se registraron valores de hasta 0.58 µg Cd/L (**Figura 16.A**). Este es un hecho importante, 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 su parte, al analizar la presencia de cadmio en los sedimentos superficiales se observó una tendencia sostenida en las seis campañas evaluadas, con valores bajos en todas las estaciones pero con una clara situación de incremento en las estaciones interiores del estuario (**Figura 16.B**). El rango de valores de cadmio determinados en los sedimentos fue de 0.01 – 1.67 $\mu\text{g Cd/g}$, en peso seco.

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 $\mu\text{g/g}$ -en peso seco- (IADO, 1997) y de 1.5 $\mu\text{g/g}$ –en peso seco- (IADO, 2000). Por otro lado, en esos monitoreos se pudo observar ingresos irregulares pero mucho más frecuentes de cadmio disuelto al sistema evaluado, con valores que llegaron hasta los 1.2 $\mu\text{g/L}$ (IADO, 1997) y los 1.8 $\mu\text{g/L}$ (IADO, 2000). También vale aclarar que estos valores son de igual magnitud que los informados por otros autores en la década de los '80, como por ejemplo Pucci (1988) y Villa (1988).

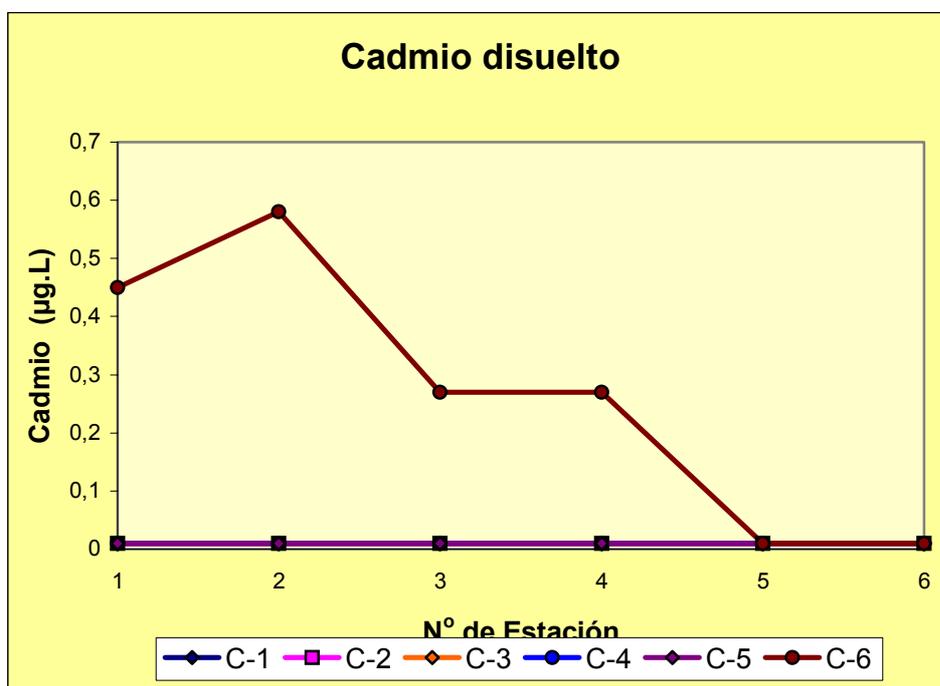


Figura 16 A: distribución de cadmio disuelto en agua del estuario.

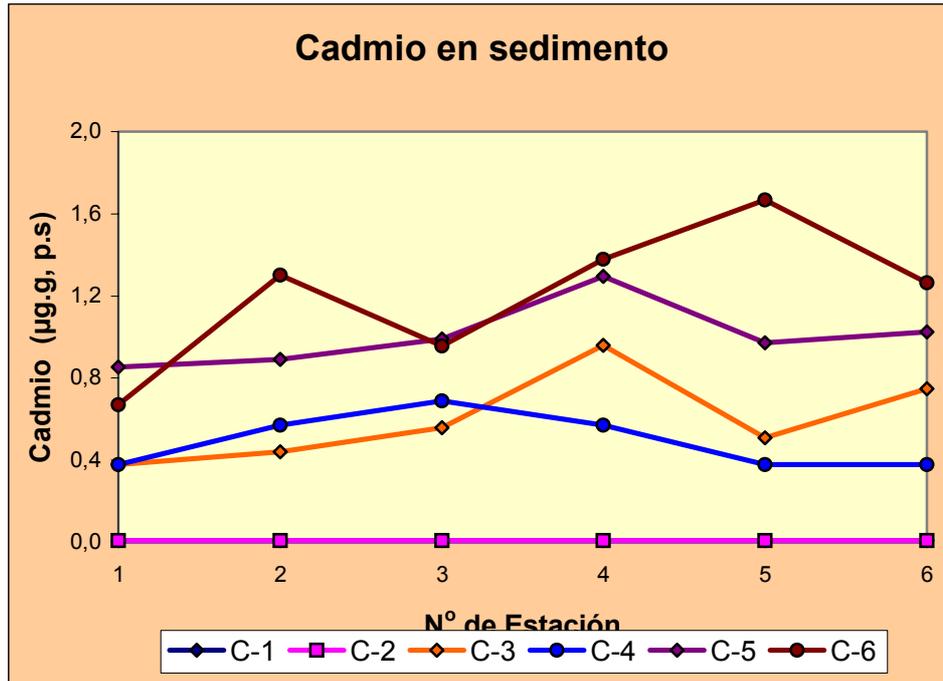


Figura 16 B: distribución de cadmio en sedimento superficial.

2.1.2. Plomo

En el caso de la evaluación de plomo durante el período que aquí se informa, mostró resultados diferentes a los comentados para el cadmio. En este caso, se registró *plomo disuelto* en todas las campañas realizadas, alcanzando valores de hasta 9,17 µg/L (**Figura 17.A**). La distribución observada parece indicar que los niveles de plomo disuelto registrados se encuentran a lo largo de toda el área de estudio en el estuario, lo que permite pensar que en esta región hay fuentes de este metal que lo están aportando actualmente al sistema en forma generalizada o difusa.

En los sedimentos superficiales estudiados en este período se determinaron valores de plomo que oscilaron entre los 0,01 y 30,57 µg Pb/g, en peso seco (**Figura 17.B**). También este metal mostró en los sedimentos una tendencia igual a la descrita para el cadmio, con las menores concentraciones

en las estaciones de la zona exterior y las máximas en la zona interior del estuario (**Figura 17.B**).

Al comparar estos valores con datos históricos de la región se pudo observar que se mantiene el ingreso de plomo disuelto al sistema, tal y como lo reportado previamente, pero con algunos valores que superan a los registrados en monitoreos previos, como por ejemplo los de 5 $\mu\text{g/L}$ (con picos de hasta 8 $\mu\text{g/L}$) (IADO, 1997), así como de 6.55 $\mu\text{g/L}$ (IADO, 2000).

En cambio los valores de Pb en sedimentos fueron similares -en promedio- a los históricos, que llegaron hasta los 27 $\mu\text{g/g}$ -peso seco- (IADO, 1997) y a los 21 $\mu\text{g/g}$ (IADO, 2000). Estos valores determinados en el período abril-diciembre de 2005 fueron ligeramente superiores a los informados por Pucci (1988) para la misma zona.

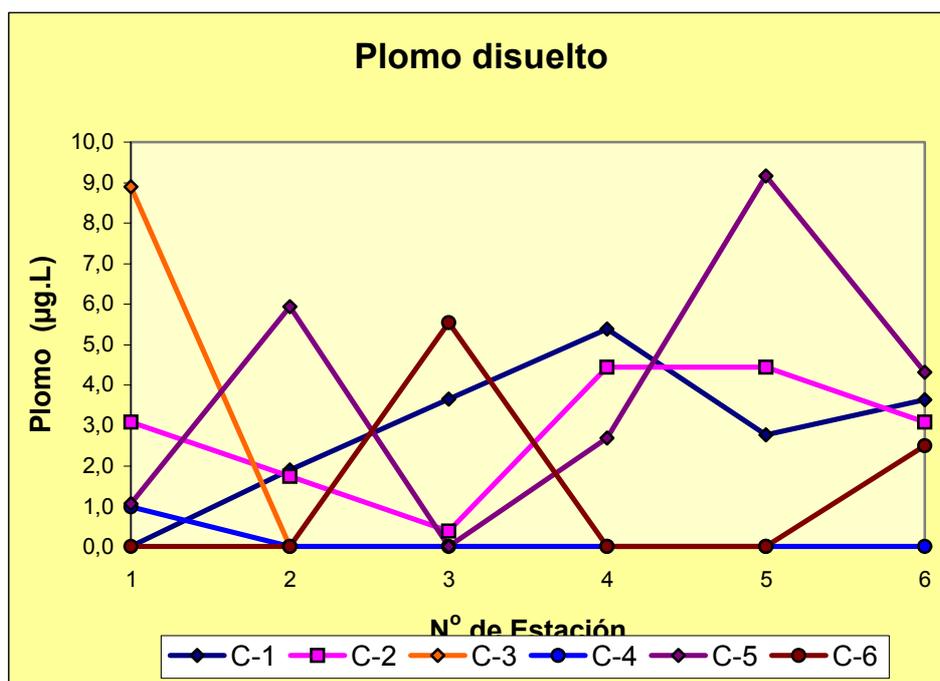


Figura 17 A : distribución de plomo disuelto en el agua del estuario.

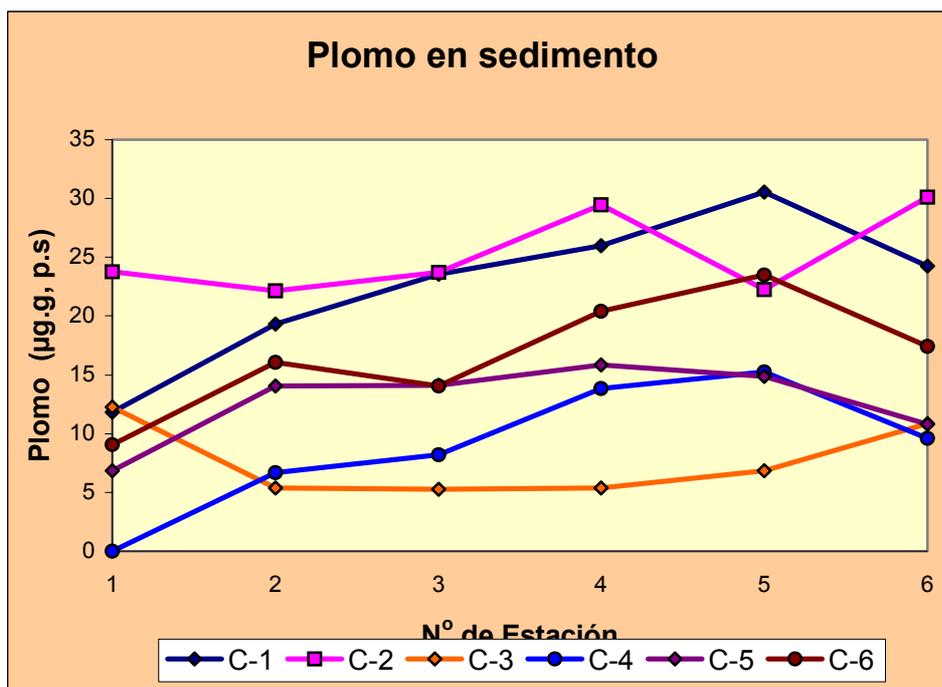


Figura 17 B : distribución de plomo en sedimento superficial.

2.1.3. Cobre

En el caso del cobre también fue registrado tanto en forma disuelta como en los sedimentos superficiales del sistema evaluado. Las concentraciones de *cobre disuelto* que se midieron en este período oscilaron entre los 0,54 y 2.40 µg/L, con una tendencia sostenida a lo largo del período estudiado (**Figura 18.A**). En este caso la distribución de cobre disuelto fue homogénea, sin mostrar puntos críticos a lo largo de la grilla muestreada, a pesar que las concentraciones más altas fueron registradas en las Est.#4, #5 y #6. 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 generan una distribución global homogénea de cobre disuelto en el sistema (**Figura 18.A**). En la mayoría de las campañas se observó una tendencia ligeramente creciente desde la zona externa hacia la interna del estuario.

Por otro lado, en los sedimentos del estuario se registraron concentraciones de cobre que variaron entre los 4,54 y 20,76 $\mu\text{g Cu/g}$, en peso seco (**Figura 18.B**). También en este caso se observa una tendencia de concentraciones crecientes de Cu desde las estaciones exteriores hacia las interiores (**Figura 18.B**).

Tanto los valores de Cu disuelto como los de Cu en sedimentos fueron ligeramente superiores, aunque del mismo orden de magnitud, que los informados por Villa (1988) y Pucci (1988) respectivamente, y similares a los de las fases previas de este programa de monitoreo (IADO, 2002, 2004).

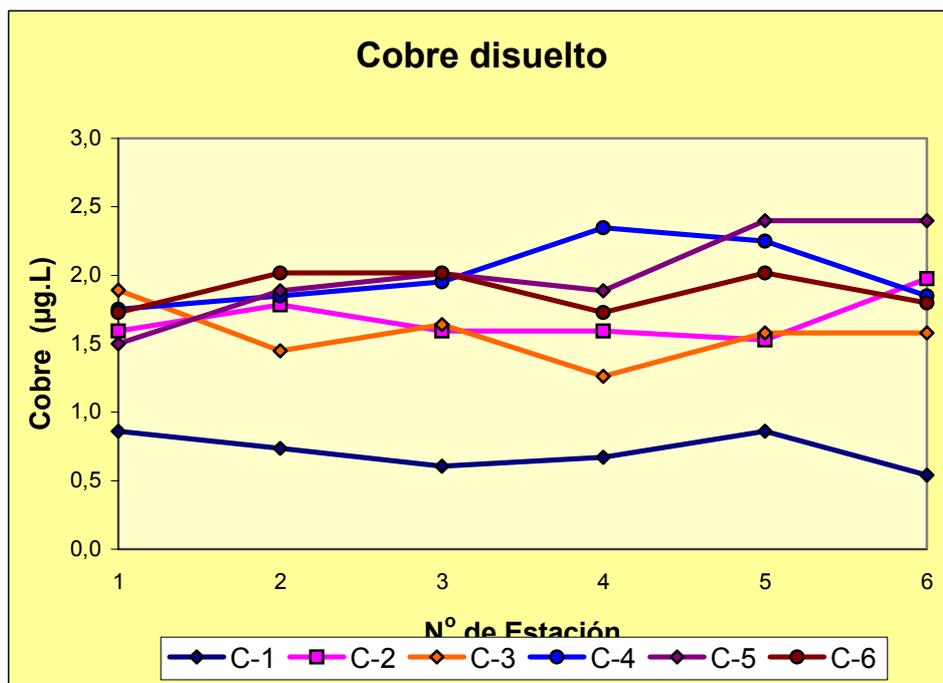


Figura 18 A : distribución de cobre disuelto en agua del estuario.

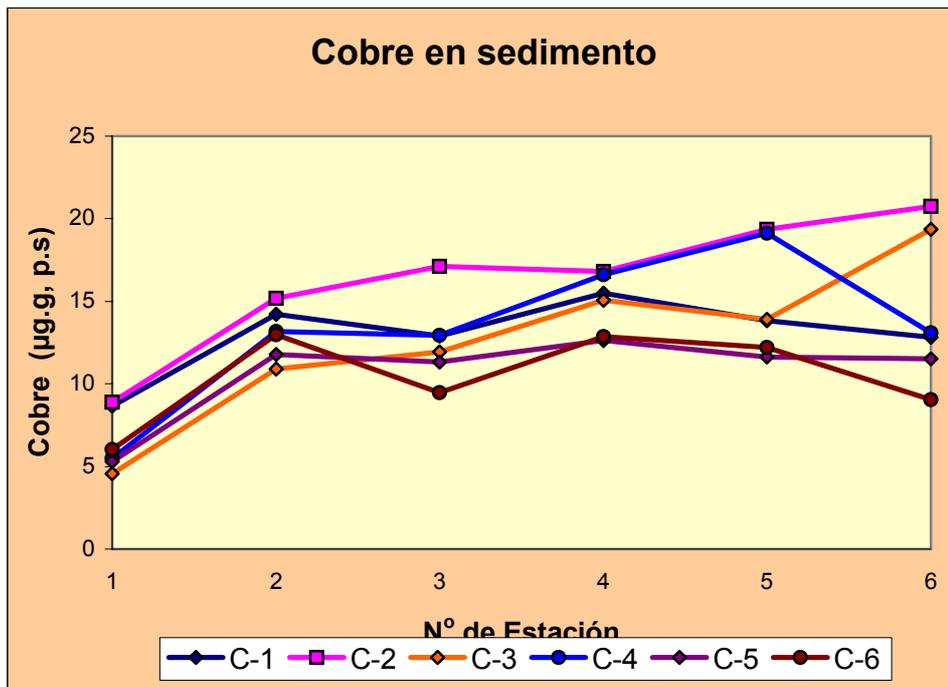


Figura 18 B : distribución de cobre en sedimento superficial.

2.1.4. Zinc

La distribución de *zinc disuelto* en el agua del estuario presentó una distribución heterogénea, con concentraciones significativamente altas en la estación N°2 (próxima a la descarga cloacal de la ciudad) y en la No4 (próxima a Puerto Galván). En esas estaciones de muestreo se registraron concentraciones de Zn disuelto de hasta 29,97 y 14,75 µg/L respectivamente (**Figura 19.A**). Estos valores fueron significativamente superiores a los de la mayoría de las muestras analizadas, cuyas concentraciones oscilaron entre los 0,01 y 7,76 µg/L (**Figura 19.A**). Esta distribución indica la existencia de fuentes puntuales de zinc en esas zonas indicadas, que están aportando este metal en la actualidad, lo que podría estar combinado con procesos de redistribución.

Por su parte, los sedimentos del sistema han presentado concentraciones que variaron entre 16,62 y 62,21 µg Zn/g, en peso seco, con una tendencia similar a la descrita para los metales analizados en párrafos previos (**Figura 19.B**).

Los valores de zinc disuelto resultaron inferiores a los informados previamente, y que alcanzaban los 40 µg/L (IADO, 1997) y los 80 µg/L (IADO, 2000), y que coincidían con los de Villa & Pucci (1987), y son similares a los informados en los últimos años de este programa de monitoreo (IADO, 2002, 2004).

Por otro lado, 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 µg/g -peso seco- (IADO, 1997) y sobre todo a los 700 µg/g 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)..

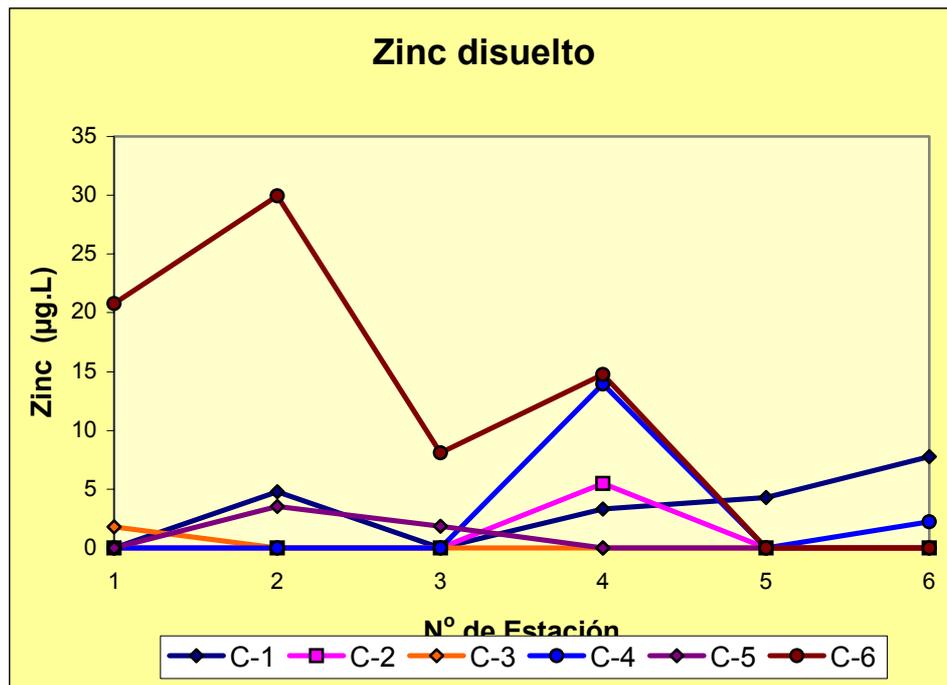


Figura 19 A : distribución de zinc disuelto en agua del estuario.

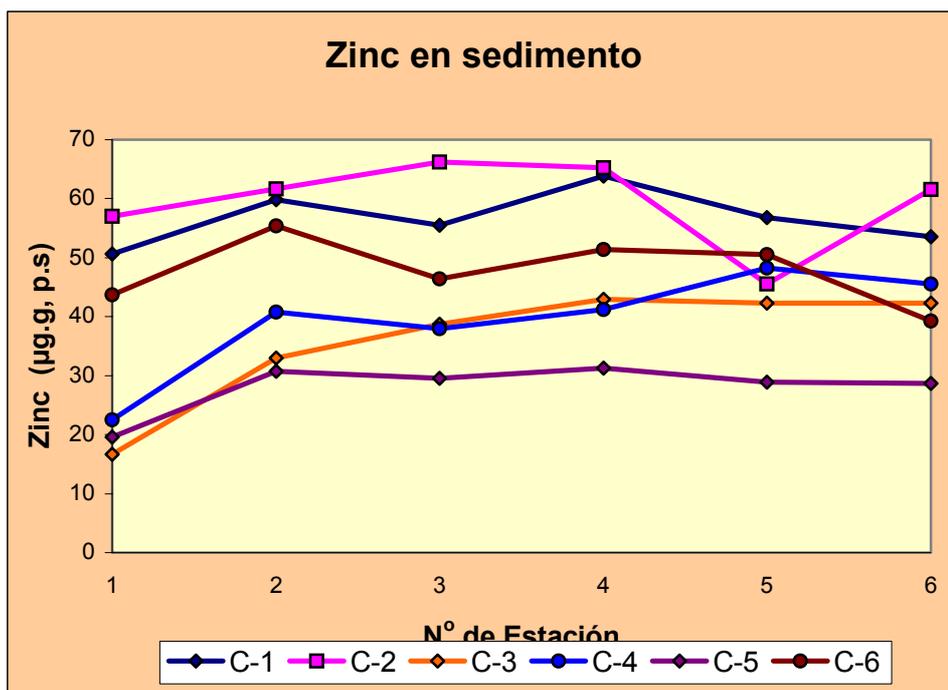


Figura 19 B : distribución de zinc en sedimento superficial.

2.1.5. Cromo

En el caso del cromo, también se lo registró en ambas fases analizadas: agua del estuario y sedimentos superficiales. El cromo disuelto presentó valores detectables en las campañas C-1, C-2 y C-3, llegando a valores de hasta 0,62, 5,35 y 5,77 $\mu\text{g Cr/L}$ respectivamente, mientras que en las demás campañas los valores estuvieron por debajo del límite de detección del método analítico empleado (**Figura 20.A**). También 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 es diferente a las observadas previamente, donde no se registró -en general- la presencia de Cr disuelto en las primeras fases de este programa (IADO, 1997; 2000), y los valores son similares a los informados por Villa (1988) y en los últimos informes del programa de monitoreo (IADO, 2002; 2004) para la misma zona.

Por otro lado, al analizar la presencia de Cr en los sedimentos superficiales del estuario se determinaron concentraciones que variaron entre los 5,05 y 18,62 $\mu\text{g Cr/g}$, en peso seco. También en este caso se observa una

tendencia a que aumenten los niveles de Cr en sedimentos desde las estaciones externas hacia las internas (**Figura 20.B**). Sin embargo, los valores de Cr en sedimentos fueron similares a los registrados en las fases iniciales del programa de monitoreos (IADO, 1997 ; 2000), y similares a los de Pucci (1988) así como los de las últimas fases del monitoreo para la misma región (IADO, 2002; 2004).

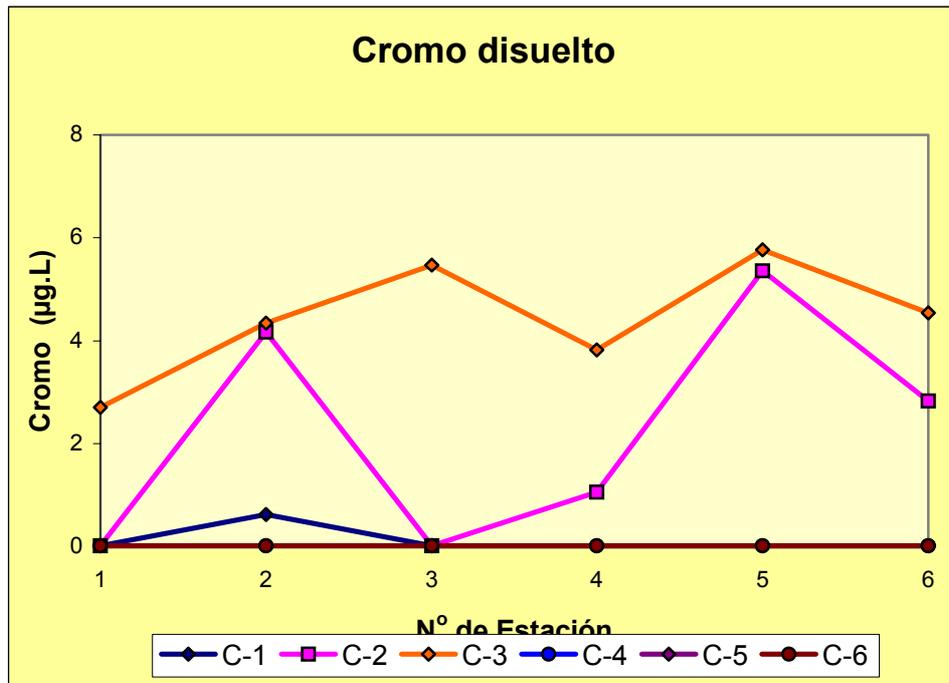


Figura 20 A : distribución de cromo disuelto en agua del estuario.

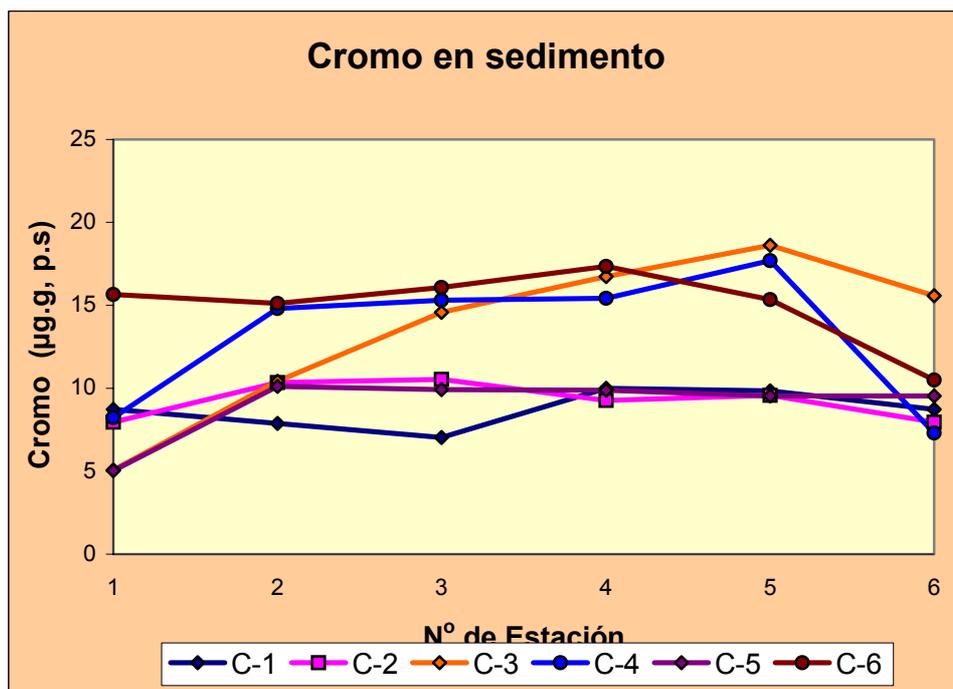


Figura 20 B : distribución de cromo en sedimento superficial.

2.1.6. Níquel

Este metal fue incluido en este programa de monitoreo por primera vez, por lo que los valores obtenidos no tienen precedentes en esta serie. En todas las campañas de investigación realizadas durante el 2005 los valores de níquel disuelto estuvieron por debajo del límite de detección del método analítico empleado (**Figura 21.A**), lo que permite sostener que no hay ingresos recientes de este metal en la zona durante el período estudiado.

Por su parte, el análisis de níquel en sedimentos superficiales presentó valores que oscilaron entre 4,55 y 15,20 $\mu\text{g Ni/g}$, en peso seco (**Figura 21.B**), con los valores máximos ligados a la Estación N°2 (próxima a la descarga cloacal de la ciudad: 14,94 $\mu\text{g Ni/g}$, en peso seco), Estación N°4 (Puerto Galván: 15,20 $\mu\text{g Ni/g}$, en peso seco) y Estación N°5 (próxima a la descarga del Polo Petroquímico: 15,19 $\mu\text{g Ni/g}$, en peso seco) (**Figura 21.B**). Hay pocos valores previos con los que puedan ser comparados los datos de níquel en sedimentos registrados en este estudio, y en tal sentido se destaca que resultan similares a los informados oportunamente por Ferrer (2001).

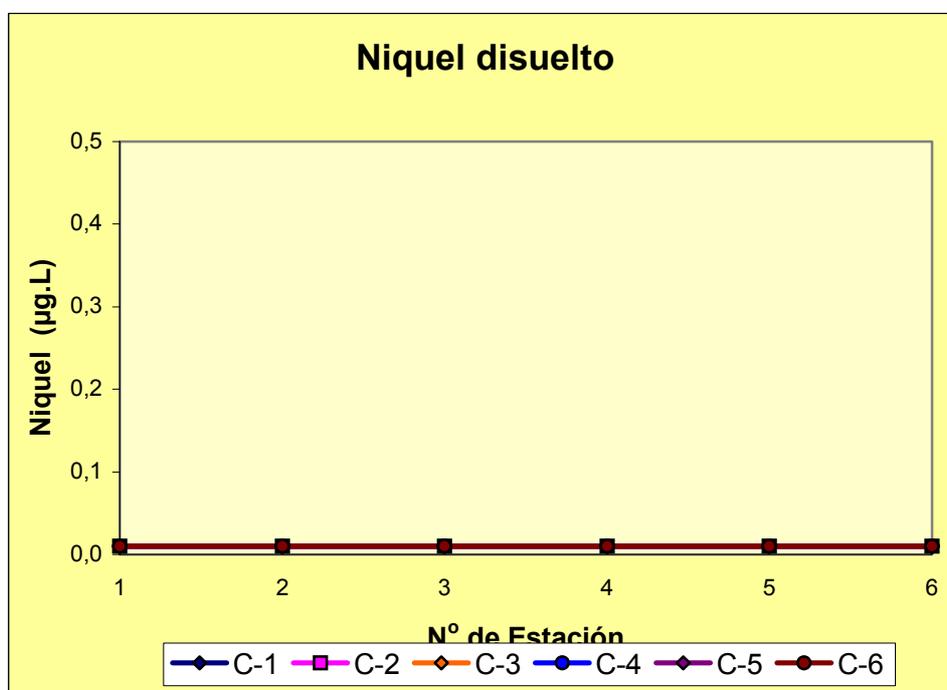


Figura 21 A : distribución de níquel disuelto en agua del estuario.

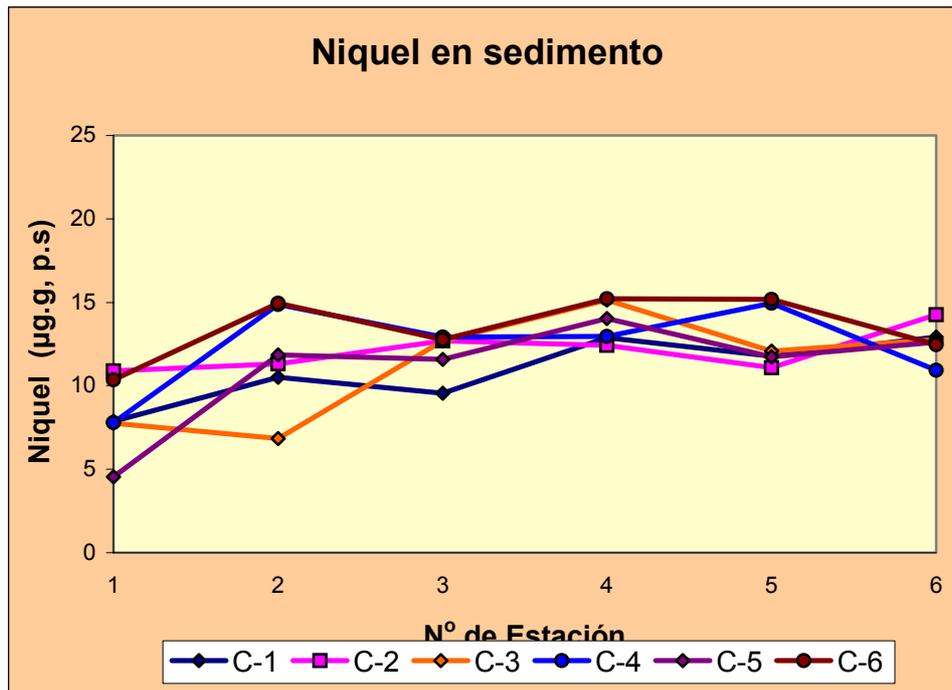


Figura 21 B : distribución de níquel en sedimento superficial.

2.1.7. Hierro

También este metal fue incluido en el presente programa de monitoreo por primera vez, por lo que los valores obtenidos no tienen precedentes en esta serie. En una sola de las campañas de muestreo realizadas (C-4, de septiembre de 2005) los valores de Fe disuelto estuvieron por debajo del límite de detección del método analítico empleado, y los valores medidos en las demás campañas variaron entre los 0,01 y 37,01 µg Fe/L (**Figura 22.A**). Estos niveles de Fe disuelto mostraron una distribución regular a lo largo del toda el área de estudio, por lo que podemos sostener que existe una fuente global de este metal para el sistema, probablemente sumado a la existencia de procesos de recirculación significativos.

Por su parte el análisis de Fe en sedimentos mostró una distribución sostenida a lo largo del período de estudio, y una tendencia creciente de los valores desde la estación exterior (Est #1) hacia las interiores. Los valores

registrados variaron entre los 4,70 y 24,76 mg Fe/g, en peso seco (**Figura 22.B**). En esta distribución se observó una campaña completa (C-6, de diciembre de 2005) en la que los valores registrados fueron significativamente superiores a los de las campañas anteriores, variando entre los 24,96 y los 36,60 mg Fe/G, en peso seco (**Figura 22.B**).

Hay pocos valores previos con los que puedan ser comparados los datos de níquel en sedimentos registrados en este estudio, y en tal sentido se destaca que resultan similares a los informados oportunamente por Ferrer (2001) y por Marcovecchio & Ferrer (2005).

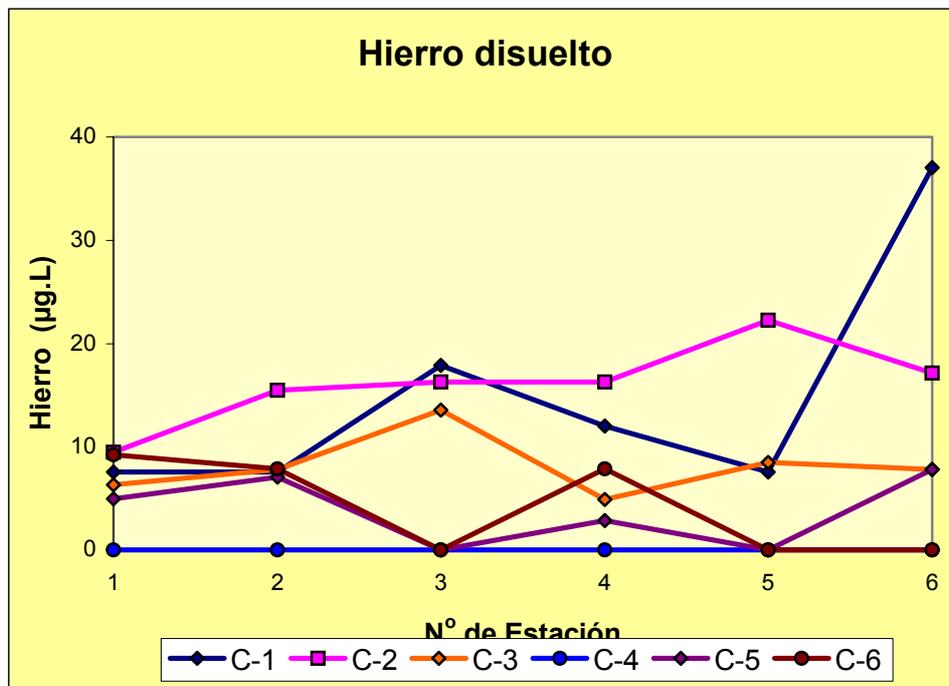


Figura 22 A : distribución de hierro disuelto en agua del estuario.

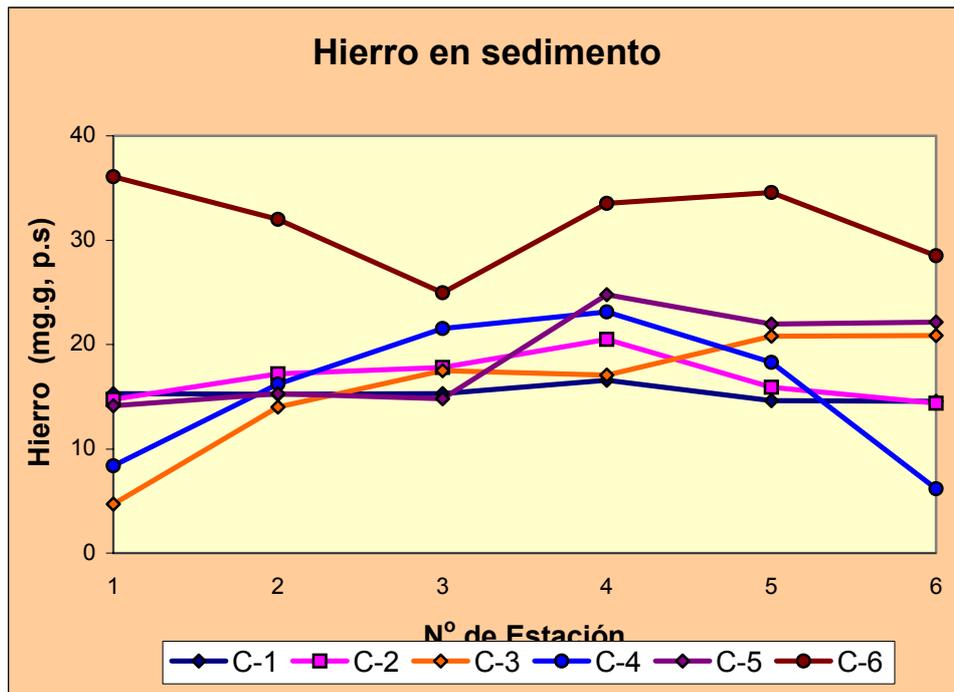


Figura 22 B : distribución de hierro en sedimento superficial.

2.1.8. Manganeso

Este metal fue incluido en este programa de monitoreo por primera vez, por lo que los valores obtenidos no tienen precedentes en esta serie. En todas las campañas de investigación realizadas durante el 2005 se determinaron las concentraciones de Mn en sedimentos superficiales de las estaciones estudiadas. Los valores correspondientes variaron entre los 153 y los 472 $\mu\text{g Mn/g}$, en peso seco (**Figura 23**). A pesar de la escasa cantidad de trabajos realizados con este metal en el estuario, los niveles que aquí se informan son del mismo orden de magnitud que los presentados por Botté *et al.* (2003) para la misma región.

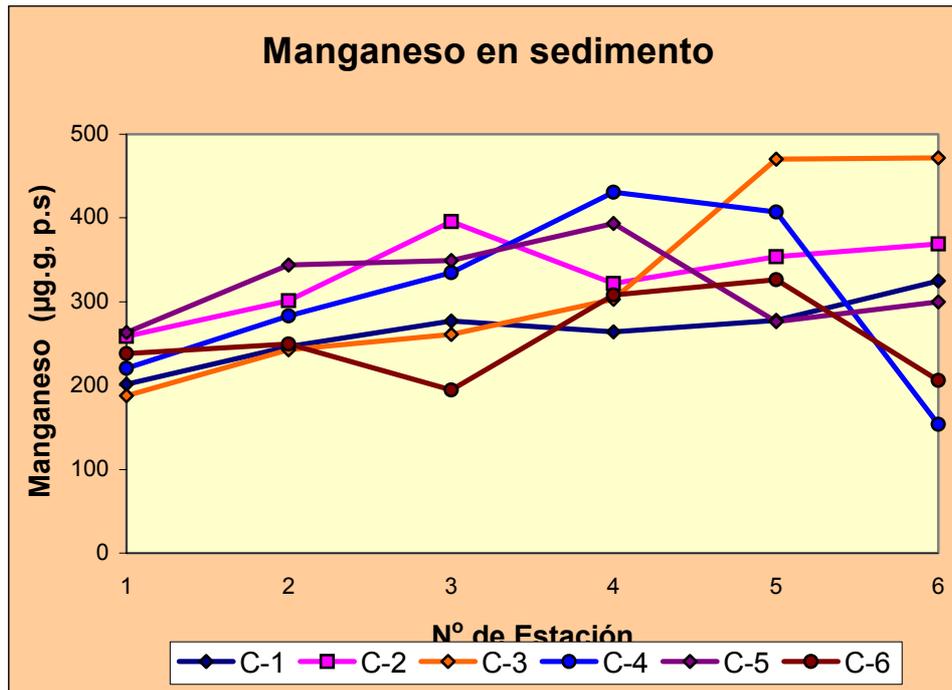


Figura 23 : distribución de manganeso en sedimento superficial del estuario.

2.1.6. Mercurio

Se registraron bajas concentraciones de *mercurio disuelto* a lo largo de toda la grilla de muestreo utilizada, con valores que oscilaron entre los 0,01 y los 0,44 µg/L. La excepción a esta distribución estuvo dada por la concentración de 0,99 µg/L que se determinó en la Est.#2 (próxima a la descarga cloacal de la ciudad) en la C-5, de noviembre de 2005 (**Figura 24.A**). 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 (**Figura 24.A**).

Por su parte, la distribución de mercurio en los sedimentos superficiales del estuario han variado entre los 0.01 y 0.09 µg/g, en peso seco (**Figura 24.B**).

Estos valores son muy bajos, y pueden ser considerados como propios de un ambiente no impactado por mercurio.

Los valores de Hg disuelto que aquí se informan fueron similares a los registrados en trabajos previos (IADO, 1997; 2000; 2002; 2004), mientras que los determinados en sedimentos fueron ligeramente inferiores a los de esos programas de monitoreo, manteniendo la tendencia decreciente oportunamente informada (IADO, 1997; 2000; 2002; 2004), así como por Marcovecchio *et al.*(2001) y De Marco *et al.*(2004).

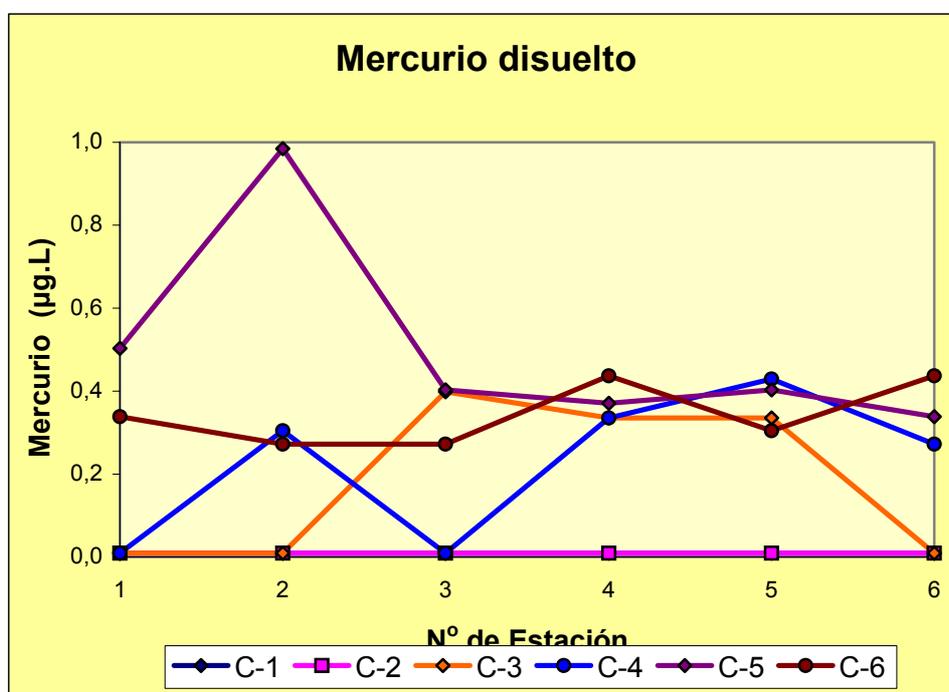


Figura 24 A : distribución de mercurio disuelto en agua del estuario.

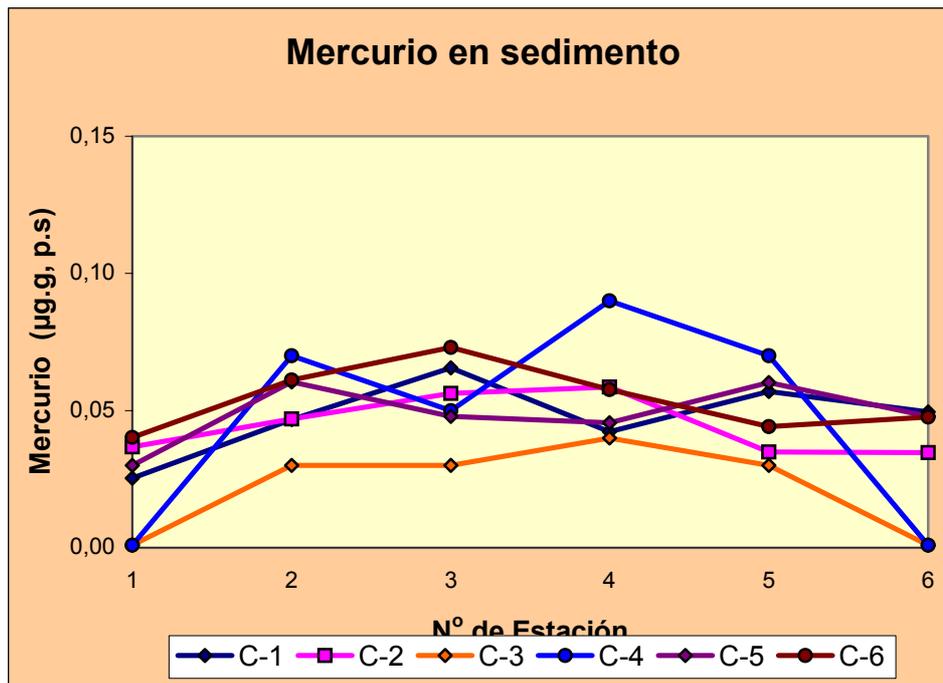


Figura 24 B : distribución de mercurio en sedimento superficial.

2.2. HIDROCARBUROS TOTALES

La distribución de hidrocarburos totales presentó dos tendencias diferentes en las matrices estudiadas. Los hidrocarburos totales disueltos/dispersos en el agua del estuario presentaron en general concentraciones intermedias, que no superaron los 2,15 mg HC_{tot}/L (**Figura 25.A**). Estos valores han sido del mismo orden que los informados en los programas de monitoreo anteriores (IADO, 1997 ; 2000; 2002; 2004).

En cambio al estudiar la distribución de hidrocarburos totales en los sedimentos superficiales de la zona interior del estuario de Bahía Blanca se observó una distribución heterogénea, con las niveles de concentración diferentes entre las campañas realizadas. Así, en las campañas C-3, C-4, C-5 y C-6 se registraron valores bajos a intermedios, que oscilaron entre los 0,01 y los 2,04 mg HC_{tot}/g, en peso seco)(**Figura 25.B**). Sin embargo, en las campañas C-1 y C2 se determinaron valores de hasta 37,34 mg HC_{tot}/g y 28,36 mg HC_{tot}/g (ambas en peso seco) respectivamente (**Figura 25.C**). Estos valores son

superiores a los registrados en las fases previas de este Programa de Monitoreo (IADO, 1997 ; 2000; 2002; 2004).

Los valores registrados en el sedimento indican que -a pesar de los bajos niveles medidos en la fase disuelta para este período- hay un ingreso de hidrocarburos que se está concentrando en el sedimento del estuario, aunque el grado de acumulación es por el momento pequeño.

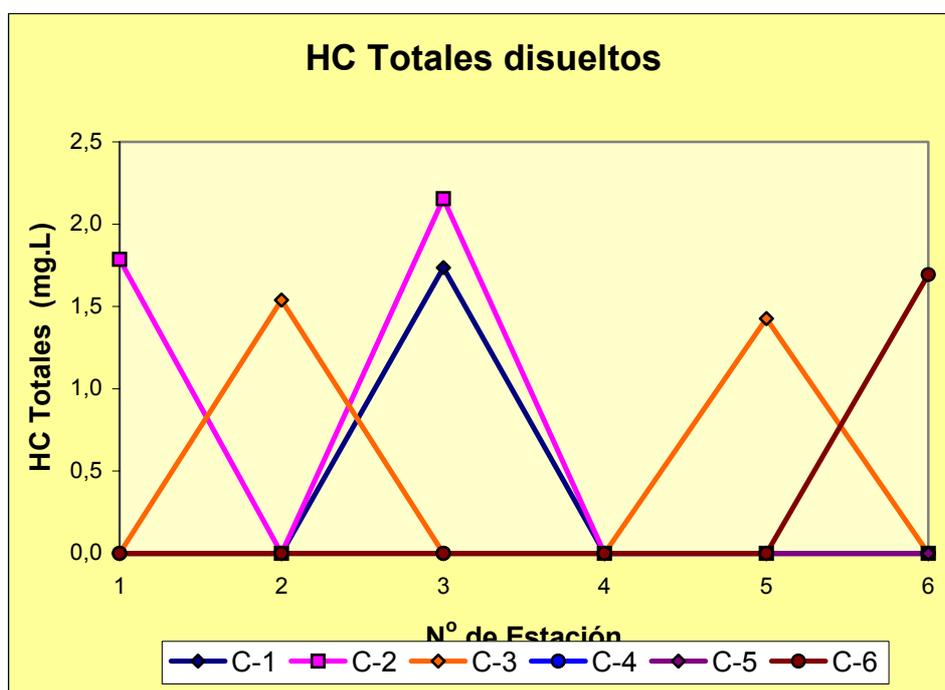


Figura 25 A : distribución de hidrocarburos totales disueltos/dispersos en agua del estuario.

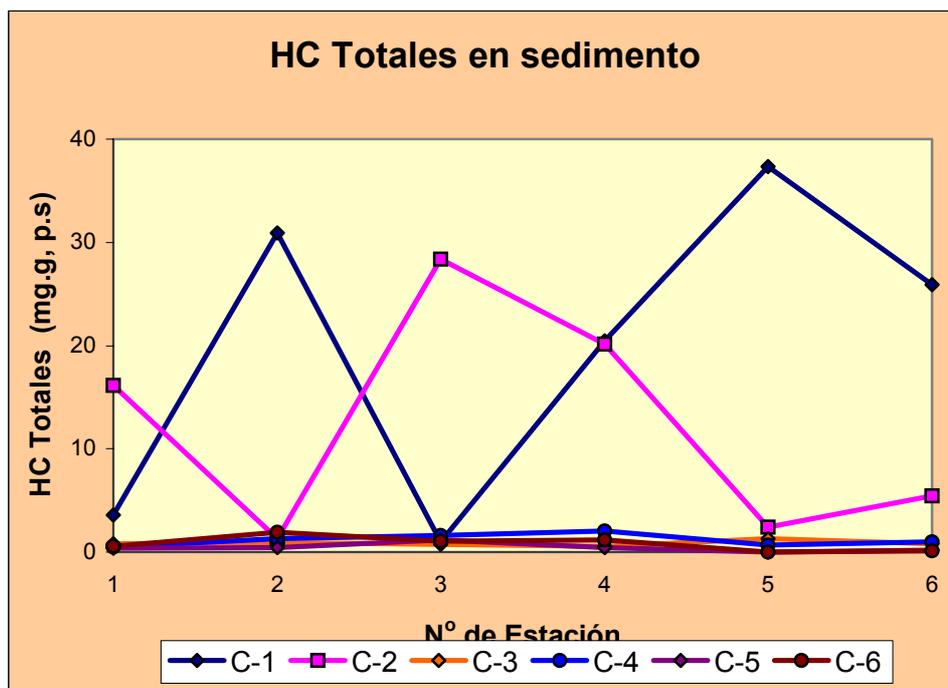


Figura 25 B : distribución de hidrocarburos totales en sedimento superficial.

2.3. COMPUESTOS ORGANOCOLORADOS

Se estudió la distribución de compuestos organoclorados en sedimentos de tres campañas durante este período (C-1, abril de 2005; C-3, julio de 2005; C-5, noviembre de 2005).

Los valores obtenidos en la C-1 no superaron los 2,5 ng/g, con una distribución homogénea en la mayoría de las estaciones estudiadas (**Tabla 1**), predominando los valores bajos. Sin embargo debe destacarse que en esta campaña se registraron residuos de este tipo de compuestos en todas las muestras analizadas (**Tabla 1**).

Las muestras correspondientes a la C-3 mostraron las concentraciones de los compuestos analizados muy próximas al límite de detección del método analítico empleado (**Tabla 2**).

En el caso de la C-5 los valores fueron más altos, habiéndose registrado concentraciones de hasta 21 ng/g, en peso seco, valor que resulta importante y único para el período evaluado. En este caso las concentraciones más altas

correspondieron a las muestras de la Est.#1 (21,20 ng/g, peso seco, de Mirex y 5,52 ng/g, peso seco, de Metoxicloro), de la Est.#3 (21,82 ng/g, peso seco, de Mirex, 3,94 ng/g, peso seco, de HCH's, 1,9 ng/g, peso seco, de DDE, y 5,25 ng/g, peso seco, de Metoxicloro), y de la Est.#4 (1,7 ng/g, peso seco, de Endosulfan-I, 1,12 ng/g, peso seco, de Mirex, 1,90 ng/g, peso seco, de DDE, y 1,15 ng/g, peso seco, de Metoxicloro) (**Tabla 3**).

Si bien los valores de compuestos organoclorados que se han registrado en los sedimentos de Bahía Blanca en este período son bajos, y distan mucho de ser críticos, su presencia indica la existencia de fuentes antrópicas que los aportan, dado que son compuestos sintéticos que no existen en la Naturaleza.

N° de Estación	Organoclorados ($\mu\text{g/g}$, p.s.)
Estación N° 1	Heptacloro – oxo derivado = 0,00031 DDE = 0,00022 2,4-D (metabolizado) = 0,00241 Σ de otros compuestos = 0,00057
Estación N° 2	Heptacloro – oxo derivado = 0,00015 DDE = 0,00042 2,4-D (metabolizado) = 0,0011 Σ de otros compuestos = 0,00040
Estación N° 3	HCH's = 0,00019 2,4-D (metabolizado) = 0,0012 Σ de otros compuestos = 0,00045
Estación N° 4	HCH's = 0,00033 DDE + DDD = 0,00010 Σ de otros compuestos = 0,00029
Estación N° 5	HCH's = 0,00155 DDE + DDD = 0,00252 Σ de otros compuestos = 0,00033
Estación N° 6	HCH's = 0,00072 Σ de otros compuestos = 0,00055

Tabla 1 : distribución de compuestos organoclorados en sedimentos superficiales del estuario de Bahía Blanca. Campaña N° 3 (27 de julio de 2005).

El principal componente de la “ Σ de otros compuestos” es Mirex.

N° de Estación	Organoclorados ($\mu\text{g/g}$, p.s.)
Estación N° 1	Varios n/d, Σ $\leq 0,00005$
Estación N° 2	DDE $\leq 0,00016$
Estación N° 3	DDE $\leq 0,00012$
Estación N° 4	DDE $\leq 0,00038$ Aldrin $\leq 0,00036$ Heptacloro – oxo derivado $\leq 0,00032$
Estación N° 5	DDE $\leq 0,00003$
Estación N° 6	DDE $\leq 0,00009$

Tabla 2 : distribución de compuestos organoclorados en sedimentos superficiales del estuario de Bahía Blanca. Campaña N° 3 (27 de julio de 2005).

N° de Estación	Organoclorados ($\mu\text{g/g}$, p.s.)
Estación N° 1	DDE $\leq 0,00023$ Mirex $\leq 0,02120$ Metoxicloro $\leq 0,00552$
Estación N° 2	HCH's $\leq 0,00063$ Mirex $\leq 0,00861$ Metoxicloro $\leq 0,00110$
Estación N° 3	HCH's $\leq 0,00394$ DDE $\leq 0,00190$ Mirex $\leq 0,02182$ Metoxicloro $\leq 0,00525$
Estación N° 4	DDE $\leq 0,00190$ Aldrin $\leq 0,00061$ Endosulfan – I $\leq 0,00172$ Mirex $\leq 0,00120$ Metoxicloro $\leq 0,00115$
Estación N° 5	DDE $\leq 0,00008$ Mirex $\leq 0,00066$ Metoxicloro $\leq 0,00480$
Estación N° 6	HCH's $\leq 0,00068$ Mirex $\leq 0,00068$ Metoxicloro $\leq 0,00555$

Tabla 3 : distribución de compuestos organoclorados en sedimentos superficiales del estuario de Bahía Blanca. Campaña N° 5 (8 de noviembre de 2005).

2.4. METALES EN PECES

Para desarrollar esta parte del trabajo se obtuvieron en la zona de estudio muestras de cuatro especies típicas del estuario de Bahía Blanca: el gatuzo *Mustelus schmitti*, la pescadilla común *Cynoscion striatus*, el lenguado *Paralichthys* sp, y la corvina rubia *Micropogonias furnieri*. En los ejemplares capturados se determinó el contenido de los metales estudiados en el músculo comestible y en el hígado. Los resultados obtenidos son los siguientes:

2.4.1. Cadmio en peces

Los ejemplares de “lenguado” (*Paralichthys* sp) analizados presentaron concentraciones de Cd en músculo que variaron entre los 0,01 y 0,61 $\mu\text{g Cd/g}$, en peso húmedo (**Figura 26**). Por su parte, los contenidos de este metal en el hígado de los mencionados ejemplares oscilaron entre los 0,01 y 0,37 $\mu\text{g Cd/g}$, en peso húmedo (**Figura 26**). Las concentraciones de cadmio registradas en músculo de los ejemplares estudiados fueron medias a altas, y parecieron decrecer a las tallas máximas (**Figura 26**). Sin embargo las tendencias observadas en la distribución de concentraciones de Cd no son suficientemente sostenidas como para sostener la existencia de bioacumulación de este metal en los tejidos del lenguado en el estuario. A pesar de esto, es necesario destacar que algunas de las concentraciones que se registraron en los ejemplares analizados son altas, aunque no lleguen a ser valores críticos ((**Figura 26**).

Todos los ejemplares de gatuzo (*Mustelus schmitti*) analizados mostraron contenidos de cadmio por debajo del límite de detección en las muestras de músculo, mientras que las de hígado fueron variables, y llegaron a presentar niveles de hasta 7,21 $\mu\text{g Cd/g}$, en peso húmedo (**Figura 27**). Vale destacar que los valores de Cd detectados en el hígado de gatuza nunca fueron inferiores al límite de detección del método analítico empleado, y que variaron entre los 0,28 y 7,21 $\mu\text{g Cd/g}$, en peso húmedo (**Figura 27**). También en este caso las concentraciones de cadmio registradas en hígado de los ejemplares estudiados fueron altas, y parecieron decrecer a las tallas máximas (**Figura 27**). Las

tendencias observadas en la distribución de concentraciones de Cd no son suficientemente sostenidas como para sostener la existencia de bioacumulación de este metal en los tejidos del gatujo en el estuario. Los valores de Cd determinados en tejidos de gatujo en el presente trabajo son del mismo orden que los informados previamente para la misma especie en Bahía Blanca (Marcovecchio, 1988; Marcovecchio *et al.*, 1988.a ; 1988.b ; 1991 ; IADO, 2000, 2002, 2004).

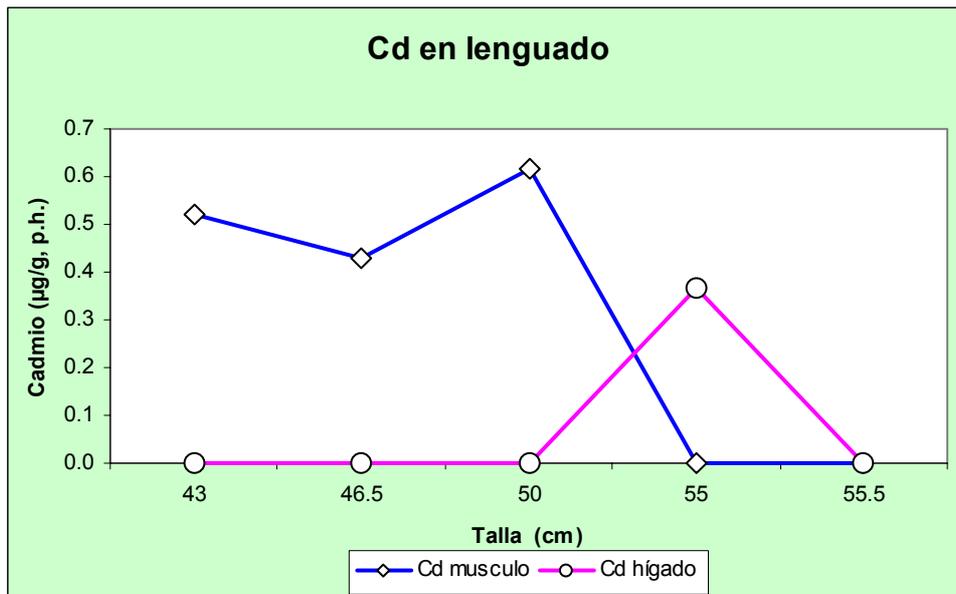


Figura 26: distribución de cadmio en músculo e hígado de lenguado del estuario.

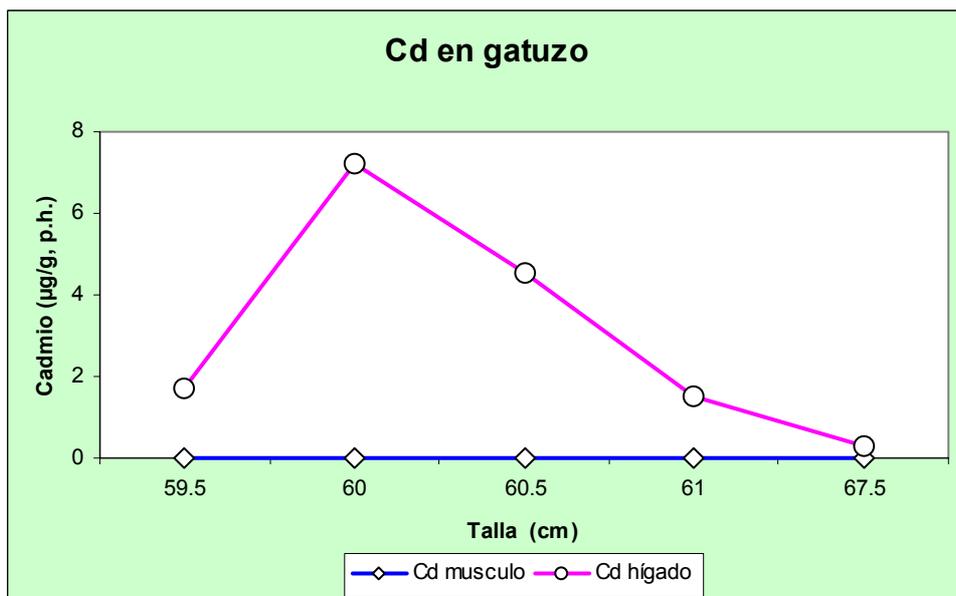


Figura 27 : distribución de cadmio en músculo e hígado de gatujo del estuario.

En el caso de la corvina (*Micropogonias furnieri*) la distribución de concentraciones de Cd en ambos tejidos analizados fue similar y no presentó una tendencia sostenida (**Figura 28**). Los valores registrados en músculo variaron entre los 0,01 y 0,66 µg Cd/g, en peso húmedo, mientras que los de hígado lo hicieron entre los 0,01 y 0,49 µg Cd/g, en peso húmedo (**Figura 28**). Estos valores de Cd resultaron bajos a medios, y la tendencia que presentaron en su distribución no permite sostener la existencia de bioacumulación en estos tejidos.

Por último, los valores de Cd determinados en los tejidos de pescadilla (*Cynoscion striatus*) de Bahía Blanca presentaron una tendencia mucho más sostenida: en todos los casos los niveles de este metales en músculo estuvieron por debajo del límite de detección del método analítico empleado, mientras que los de hígado variaron entre los 2,43 y 5,42 µg Cd/g, en peso húmedo (**Figura 29**). En este caso la tendencia observada permite sostener la existencia de una acumulación biológica de Cd en el hígado de la pescadilla del estuario. Los valores determinados en este estudio son del mismo orden que los antecedentes históricos que existen para esta especie en el estuario de Bahía Blanca (Marcovecchio, 1988; Marcovecchio *et al.*, 1988.a; 1988.b; IADO, 2000, 2002, 2004).

Los valores de cadmio determinados en el músculo comestible de las cuatro especies evaluadas son inferiores a los estándares internacionalmente aceptados como de aptitud para el consumo humano (Nauen, 1983; WHO, 1990, 1991; JECFA, 1999, 2003), aunque algún valor individual puede quedar próximo a esos niveles.

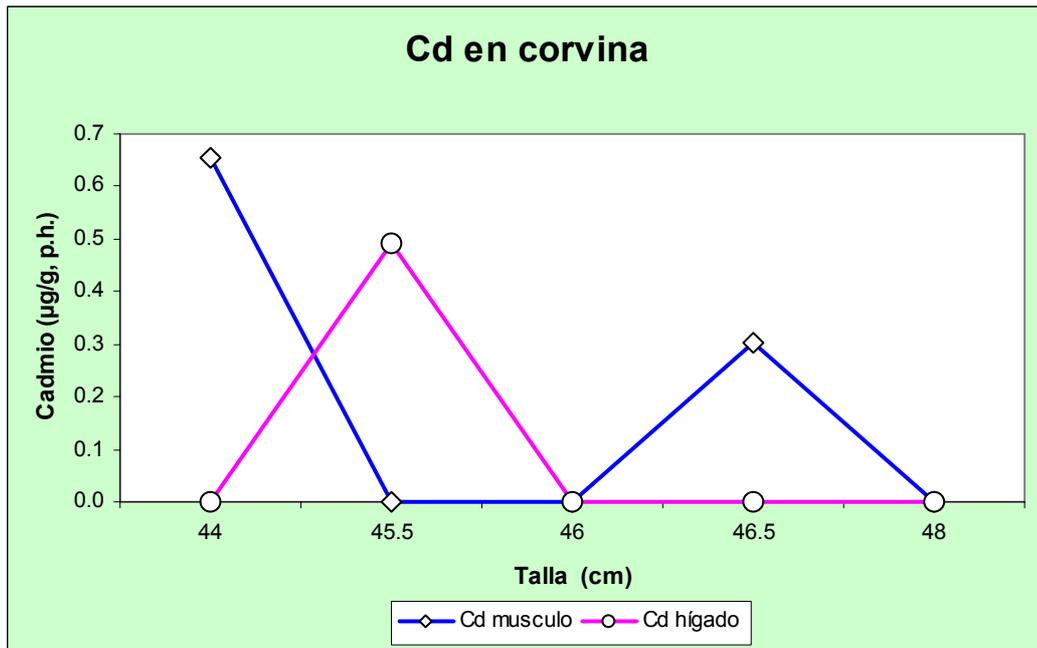


Figura 28: distribución de cadmio en músculo e hígado de corvina del estuario.

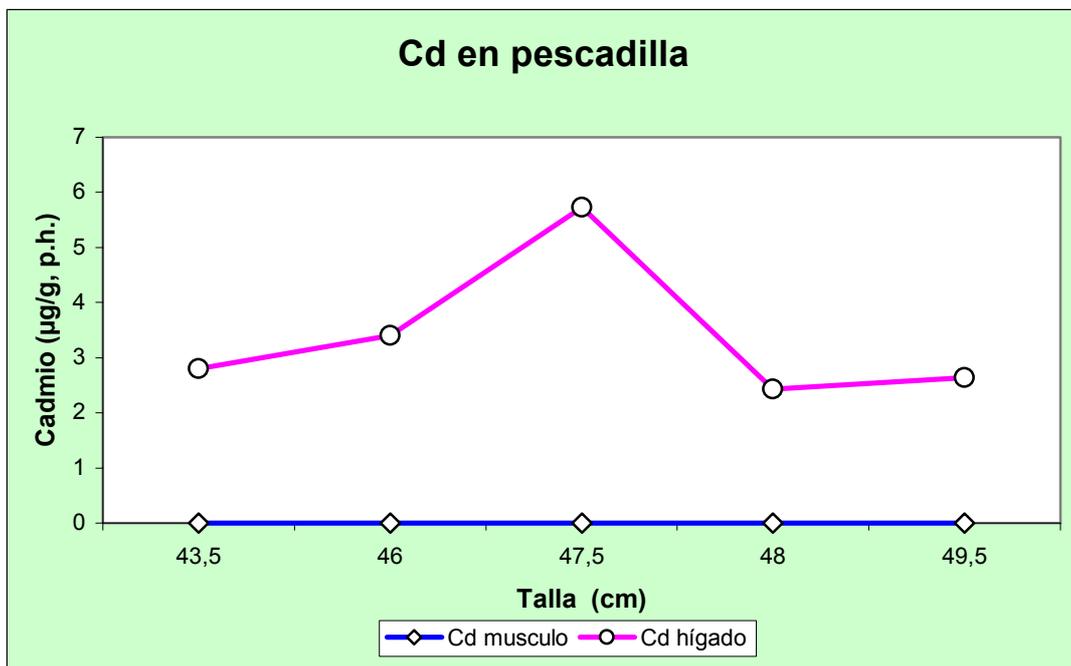


Figura 29: distribución de cadmio en músculo e hígado de pescadilla del estuario.

2.4.2. Plomo en peces.

Los ejemplares de “lenguado” (*Paralichthys* sp) analizados presentaron concentraciones de Pb en músculo que fueron –en todos los casos- inferiores al límite de detección del método analítico empleado (**Figura 30**). Por su parte, los contenidos de este metal en el hígado de los mencionados ejemplares oscilaron entre los 2,15 y 7,81 $\mu\text{g Pb/g}$, en peso húmedo (**Figura 30**). Las concentraciones de plomo registradas en hígado de los ejemplares estudiados fueron altas, y mostraron un aumento permanente asociado al incremento de talla de los ejemplares estudiados (**Figura 30**). Esta tendencia observada en la distribución de concentraciones de Pb permite sostener la existencia de bioacumulación de este metal en el hígado del lenguado en el estuario. Además, es necesario destacar que algunas de las concentraciones que se registraron en los ejemplares analizados son altas, aunque no lleguen a ser valores críticos (**Figura 30**).

Todos los ejemplares de gatuzo (*Mustelus schmitti*) analizados mostraron contenidos de cadmio por debajo del límite de detección en las muestras de músculo, mientras que las de hígado fueron crecientes, y llegaron a presentar niveles de hasta 7,65 $\mu\text{g Pb/g}$, en peso húmedo (**Figura 31**). Vale destacar que los valores de Cd detectados en el hígado de gatuzos nunca fueron inferiores al límite de detección del método analítico empleado, y que variaron entre los 0,01 y 7,65 $\mu\text{g Pb/g}$, en peso húmedo (**Figura 31**). También en este caso las concentraciones de cadmio registradas en hígado de los ejemplares estudiados fueron altas, y parecieron crecer a las tallas máximas (**Figura 31**). Las tendencias observadas en la distribución de concentraciones de Pb permiten sostener la existencia de bioacumulación de este metal en el hígado del gatuzo en el estuario. Los valores de Pb determinados en tejidos de gatuzo en el presente trabajo son del mismo orden que los informados previamente para la misma especie en Bahía Blanca (IADO, 2000, 2002, 2004).

En el caso de la corvina (*Micropogonias furnieri*) la distribución de concentraciones de Cd en ambos tejidos analizados fue similar y presentó una tendencia particular: en casi todos los casos analizados los niveles de Pb

estuvieron por debajo del límite de detección del método analítico empleado tanto en músculo como en hígado, habiendo alguna excepción en la que se registraron concentraciones próximas a los 3,6 µg Pb/g, en peso húmedo (**Figura 32**).

Por último, los valores de Pb determinados en los tejidos de pescadilla (*Cynoscion striatus*) de Bahía Blanca presentaron una tendencia mucho más sostenida: en todos los casos los niveles de este metales en hígado estuvieron por debajo del límite de detección del método analítico empleado, mientras que los de músculo comestible variaron entre los 0.01 y 1.68 µg Pb/g, en peso húmedo (**Figura 33**). En este caso la tendencia observada no es lo suficientemente definida como para sostener la existencia de una acumulación biológica de Pb en el músculo de la pescadilla del estuario. Los valores determinados en este estudio son del mismo orden que los antecedentes históricos que existen para esta especie en el estuario de Bahía Blanca (IADO, 2000, 2002, 2004).

Los valores de plomo determinados en el músculo comestible de las cuatro especies evaluadas son inferiores a los estándares internacionalmente aceptados como de aptitud para el consumo humano (Nauen, 1983; WHO, 1990, 1991; JECFA, 1999, 2003), aunque algún valor individual puede haber superado ligeramente esos niveles.

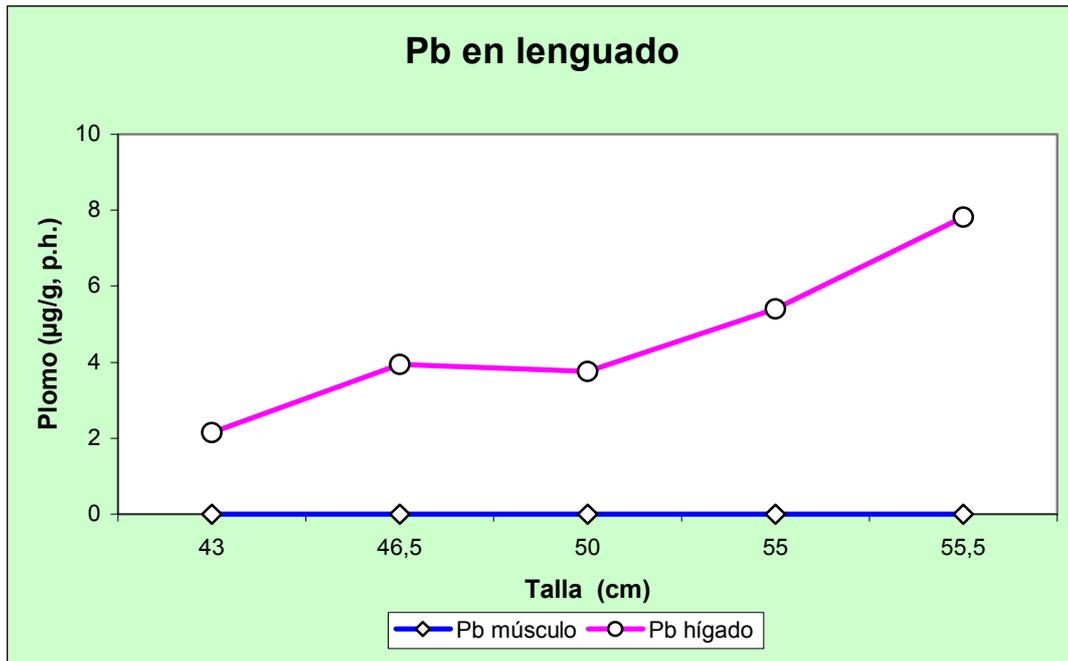


Figura 30: distribución de plomo en músculo e hígado de lenguado del estuario.

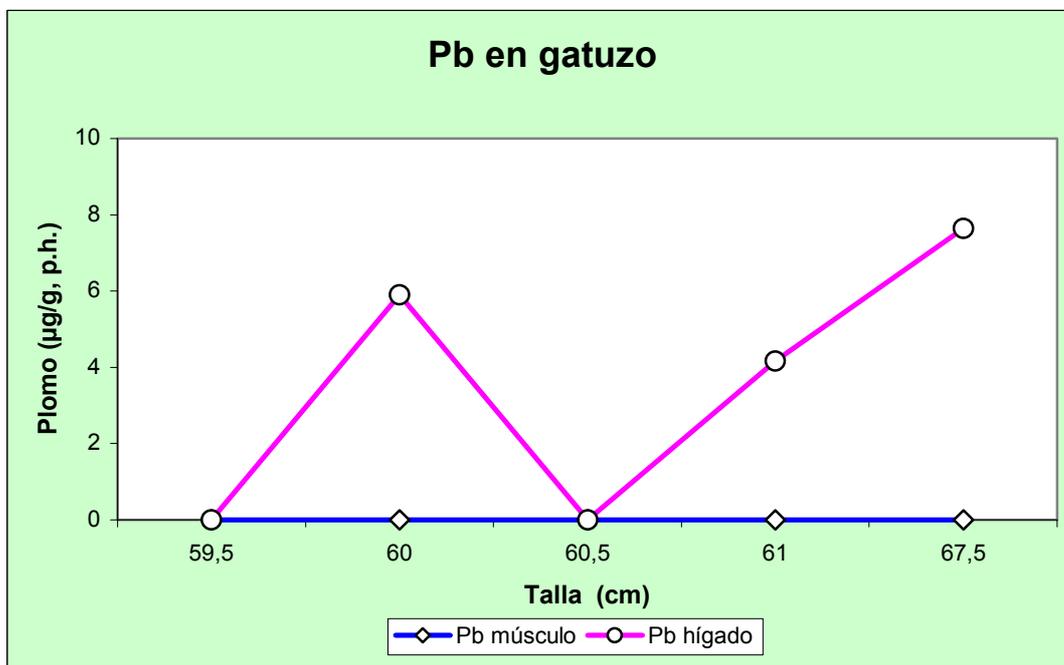


Figura 31: distribución de plomo en músculo e hígado de gatujo del estuario.

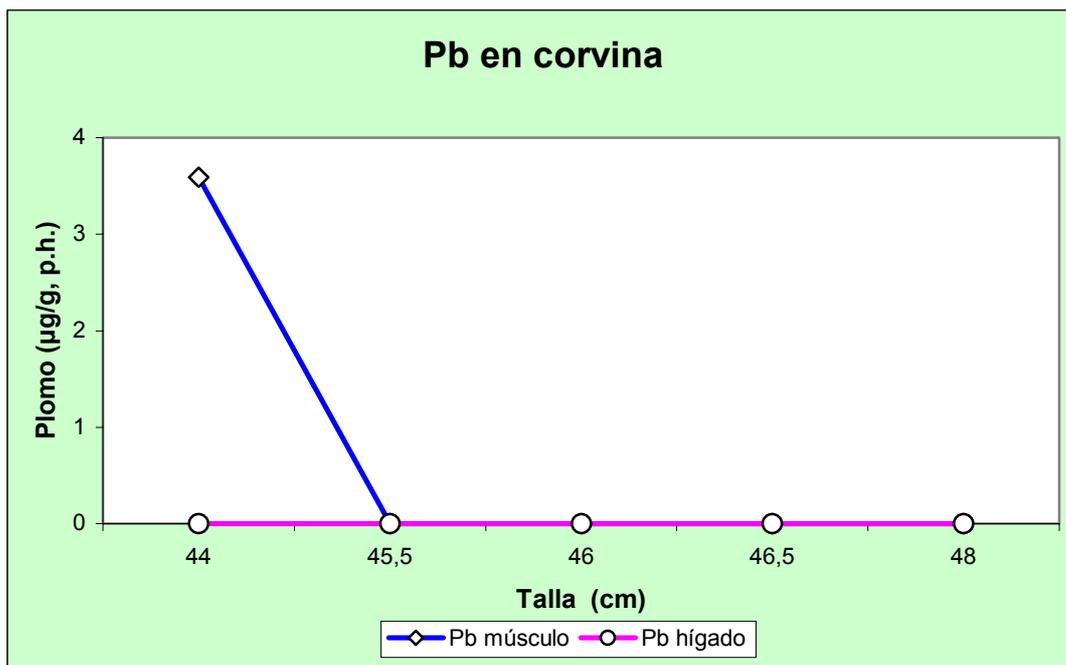


Figura 32: distribución de plomo en músculo e hígado de corvina del estuario.

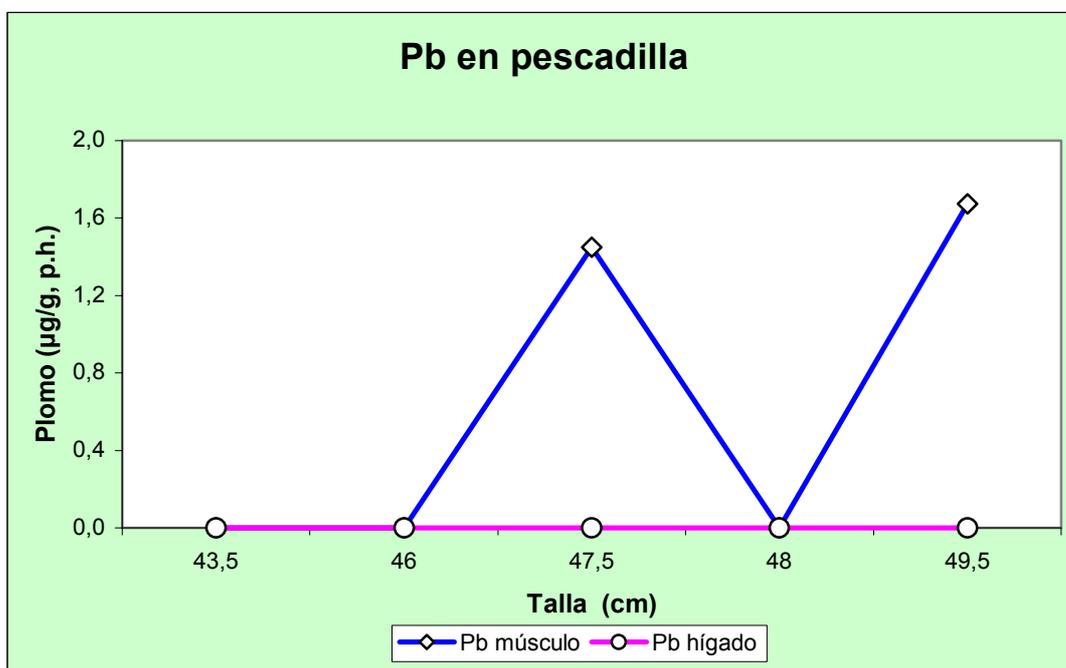


Figura 33: distribución de plomo en músculo e hígado de pescadilla del estuario.

2.4.3. Cobre en peces.

Los ejemplares de “lenguado” (*Paralichthys* sp) analizados presentaron concentraciones de Cu en músculo que fueron –en todos los casos- inferiores al límite de detección del método analítico empleado (**Figura 34**). Por su parte, los contenidos de este metal en el hígado de los mencionados ejemplares oscilaron entre los 8,37 y 15,36 $\mu\text{g Cu/g}$, en peso húmedo (**Figura 34**). Las concentraciones de cobre registradas en hígado de los ejemplares estudiados fueron altas, y mostraron un aumento permanente asociado al incremento de talla de los ejemplares estudiados (**Figura 30**). Esta tendencia observada en la distribución de concentraciones de Cu permite sostener la existencia de bioacumulación de este metal en el hígado del lenguado en el estuario. Además, es necesario destacar que algunas de las concentraciones que se registraron en los ejemplares analizados son altas, aunque no lleguen a ser valores críticos (**Figura 34**).

Todos los ejemplares de gatuzo (*Mustelus schmitti*) analizados mostraron contenidos de cobre por debajo del límite de detección en las muestras de músculo, mientras que las de hígado fueron crecientes, y llegaron a presentar niveles de hasta 2,98 $\mu\text{g Cu/g}$, en peso húmedo (**Figura 35**). Vale destacar que los valores de Cu detectados en el hígado de gatuzos nunca fueron inferiores al límite de detección del método analítico empleado, y que variaron entre los 1,23 y 2,98 $\mu\text{g Cu/g}$, en peso húmedo (**Figura 35**). También en este caso las concentraciones de cobre registradas en hígado de los ejemplares estudiados fueron bajas a medias, y conservaron la estabilidad en sus valores aun a tallas crecientes (**Figura 35**). Las tendencias observadas en la distribución de concentraciones de Cu permiten sostener la existencia de bioacumulación de este metal en el hígado del gatuzo en el estuario, probablemente acompañada por algún mecanismo de excreción que regula esta concentración, impidiendo su aumento. Los valores de Cu determinados en tejidos de gatuzo en el presente trabajo son del mismo orden que los informados previamente para la misma especie en Bahía Blanca (IADO, 2002, 2004).

En el caso de la corvina (*Micropogonias furnieri*) la distribución de concentraciones de Cu en músculo estuvo en todos los casos por debajo del límite de detección del método analítico empleado (**Figura 36**). Por su parte, en el hígado se registraron concentraciones que variaron entre los 1,93 y 9,42 $\mu\text{g Cu/g}$, en peso húmedo (**Figura 36**). Las concentraciones de Cu determinadas son altas, pero su distribución irregular no permite sostener la existencia de procesos de acumulación biológica de este metal en el hígado de la corvina.

Por último, los valores de Cu determinados en los tejidos de pescadilla (*Cynoscion striatus*) de Bahía Blanca presentaron una tendencia mucho más sostenida: en todos los casos los niveles de este metal en músculo estuvieron por debajo del límite de detección del método analítico empleado, mientras que los de hígado variaron entre los 10,61 y 23,31 $\mu\text{g Cu/g}$, en peso húmedo (**Figura 37**). En este caso la tendencia observada no es lo suficientemente definida como para sostener la existencia de una acumulación biológica de Cu en el hígado de la pescadilla del estuario. Los valores determinados en este estudio son del mismo orden que los antecedentes históricos que existen para esta especie en el estuario de Bahía Blanca (IADO, 2000, 2002, 2004), y vale destacar que son los más altos entre las cuatro especies evaluadas.

Los valores de cobre determinados en el músculo comestible de las cuatro especies evaluadas son inferiores a los estándares internacionalmente aceptados como de aptitud para el consumo humano (Nauen, 1983; WHO, 1990, 1991; JECFA, 1999, 2003), aunque algún valor individual puede haber superado ligeramente esos niveles.

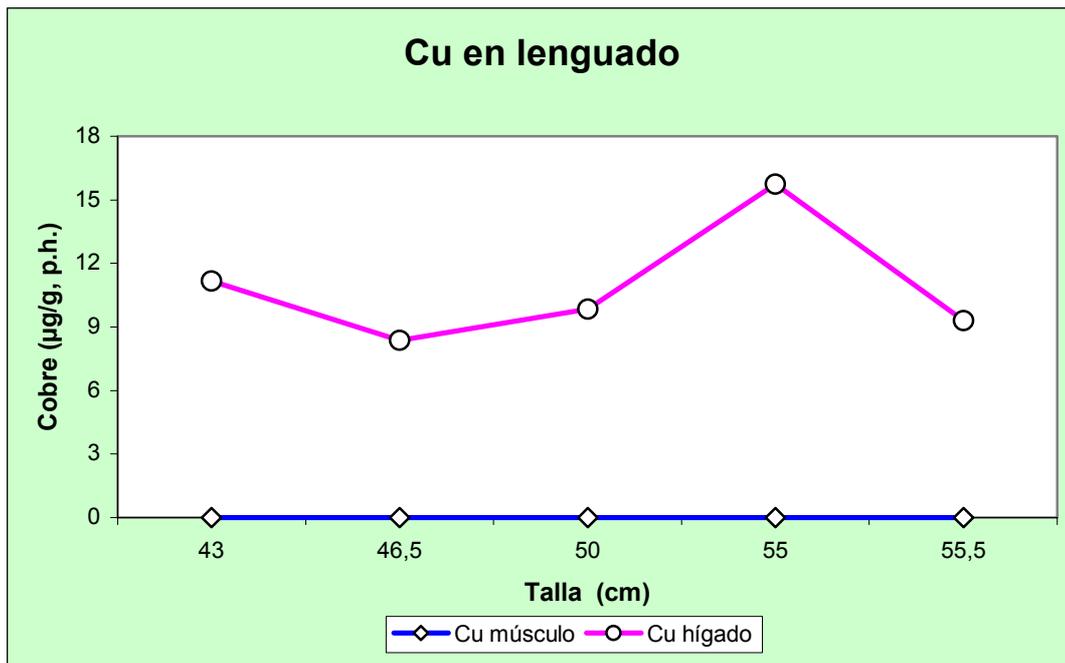


Figura 34: distribución de cobre en músculo e hígado de lenguado del estuario.

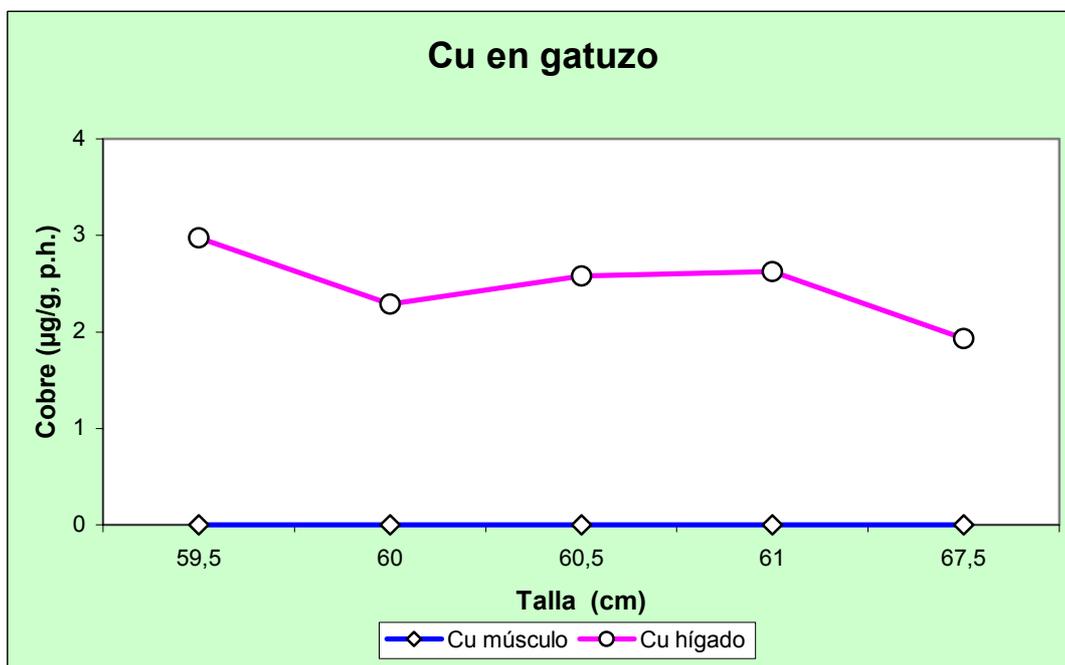


Figura 35: distribución de cobre en músculo e hígado de gatuzo del estuario.

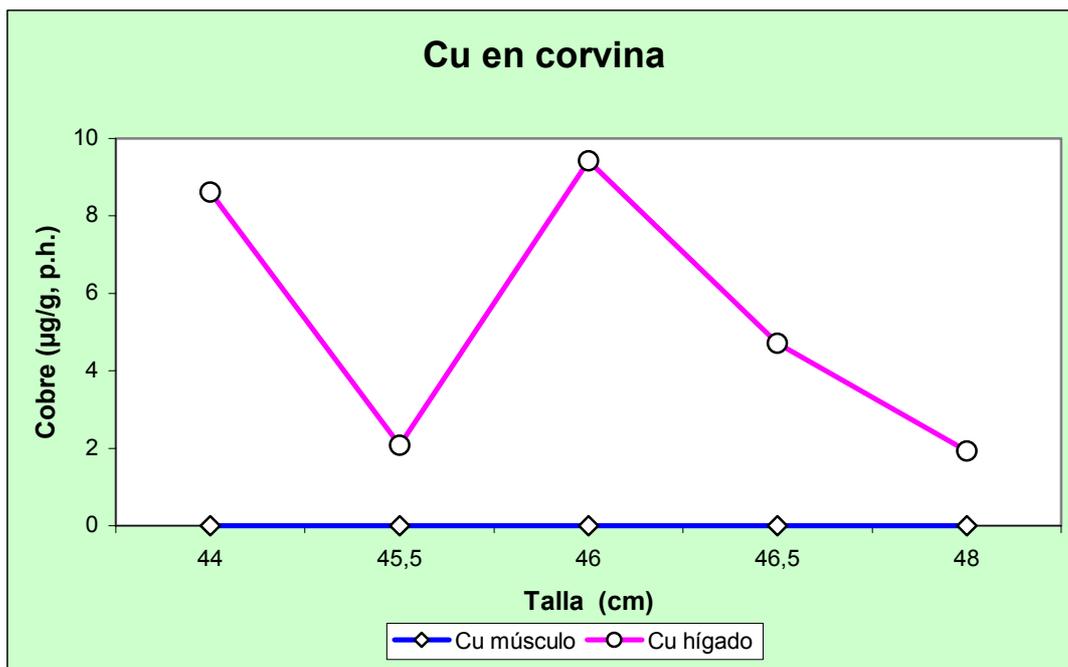


Figura 36: distribución de cobre en músculo e hígado de corvina del estuario.

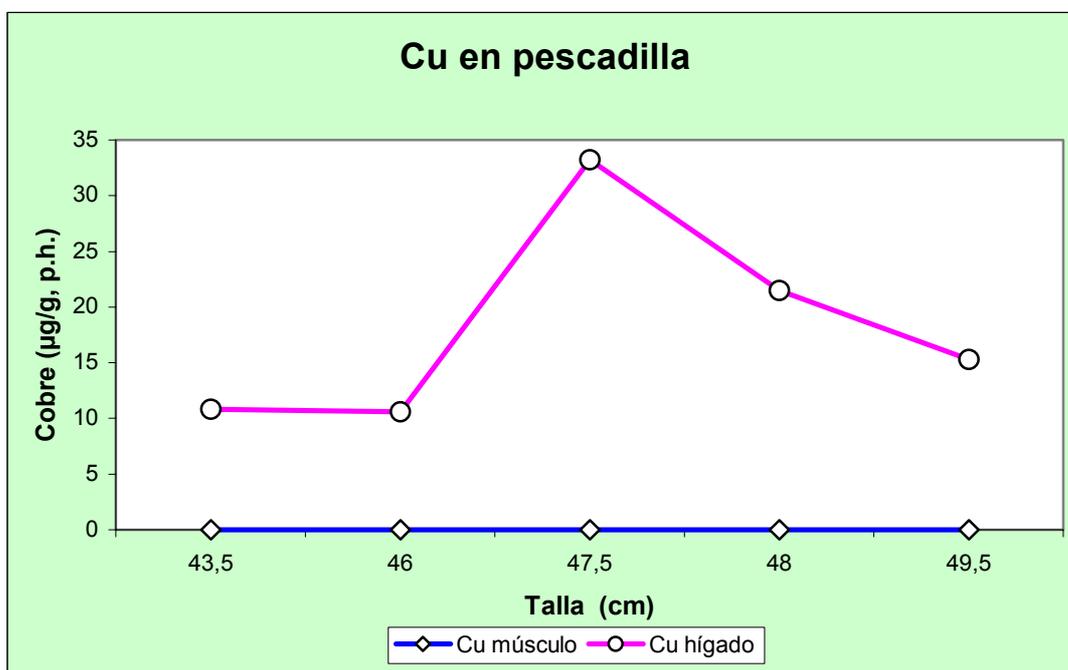


Figura 37: distribución de cobre en músculo e hígado de pescadilla del estuario.

2.4.4. Zinc en peces.

Los ejemplares de “lenguado” (*Paralichthys* sp) analizados presentaron concentraciones de Zn en músculo que variaron entre los 3,42 y 5,41 $\mu\text{g Zn/g}$, en peso húmedo, mientras que las del hígado variaron entre los 75,75 y 110,17 $\mu\text{g Zn/g}$, en peso húmedo (**Figura 38**). Las concentraciones de zinc registradas en hígado de los ejemplares estudiados fueron altas, y mostraron un aumento permanente asociado al incremento de talla de los ejemplares estudiados (**Figura 38**). Esta tendencia observada en la distribución de concentraciones de Zn permite sostener la existencia de bioacumulación de este metal en el hígado del lenguado en el estuario. Además, es necesario destacar que algunas de las concentraciones que se registraron en los ejemplares analizados son altas, aunque no lleguen a ser valores críticos (**Figura 38**).

Todos los ejemplares de gatuzo (*Mustelus schmitti*) analizados mostraron contenidos de cobre que variaron entre los 0,01 y 3,59 $\mu\text{g Zn/g}$, en peso húmedo, mientras que las de hígado fueron crecientes, y oscilaron entre los 9,17 y 21,73 $\mu\text{g Zn/g}$, en peso húmedo (**Figura 39**). También en este caso las concentraciones de cobre registradas en hígado de los ejemplares estudiados fueron de magnitudes intermedias, y mostraron una tendencia decreciente con el aumento de la talla (**Figura 39**). Las tendencias observadas en la distribución de concentraciones de Zn no permiten sostener la existencia de bioacumulación de este metal en los tejidos del gatuzo en el estuario. Los valores de Zn determinados en tejidos de gatuzo en el presente trabajo son del mismo orden que los informados previamente para la misma especie en Bahía Blanca (Marcovecchio, 1988 ; Marcovecchio *et al.*, 1988.a ; 1988.b.; IADO, 2000, 2002, 2004).

En el caso de la corvina (*Micropogonias furnieri*) la distribución de concentraciones de Zn en músculo variaron entre los 1,95 y 4,97 $\mu\text{g Zn/g}$, en peso húmedo (**Figura 40**). Por su parte, en el hígado se registraron concentraciones que variaron entre los 1,93 y 9,42 $\mu\text{g Zn/g}$, en peso húmedo (**Figura 40**). Las concentraciones de Zn determinadas son altas, y su distribución

permite sostener la existencia de procesos de acumulación biológica de este metal en ambos tejidos de la corvina.

Por último, los valores de Zn determinados en los tejidos de pescadilla (*Cynoscion striatus*) de Bahía Blanca presentaron la siguiente tendencia: en todos los casos los niveles de este metal en músculo variaron entre los 2,25 y 7,82 $\mu\text{g Zn/g}$, en peso húmedo, mientras que los de hígado lo hicieron entre los 39,05 y 73,25 $\mu\text{g Zn/g}$, en peso húmedo (**Figura 41**). En este caso la tendencia observada no es lo suficientemente definida como para sostener la existencia de una acumulación biológica de Zn en el hígado de la pescadilla del estuario. Los valores determinados en este estudio son del mismo orden que los antecedentes históricos que existen para esta especie en el estuario de Bahía Blanca (Marcovecchio, 1988; Marcovecchio *et al.*, 1988.a; 1988.b.; IADO, 2000, 2002, 2004).

Los valores de zinc determinados en el músculo comestible de las cuatro especies evaluadas son inferiores a los estándares internacionalmente aceptados como de aptitud para el consumo humano (Nauen, 1983; WHO, 1990, 1991; JECFA, 1999, 2003), aunque algún valor individual puede haber superado ligeramente esos niveles.

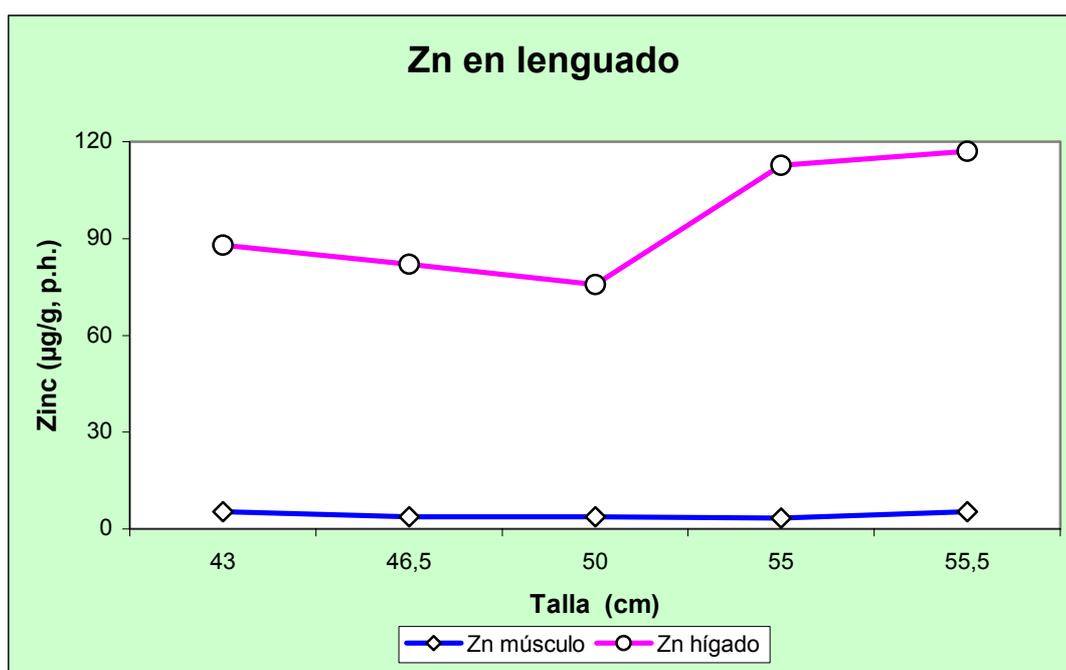


Figura 38 : distribución de zinc en músculo e hígado de lenguado del estuario.

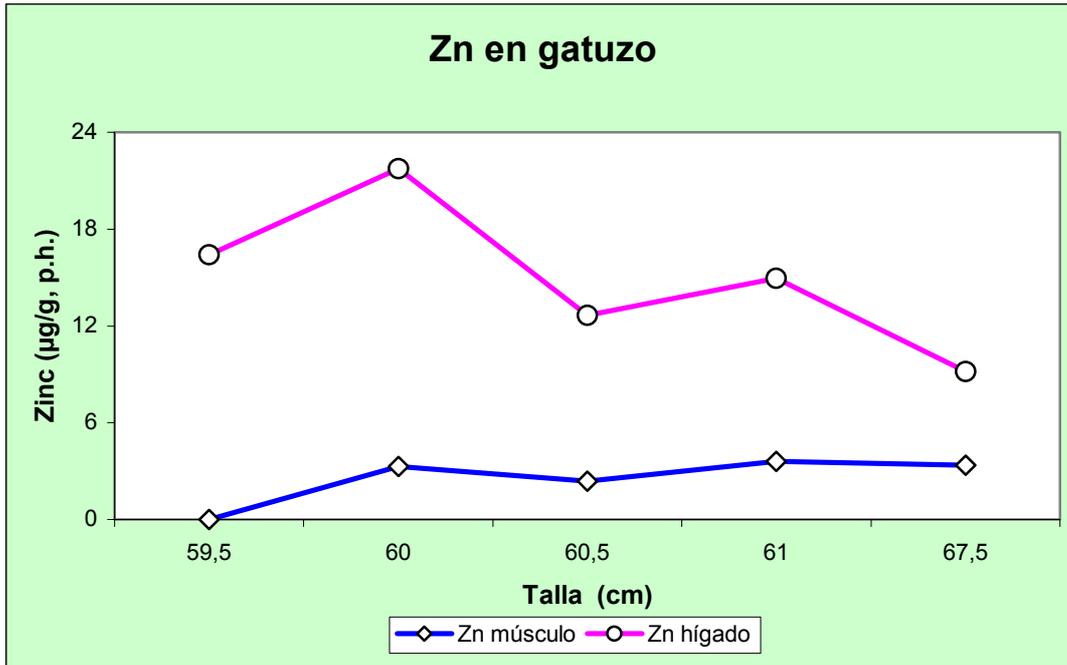


Figura 39: distribución de zinc en músculo e hígado de gatuзо del estuario.

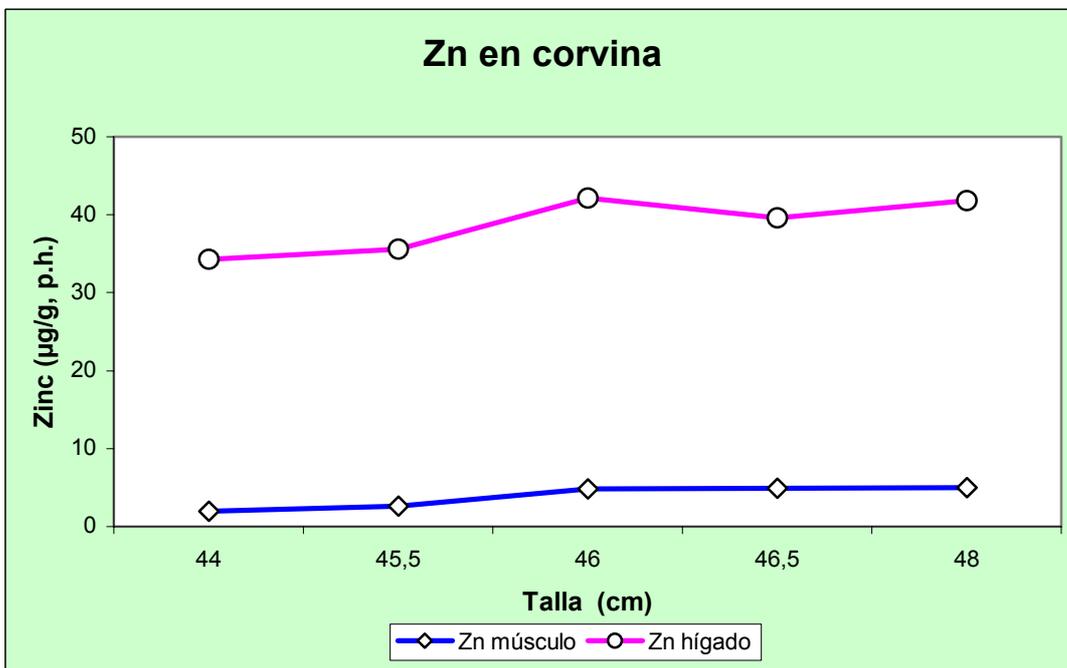


Figura 40: distribución de zinc en músculo e hígado de corvina del estuario.

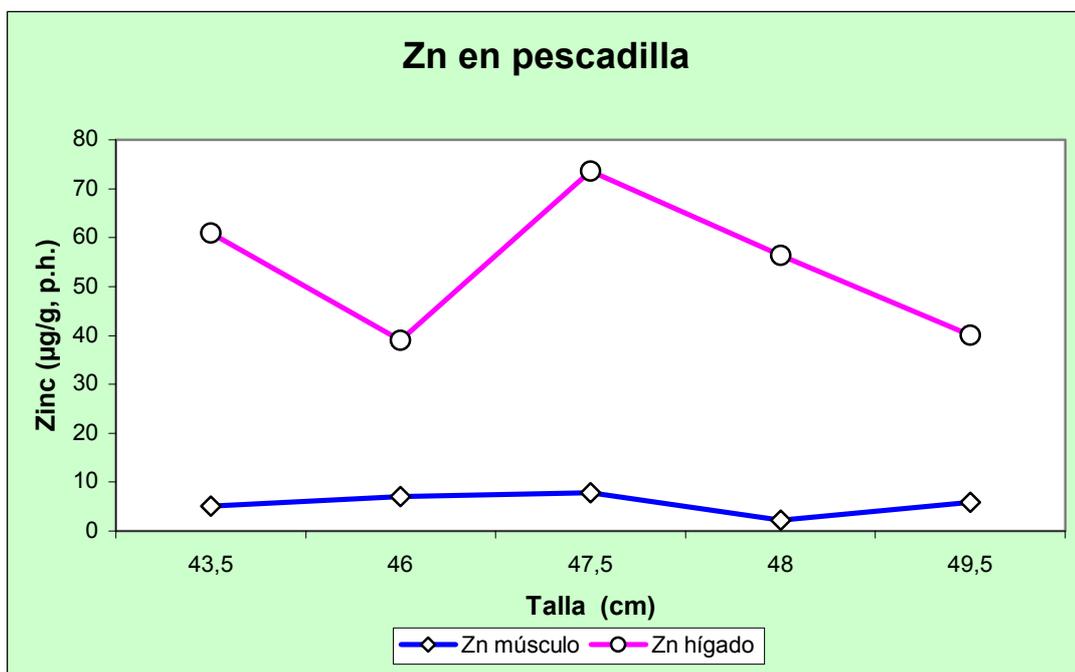


Figura 41: distribución de zinc en músculo e hígado de pescadilla del estuario.

2.4.5. Cromo en peces.

Ninguna de las muestras de músculo e hígado de las cuatro especies estudiadas en esta fase del Programa de Monitoreo presentó niveles que superaran el límite de detección del método analítico empleado (**Figuras 42, 43, 44 y 45**). Cabe recordar que en las instancias previas de este Programa (IADO, 2000, 2002, 2004) se habían registrado valores bajos (pero detectables) de Cr en tejidos de peces del estuario.

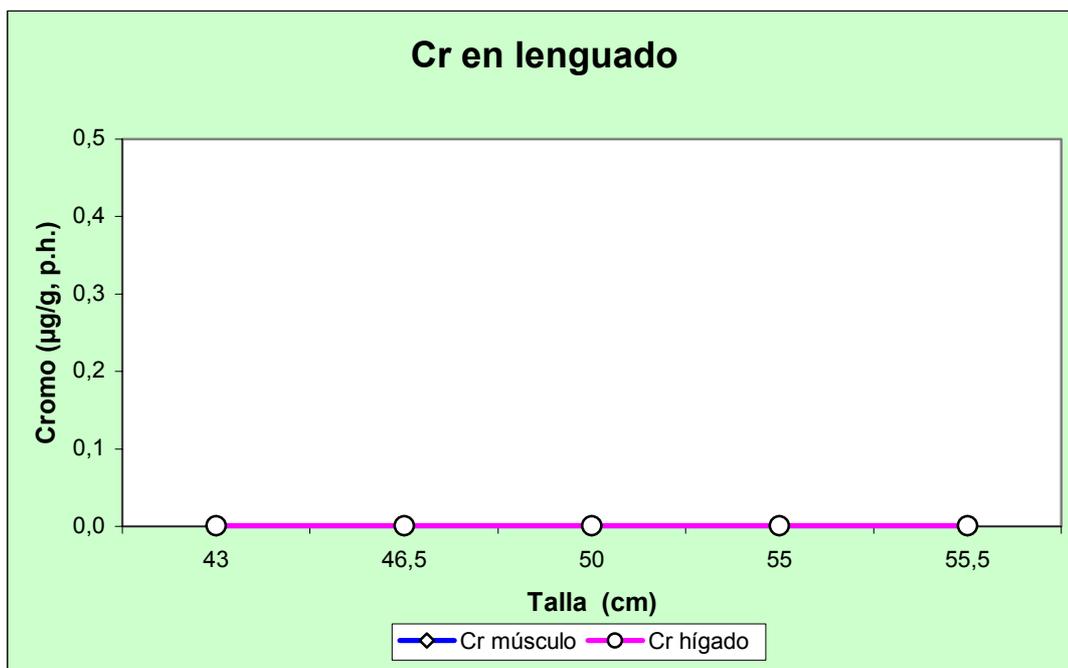


Figura 42: distribución de cromo en músculo e hígado de lenguado del estuario.

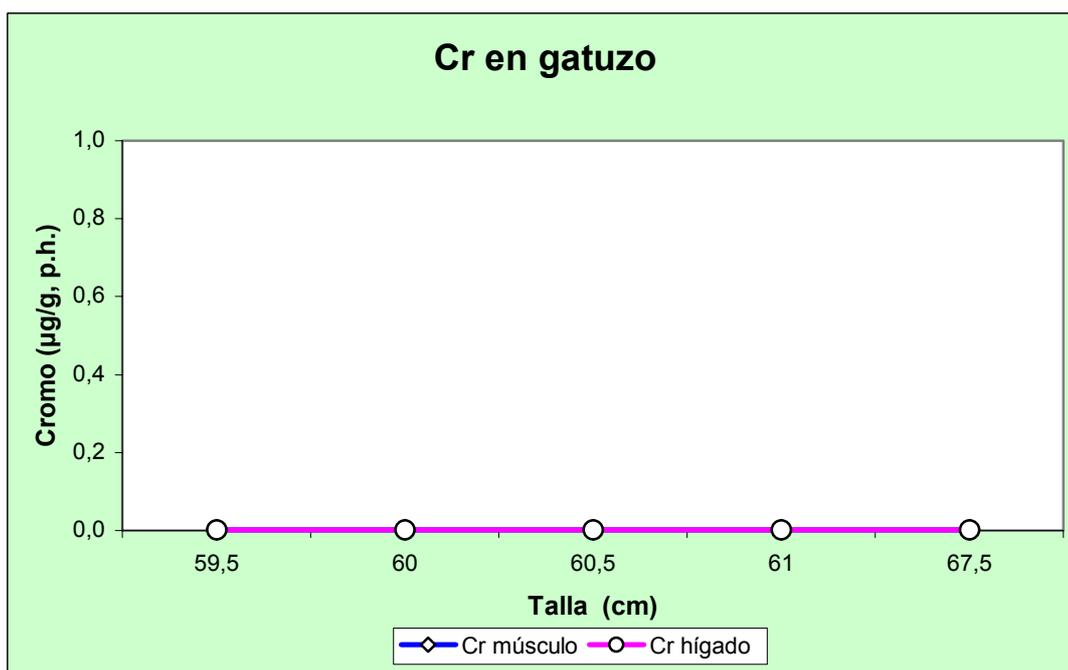


Figura 43: distribución de cromo en músculo e hígado de gatuzo del estuario.

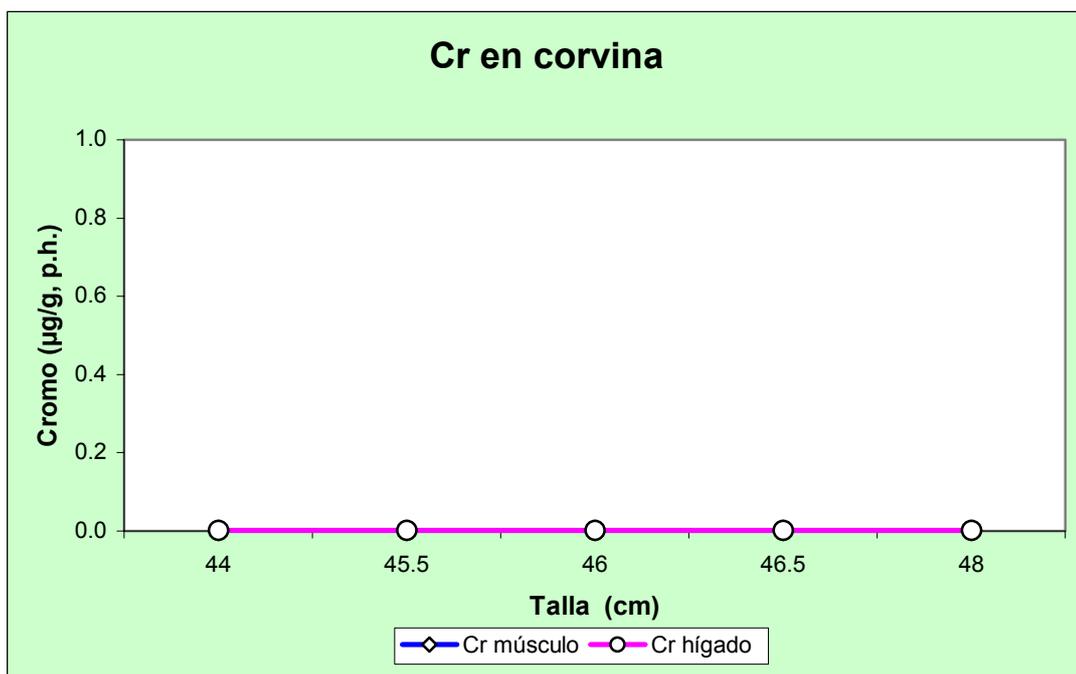


Figura 44: distribución de cromo en músculo e hígado de corvina del estuario.

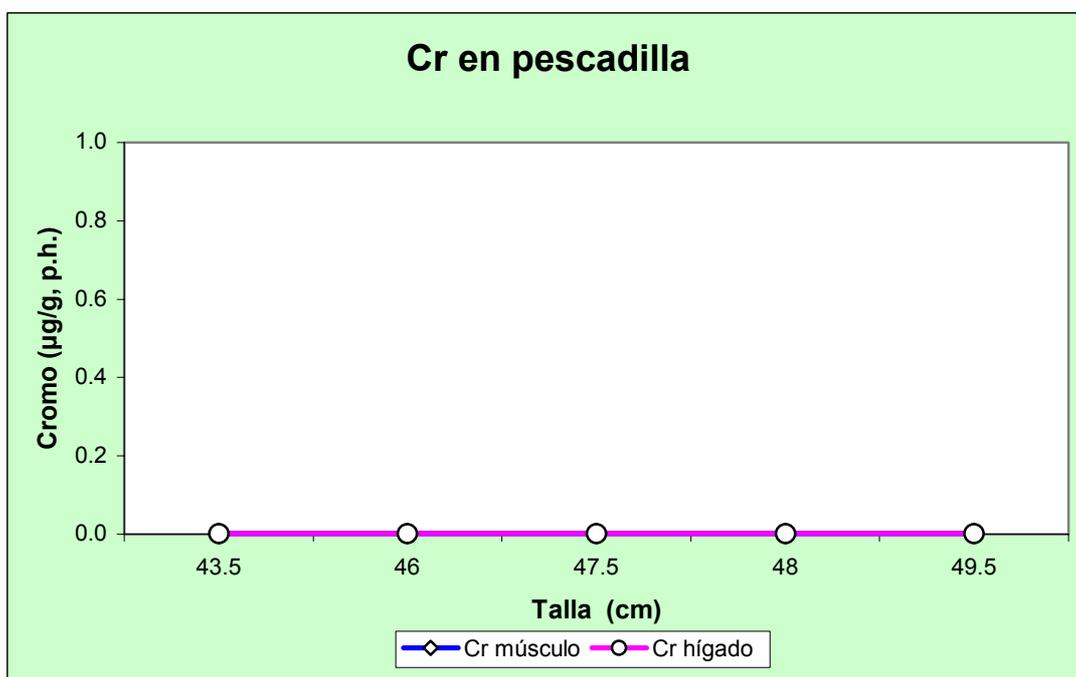


Figura 45: distribución de cromo en músculo e hígado de pescadilla del estuario.

2.4.6. Mercurio en peces.

Los ejemplares de “lenguado” (*Paralichthys* sp) analizados presentaron concentraciones de Hg en músculo que variaron entre los 0,04 y 0,19 µg Hg/g, en peso húmedo, mientras que las del hígado variaron entre los 0,04 y 0,20 µg Hg/g, en peso húmedo (**Figura 46**). Las concentraciones de mercurio registradas en ambos tejidos de los ejemplares estudiados fueron bajas, y mostraron una tendencia ligeramente creciente asociada al incremento de talla de los ejemplares estudiados (**Figura 46**). Esta tendencia observada en la distribución de concentraciones de Hg permite sostener la existencia de bioacumulación de este metal en los tejidos del lenguado en el estuario.

Todos los ejemplares de gatuzo (*Mustelus schmitti*) analizados mostraron contenidos de mercurio que variaron entre los 0,14 y 0,41 µg Hg/g, en peso húmedo, mientras que las de hígado oscilaron entre los 0,13 y 0,51 µg Hg/g, en peso húmedo (**Figura 47**). También en este caso las concentraciones de mercurio registradas en ambos tejidos de los ejemplares estudiados fueron bajas, y mostraron una tendencia creciente con el aumento de la talla (**Figura 47**). Las tendencias observadas en la distribución de concentraciones de Hg permiten sostener la existencia de bioacumulación de este metal en los tejidos del gatuzo en el estuario. Los valores de Hg determinados en tejidos de gatuzo en el presente trabajo son inferiores que los informados previamente para la misma especie en Bahía Blanca (Marcovecchio, 1988 ; Marcovecchio *et al.*, 1988.a ; 1988.b.) y confirman la tendencia decreciente informada en las fases previas de este Programa (IADO, 2000, 2002, 2004).

En el caso de la corvina (*Micropogonias furnieri*) la distribución de concentraciones de Hg en músculo variaron entre los 0,01 y 0,22 µg Hg/g, en peso húmedo (**Figura 48**). Por su parte, en el hígado se registraron concentraciones que variaron entre los 0,03 y 0,08 µg Hg/g, en peso húmedo (**Figura 48**). Las concentraciones de Hg determinadas son bajas, y su distribución permite sostener la existencia de procesos de acumulación biológica de este metal en ambos tejidos de la corvina.

Por último, los valores de Hg determinados en los tejidos de pescadilla (*Cynoscion striatus*) de Bahía Blanca presentaron la siguiente tendencia: en todos los casos los niveles de este metal en músculo variaron entre los 0,13 y 0,51 $\mu\text{g Hg/g}$, en peso húmedo, mientras que los de hígado lo hicieron entre los 0,10 y 0,29 $\mu\text{g Hg/g}$, en peso húmedo (**Figura 49**). En este caso la tendencia observada permite sostener la existencia de una acumulación biológica de Hg en el hígado de la pescadilla del estuario. Los valores determinados en este estudio son del inferiores a los de los antecedentes históricos que existen para esta especie en el estuario de Bahía Blanca (Marcovecchio, 1988 ; Marcovecchio *et al.*, 1988.a ; 1988.b.), y confirman la tendencia decreciente informada en las fases previas de este Programa (IADO, 2000, 2002, 2004).

Los valores de mercurio determinados en el músculo comestible de las cuatro especies evaluadas son inferiores a los estándares internacionalmente aceptados como de aptitud para el consumo humano (Nauen, 1983; WHO, 1990, 1991; JECFA, 1999, 2003).

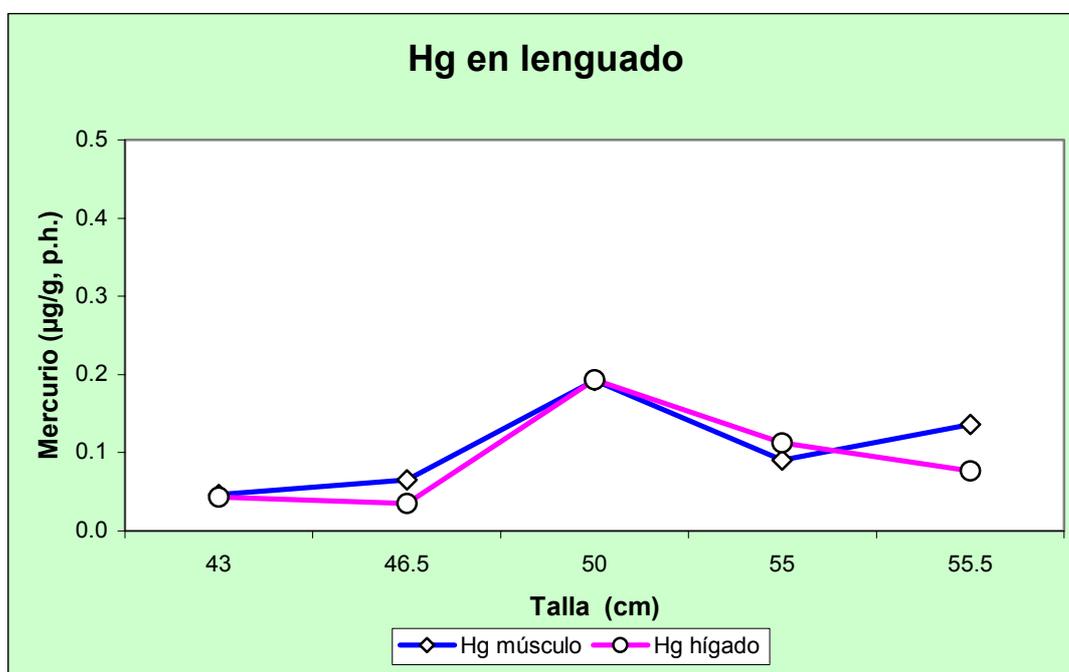


Figura 46: distribución de mercurio en músculo e hígado de lenguado del estuario.

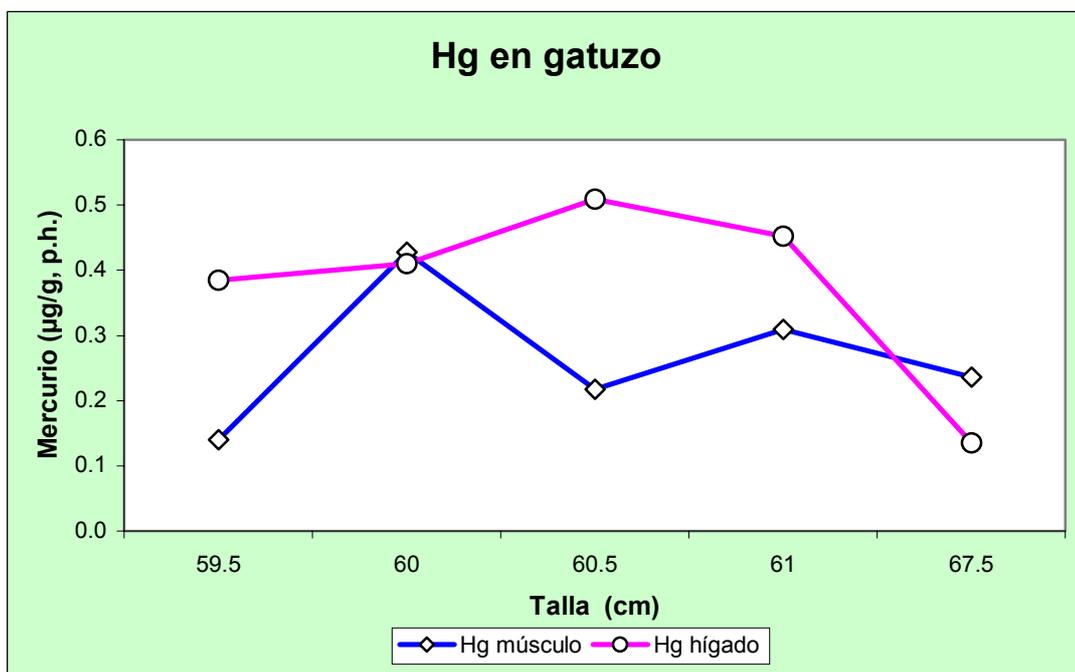


Figura 47: distribución de mercurio en músculo e hígado de gatuzo del estuario.

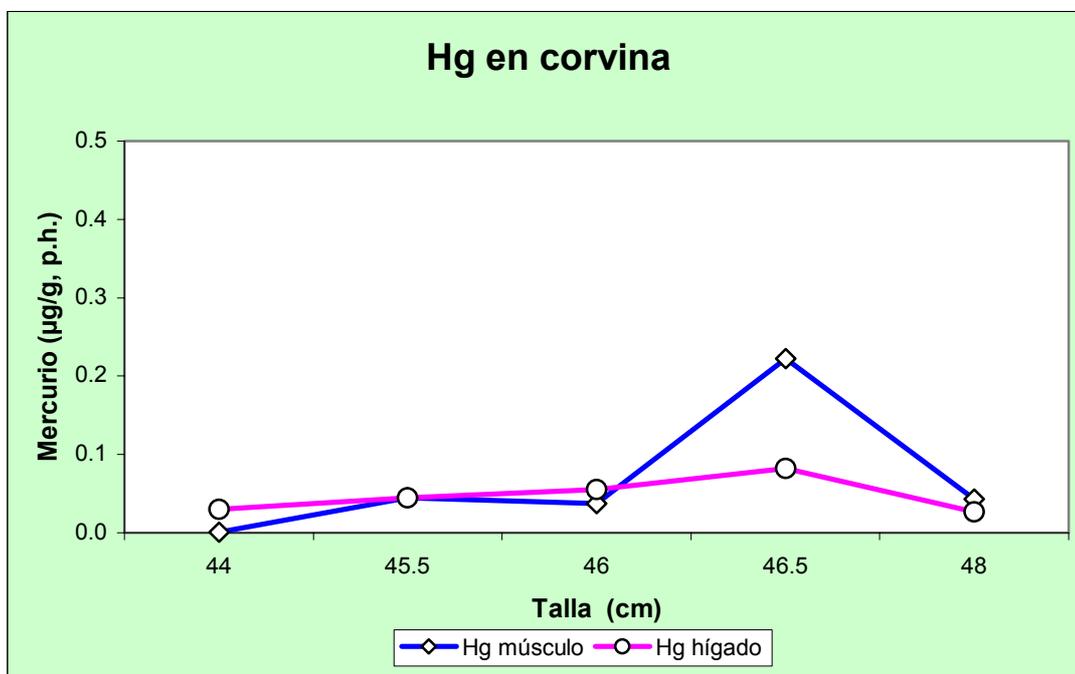


Figura 48: distribución de mercurio en músculo e hígado de corvina del estuario.

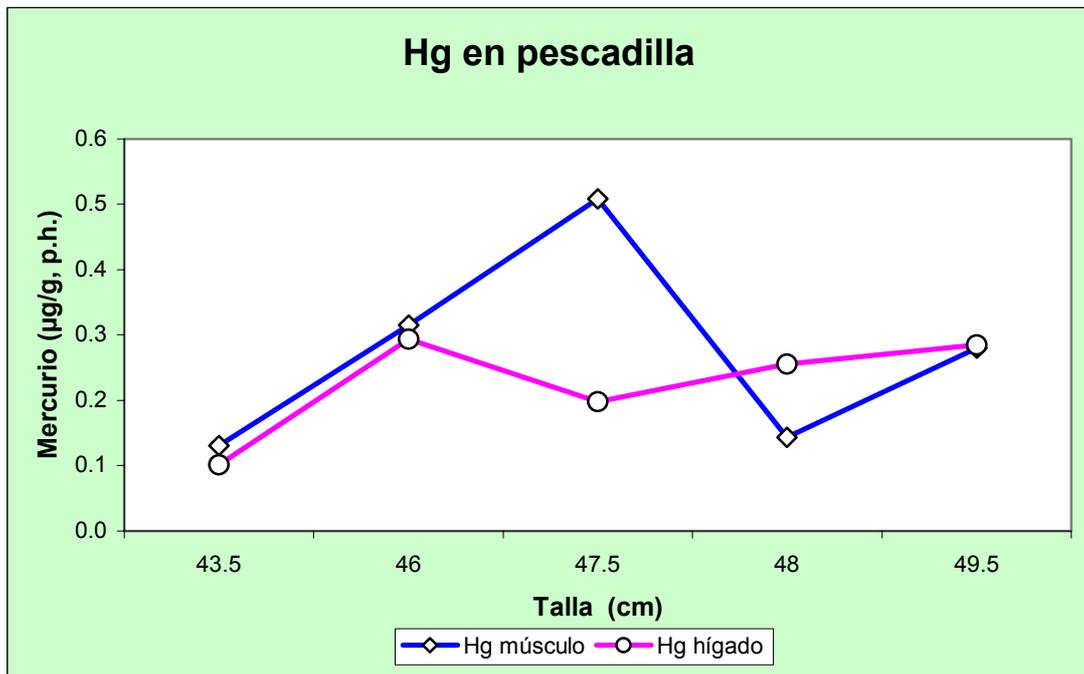


Figura 49: distribución de mercurio en músculo e hígado de pescadilla del estuario.

CONCLUSIONES PARA EL PERIODO ESTUDIADO

La zona interior del estuario de Bahía Blanca, estudiada durante abril-diciembre / 2005, presentó condiciones que permiten caracterizarlo de la siguiente manera:

- i. Tanto los *parámetros físico-químicos estructurales* del sistema (temperatura, salinidad, pH) como los *ecofisiológicos* (nutrientes, pigmentos fotosintetizadores, oxígeno disuelto) mostraron un comportamiento normal para la época del año y plenamente concordante (tanto en tendencias como en magnitud) con los datos históricos pre-existentes para este ambiente.
- ii. La *distribución horizontal* de los parámetros físico-químicos presentó 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.
- iii. El nivel de concentración de pigmentos fotosintetizadores indica que el sistema biológico está funcionando adecuadamente, y produce en el nivel históricamente considerado normal para este ecosistema.
- iv. La mayoría de los *metales pesados disueltos* estudiados (Pb, Cu, Zn, Cr y Hg) presentaron concentraciones variadas. Algunos predominaron en la zona exterior (Zn), mientras que otros mostraron distribuciones globales (Cu, Pb, Cr). Hg presentó niveles muy bajos, y Cd se detectó en pocas campañas. Por primera vez se establecieron los niveles de Fe y Ni disueltos.
- v. Con excepción del Hg, todos los *metales pesados* estudiados (Cd, Pb, Cu, Zn, Cr) 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.

- vi. Se determinaron los contenidos de Fe y Mn en los sedimentos, incluyéndolos por primera vez en este programa de monitoreo.
- vii. Los niveles determinados de *hidrocarburos totales dispersos / disueltos* en el agua del estuario, fueron bajos y no mostraron una distribución definida.
- viii. Sí se ha observado una acumulación global de hidrocarburos totales en los sedimentos del sistema, que no llegó a indicar una tendencia espacial definida.
- ix. En las tres campañas en que se midió organoclorados se registraron valores detectables, pero relativamente bajos, con alguna excepción que merece ser considerada.
- x. Los peces estudiados mostraron residuos de Cd, Pb, Cu, Zn y Hg en sus tejidos (músculo e hígado), mientras que el Cr no fue detectable en ninguno.
- xi. Con la excepción del mercurio, todos los otros metales tuvieron en general mayores niveles en el hígado que en el músculo de las especies estudiadas.
- xii. Los niveles de Pb, Cu y Cr en los sedimentos del sistema parecen estar estabilizados con respecto a los valores de los últimos años. Los de Hg parecen seguir decreciendo, tal y como lo vienen mostrando en los últimos 5 años. Finalmente, los de Zn y en menor medida los de Cd muestran un incremento (de baja pendiente pero constante) en sus niveles en el estuario.

BIBLIOGRAFIA

- 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.
- Eberlein, K. & G. Kattner. 1987.** Fresenius Z.Anal.Chem., 326: 354-357.
- E.P.A. 2002.** Gravimetric determination of total hydrocarbons. US.EPA Method 1664A.
- Freije R.H y J.E.Marcovecchio, 2004.** Oceanografía química del estuario de Bahía Blanca”, R.H.Freije & J.Marcovecchio (2004). 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.
- 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.
- Gómez, E.A. y G.M.E. Perillo, 1992.** Largo Bank: a shoreface-connected linear shoal at the Bahía Blanca entrance, Argentina. *Marine Geology* 104: 193-204.
- Gómez, E.A., S.S. Ginsberg y G.M.E. Perillo, 1997.** Geomorfología y sedimentología de la zona interior del Canal Principal del Estuario de Bahía Blanca. *Revista de la Asociación Argentina de Sedimentología* 3: 55-61.
- 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.
- 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.
- Koirtyohann & Wen. 1973.** Critical study of the APDC-MIBK straction system for atomic absorption Anal. Chem., 45 (12): 1986-1989.
- Lacerda L. D., J. J. Abrão, M. Bernat & F. Fernex, 1999.** Biogeodynamics of heavy metals in the lagoons of eastern Rio de Janeiro State, Brazil. In: *Environmental Geochemistry of Coastal Lagoon Systems of Rio de Janeiro, Brasil*. B. Knoppers, E. Bidone & J. J. Abrão (eds.), UFF/FINEP, pp. 179-195.
- Loring D.H., 1982.** Geochemical factors controlling the accumulation and dispersal of heavy metals in the Bay of Fundy sediments. *Can.J.Earth Sci.*, 19 (5): 930-944.
- Loring D.H., 1991.** Normalization of heavy metal data from estuarine and coastal sediments. *ICES, J. Mar. Sci.*, 48: 101-115.
- Marcovecchio, J.E. 1988.** *Tesis Doctoral, Univ.Nac.Mar del Plata: 212 pp.*
- Marcovecchio, J., V. Moreno & A. Pérez. 1988.a.** Determination of some heavy metal baselines in the biota of Bahía Blanca, Argentina. *Sci.Tot. Environ.*, 75: 181-190
- Marcovecchio, J., V. Moreno & A. Pérez. 1988.b.** In : *Metals in coastal environments of Latin America*, U.Seeliger, L.D.Lacerda & S.Patchineelam (eds), Springer-Verlag, pp. 122-129.
- Marcovecchio, J., V. Moreno & A. Pérez. 1991.** Heavy metals accumulation in tissues of sharks from the Bahía Blanca estuary, Argentina. *Mar. Environ. Res.* 31 (4): 263-274.
- Nauen, C.E. 1983.** Compilation of legal limits for hazardous substances in fish and fishery products. *FAO Fish. Circ.* N°764: 102 pp.
- 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-Hiedleberg-New York.
- 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.
- 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.
- Pucci, A., R.Freije, R.Asteasuain, J.Zavatti & J.Sericano. 1980.** Contrib. Cientif. IADO N°56 : 69 pp.
- Pucci, A.E. 1988.** In: *Metals in Coastal Environments of Latin America*, U.Seeliger, L.D.Lacerda & S.R.Patchineelam (eds), Springer-Verlag: pp. 9-15.
- Rule J. H., 1986.** Assessment of trace element geochemistry of Hampton Roads harbor and lower Chesapeake Bay area sediments. *Environ.Geol.Water Sci.*, 8: 209-219.
- Strickland, J & Parsons, T. 1968.** A Practical Handbook of Seawater. Analysis, pp 207-211
- Technicon®, 1973.** 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.
- Uthe,J., Armstrong,F., Stainton,M. 1970.** Mercury determination in fish samples by digestion and flameless atomic absorption spectrophotometry. *J.Fish. Res. Bd. Canada*, 27 : 805-811
- Villa, N. 1988.** 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.** *Est.Coast & Shelf Sci.*, 25: 67-80.

ANEXO II : FIGURAS

- Figura 1** : mapa BB con estaciones de muestreo.
- Figura 2** : distribución de temperatura en el agua del estuario
- Figura 3** : distribución de salinidad en el agua del estuario
- Figura 4** : distribución de pH en el agua del estuario
- Figura 5** : distribución de turbidez en el agua del estuario
- Figura 6** : distribución de oxígeno disuelto en el agua del estuario
- Figura 7** : distribución de porcentaje de saturación del oxígeno disuelto en el agua del estuario
- Figura 8** : distribución de nitrato disuelto en el agua del estuario
- Figura 9** : distribución de nitrito disuelto en el agua del estuario
- Figura 10** : distribución de amonio disuelto en el agua del estuario
- Figura 11** : distribución de fosfato disuelto en el agua del estuario
- Figura 12** : distribución de silicato disuelto en el agua del estuario
- Figura 13** : distribución de materia orgánica particulada en el agua del estuario
- Figura 14** : distribución de clorofila a en el material particulado en suspensión del estuario
- Figura 15** : distribución de feopigmentos en el material particulado en suspensión del estuario
- Figura 16** : distribución de cadmio en el estuario. A: disuelto en agua del estuario. B: en sedimento superficial.
- Figura 17** : distribución de plomo en el estuario. A: disuelto en agua del estuario. B: en sedimento superficial.
- Figura 18** : distribución de cobre en el estuario. A: disuelto en agua del estuario. B: en sedimento superficial.
- Figura 19** : distribución de zinc en el estuario. A: disuelto en agua del estuario. B: en sedimento superficial.
- Figura 20** : distribución de cromo en el estuario. A: disuelto en agua del estuario. B: en sedimento superficial.
- Figura 21** : distribución de níquel en el estuario. A: disuelto en agua del estuario. B: en sedimento superficial.
- Figura 22** : distribución de hierro en el estuario. A: disuelto en agua del estuario. B: en sedimento superficial.
- Figura 23** : distribución de manganeso en sedimento superficial del estuario.
- Figura 24** : distribución de mercurio en el estuario. A: disuelto en agua del estuario. B: en sedimento superficial.
- Figura 25** : distribución de hidrocarburos totales en el estuario. A: disueltos/dispersos en agua del estuario. B: en sedimento superficial.
- Figura 26** : distribución de cadmio en músculo e hígado de lenguado del estuario.
- Figura 27** : distribución de cadmio en músculo e hígado de gatuzo del estuario.
- Figura 28** : distribución de cadmio en músculo e hígado de corvina del estuario.
- Figura 29** : distribución de cadmio en músculo e hígado de pescadilla del estuario.
- Figura 30** : distribución de plomo en músculo e hígado de lenguado del estuario.
- Figura 31** : distribución de plomo en músculo e hígado de gatuzo del estuario.
- Figura 32** : distribución de plomo en músculo e hígado de corvina del estuario.
- Figura 33** : distribución de plomo en músculo e hígado de pescadilla del estuario.
- Figura 34** : distribución de cobre en músculo e hígado de lenguado del estuario.
- Figura 35** : distribución de cobre en músculo e hígado de gatuzo del estuario.

- Figura 36** : distribución de cobre en músculo e hígado de corvina del estuario.
- Figura 37** : distribución de cobre en músculo e hígado de pescadilla del estuario.
- Figura 38** : distribución de zinc en músculo e hígado de lenguado del estuario.
- Figura 39** : distribución de zinc en músculo e hígado de gatuzo del estuario.
- Figura 40** : distribución de zinc en músculo e hígado de corvina del estuario.
- Figura 41** : distribución de zinc en músculo e hígado de pescadilla del estuario.
- Figura 42** : distribución de cromo en músculo e hígado de lenguado del estuario.
- Figura 43** : distribución de cromo en músculo e hígado de gatuzo del estuario.
- Figura 44** : distribución de cromo en músculo e hígado de corvina del estuario.
- Figura 45** : distribución de cromo en músculo e hígado de pescadilla del estuario.
- Figura 46** : distribución de mercurio en músculo e hígado de lenguado del estuario.
- Figura 47** : distribución de mercurio en músculo e hígado de gatuzo del estuario.
- Figura 48** : distribución de mercurio en músculo e hígado de corvina del estuario.
- Figura 49** : distribución de mercurio en músculo e hígado de pescadilla del estuario.

ESTUDIOS BACTERIOLÓGICOS REALIZADOS EN AGUAS Y SEDIMENTOS DEL ESTUARIO DE BAHÍA BLANCA INFORME FINAL. 2004

Para ser presentado al Comité Técnico Ejecutivo de la Municipalidad de Bahía Blanca

Personal responsable: Dra. Mónica D. Baldini (UNS), Dra. María A. Cubitto (UNS) y Lic. M. Nedda Chiarello.(IADO- CONICET)

El presente informe incluye los datos bacteriológicos correspondientes al período de muestreo que se extendió desde junio 2003 a mayo de 2004. En dicho lapso se realizaron 6 campañas oceanográficas, conjuntamente con el Laboratorio de Química Marina del IADO, en las que se recolectaron muestras de aguas y sedimentos del estuario de Bahía Blanca, según lo establecido en el Anexo II del convenio suscripto.

ANEXO II

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

Recuentos de poblaciones bacterianas en aguas y sedimentos

(Entre Boya 24 y Puerto Cuatrerros – Carta H – 212 del S.H.N.)

– Plan de Trabajo a Desarrollar Durante el Año 2004 / 2005 –

El programa de monitoreo se extenderá por un período de 12 (doce) meses a partir de su puesta en marcha efectiva. Para la recolección de datos se realizarán campañas de investigación, a través de los Laboratorios de Microbiología General e Industrial y de los Alimentos de la Universidad Nacional del Sur.

A tal efecto se fijarán **5 estaciones de muestreo** según el siguiente detalle:

Estación	Ubicación
E 1	Proximidades de la Boya 24
E 2	Proximidades del Desagüe Cloacal (Canal de la Ballena)
E 3	Proximidades de Pto.Ing.White
E 4	Proximidades de Puerto Galván (Posta de Inflamables)
E 5	Descarga Polo Petroquímico

En cada una de ellas se realizará el muestreo de aguas y sedimentos, según los siguientes procedimientos:

* **Muestras de Agua de Mar**

Se tomarán en el estrato sub-superficial de la columna de agua (aproximadamente 30 cm por debajo de la superficie), utilizando un muestreador manual, consistente en una botella estéril de vidrio color caramelo y de 800 mL de capacidad. Las muestras se mantendrán refrigeradas hasta su llegada al laboratorio. A partir de estas muestras, se tomarán las submuestras para las siguientes determinaciones bacteriológicas :

Búsqueda y cuantificación de *E.coli*

Cuantificación de bacterias heterótrofas de origen terrestre

Cuantificación de bacterias heterótrofas de origen marino

*** Muestras de Sedimentos Superficiales**

Debido a la mayor estabilidad que presentan las comunidades bacterianas en ellos, las muestras de sedimento se tomarán bimestralmente. Se recolectarán sedimentos superficiales utilizando una rastra con marco de acero inoxidable y reservorio de lona plástica. A partir de estas muestras se tomarán las submuestras para las siguientes determinaciones:

Búsqueda y cuantificación de *E.coli*

Cuantificación de bacterias degradadoras de hidrocarburos

El Municipio tendrá la facultad de designar observadores de las tareas de campo y de laboratorio que la Universidad Nacional del Sur realice concerniente a la ejecución del presente Programa.

La Universidad Nacional del Sur se compromete a proveer al municipio, cada vez que este los solicite, fracciones de las muestras obtenidas de aguas y sedimentos, comprendidas en el Programa en condiciones de ser analizadas, como contramuestras por terceros.

Se entregará un Informe Final escrito (en copia impresa y en CD) dentro de los noventa (90) días posteriores a la realización de la última campaña de investigación (6ta.campaña) incluida en este Programa.

Los trabajos serán llevados adelante por el personal de los Laboratorios de Microbiología General e Industrial y de los Alimentos del Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia de la Universidad Nacional del Sur; y los responsables científicos de la obtención de la información, su procesamiento, generación de informes y eventuales explicaciones, entorno a la misma serán las Dras. Mónica D. Baldini y María Amelia Cubitto, docentes investigadoras de la Universidad Nacional del Sur.

Cualquier alteración a la nomina del personal interviniente, deberá de ser aprobada por el Municipio a propuesta de la Universidad Nacional del Sur.

INTRODUCCIÓN

Con el objetivo de evaluar el impacto que las actividades humanas ejercen sobre aguas y sedimentos del Estuario de Bahía Blanca se seleccionaron los siguientes indicadores bacterianos:

- 1- **Bacterias, heterótrofas, mesófilas, aerobias y anaerobias facultativas de origen terrestre.** Como su nombre lo indica provienen del continente, y son aportadas al estuario por efluentes cloacales, desembocaduras de ríos y arroyos, etc. Debido a que su número se incrementa en respuesta a la cantidad de materia orgánica presente en el sistema, se consideran buenas indicadoras de este tipo de alteración.
- 2- **Bacterias heterótrofas, mesófilas, aerobias y anaerobias facultativas de origen marino.** Al igual que el grupo fisiológico mencionado anteriormente, se pueden usar como indicadoras de los niveles de materia orgánica. Debido a su origen, su desarrollo en el laboratorio, se ve condicionado por concentraciones salinas acordes con las de su hábitat natural.
- 3- ***Escherichia coli*.** Esta especie bacteriana es un habitante normal y exclusivo del intestino de los animales homeotermos, incluyendo el hombre. Por lo que se considera un buen indicador de contaminación fecal. Su detección en el ambiente alerta sobre la posible presencia de microorganismos patógenos intestinales, con el consiguiente riesgo higiénico-sanitario para la población que utilice las aguas con fines recreativos.
- 4- **Bacterias degradadoras de hidrocarburos.** Este grupo de microorganismos incluye distintos géneros de bacterias con la capacidad

de utilizar hidrocarburos como única fuente de carbono y energía. Estas bacterias forman parte de la microbiota normal en distintos ambientes, y se encuentran en muy bajo número en ambientes prístinos. La llegada de hidrocarburos al medio incrementa notablemente su número.

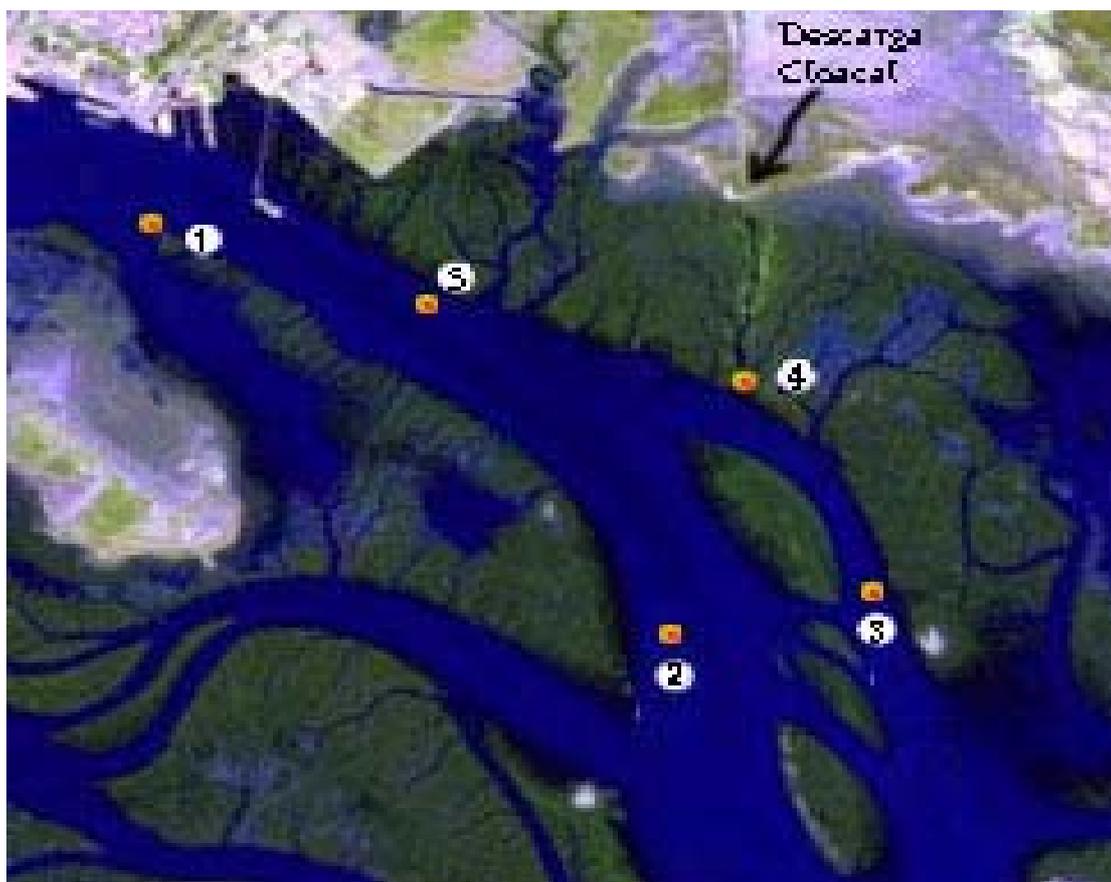
METODOLOGÍA

Las muestras de agua se extrajeron cada 45 días del nivel subsuperficial (30 cm de la superficie). Se recolectaron manualmente en botellas estériles color caramelo de 800 mL de capacidad. Las muestras de sedimentos se extrajeron con rastra. Del contenido de la misma se submuestreó una porción de aproximadamente 250 g, de la zona más interna y se recibió en bolsas estériles. Las muestras se conservaron refrigeradas hasta la llegada al laboratorio, las de aguas se analizaron el mismo día del muestreo, las muestras de sedimentos se guardaron a 4 °C y fueron procesadas dentro de las 36 h.

Estaciones de muestreo

Para los estudios bacteriológicos se establecieron 5 estaciones de muestreo:

FIGURA 1



Determinaciones bacteriológicas en aguas

Recuento de bacterias quimioheterótrofas, mesófilas, aerobias y anaerobias facultativas de origen marino: se utilizó la técnica de recuento en placa, en medio de cultivo Marine 2216 (Difco). Los resultados se expresaron como unidades formadoras de colonias por mL (UFC/mL).

Recuento de bacterias quimioheterótrofas, mesófilas, aerobias y anaerobias facultativas de origen terrestre: se realizó mediante la técnica de recuento en placa en medio de cultivo Agar Plate Count (Merck). Los resultados se expresaron como UFC/mL

Búsqueda y cuantificación de la bacteria *Escherichia coli*. Por tratarse de un microorganismo de origen entérico, que se halla en condiciones ambientales desfavorables, se utilizaron técnicas de revivificación antes de la siembra en los medios de cultivo selectivos (Baldini y Cabezalí, 1988). Debido a que las muestras provenían de zonas afectadas por la desembocadura de la cloaca de Bahía Blanca, se hicieron recuentos en placa previa dilución de la muestra. Se utilizó el agar ENDO (Merck) como medio selectivo luego de transcurrido el tiempo de revivificación, y se incubó a la temperatura disgenésica de 44,5°C. Las colonias aisladas se confirmaron con aislamientos en medio de cultivo Brolacín (Merck) y posterior tipificación bioquímica. Los resultados se expresaron como UFC/ 100 mL.

Determinaciones bacteriológicas en sedimentos

El tratamiento de las muestras de sedimentos consistió en pesar 3 g de sedimentos y resuspender en el diluyente apropiado de acuerdo al grupo fisiológico que se deseaba cuantificar. Luego se agitó a 450 rpm durante 10 minutos. Se dejó reposar un minuto y se procedió a la realización de diluciones decimales. Finalmente se sembró en los medios de cultivo adecuados. A fin de determinar el peso seco de cada muestra, los sedimentos se secaron a 105 °C hasta peso constante.

Se realizaron las siguientes determinaciones:

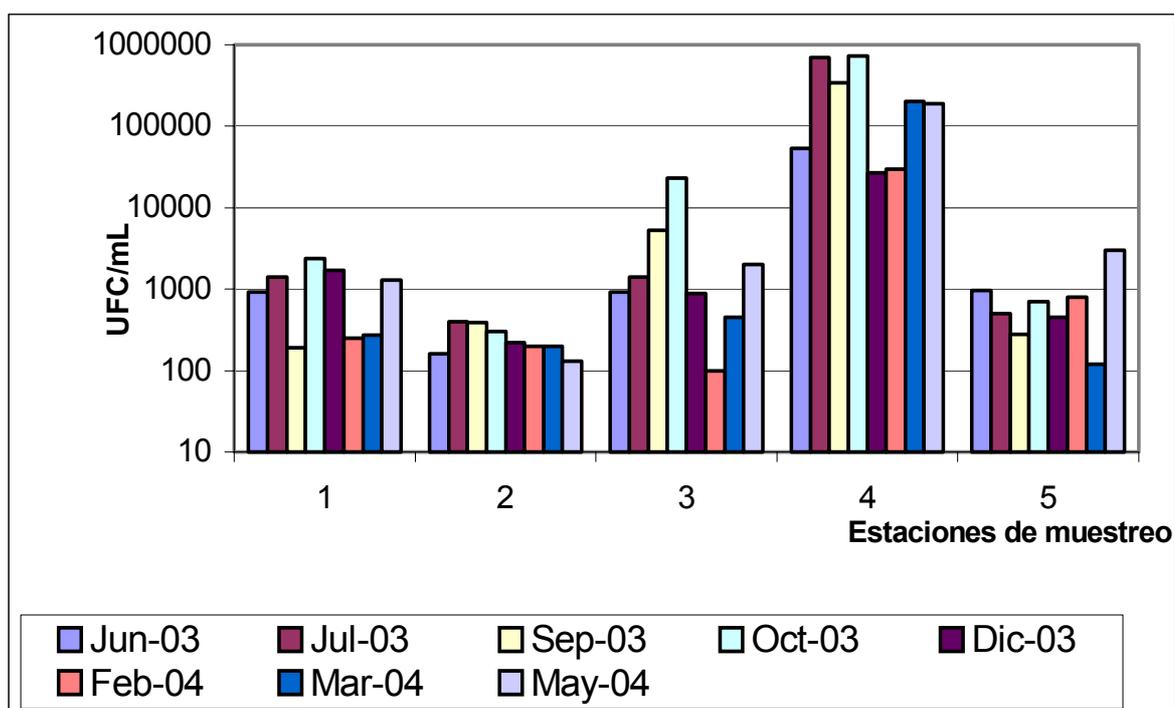
- Cuantificación de bacterias hidrocarburofíticas. El estudio de este grupo se llevó a cabo en sedimentos por que es el destino final de los hidrocarburos en este tipo de sistema. El recuento se realizó por la técnica del Número Más Probable (NMP) adaptada para tal fin (Mills *et al.* , 1978; Cabezalí y Cubitto, 1990), en medio mineral con el agregado de petróleo como única fuente de carbono y energía. Los resultados se expresaron como NMP de bacterias degradadoras de hidrocarburos por gramo de sedimento seco.

- Búsqueda y cuantificación de *Escherichia coli* : se tuvieron las mismas consideraciones que se expresan en el punto de aguas. Los resultados se expresaron como UFC/g sedimento seco.

RESULTADOS

Heterótrofas terrestres. Es evidente que el aporte mayoritario de este grupo fisiológico se hace a través de la desembocadura de los efluentes urbanos de la ciudad de Bahía Blanca (Fig. 2, estación 4) que en bajamar afecta a la estación 3. No así a la 2 cuyos recuentos, en promedio estarían dentro de lo esperado para un ambiente estuarino.

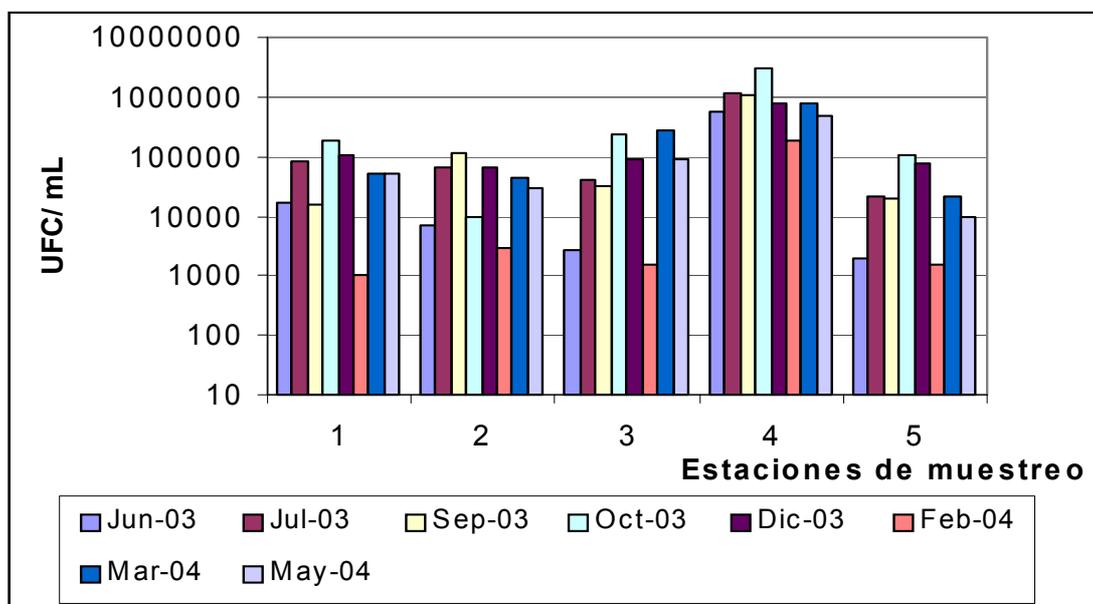
FIGURA 2. Distribución espacial de bacterias heterótrofas terrestres por mililitro de agua.



Heterótrofas marinas Muestran homogeneidad de resultados en las distintas campañas, este hecho es de esperar ya que se trata de microorganismos propios del medio estuarino, de allí su independencia de comportamiento con respecto a las influencias continentales. El incremento observado en la estación 4 (Fig 3) se debe al importante aporte de materia

orgánica proveniente del efluente cloacal, a expensas de la cual se desarrolla la población.

FIGURA 3. Distribución espacial de bacterias heterótrofas marinas en aguas



Cabe destacar que en ambientes estuarinos donde la contaminación antrópica no es importante los valores medios de bacterias heterótrofas terrestres están en el orden de 10^2 y las marinas 10^3 (Cabezalí y Burgos, 1988)

Escherichia coli en aguas y sedimentos: esta bacteria registra una importante variación espacial registrándose los mayores recuentos en la estación 4, correspondiente a la cloaca (Fig. 4), no así temporal ya que su volcado a las aguas estuarinas costeras es constante. Si se comparan, los actuales registros en aguas con valores históricos (Baldini 1998), no se observan diferencias significativas. Sin embargo en sedimentos se aprecia un incremento con respecto a estudios anteriores. Esto alerta sobre la acumulación de materia orgánica rica en microorganismos que se está realizando en los mismos.

FIGURA 4. Distribución espacial de Escherichia coli en aguas

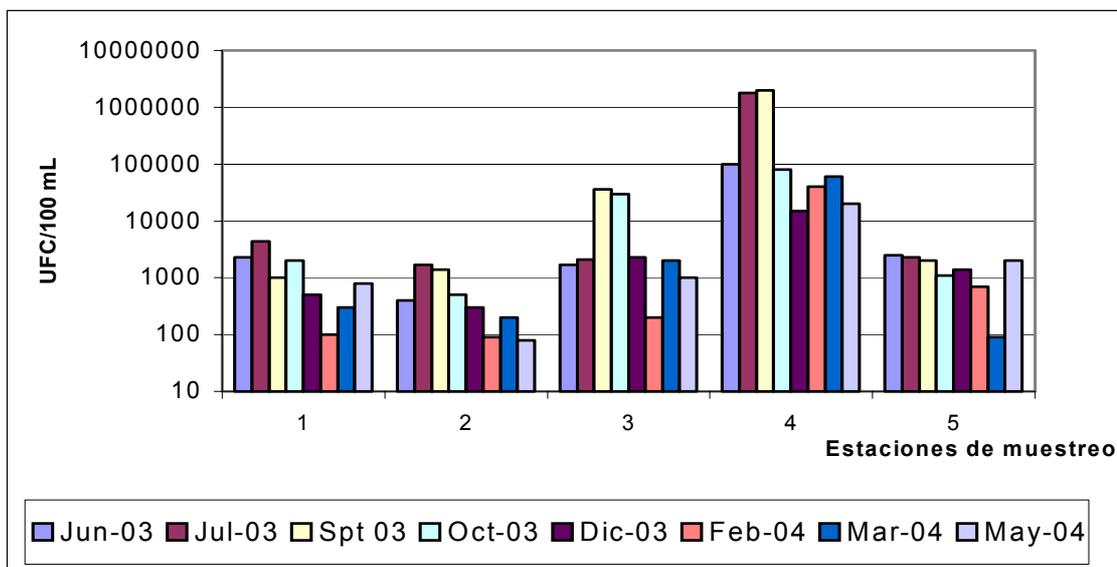
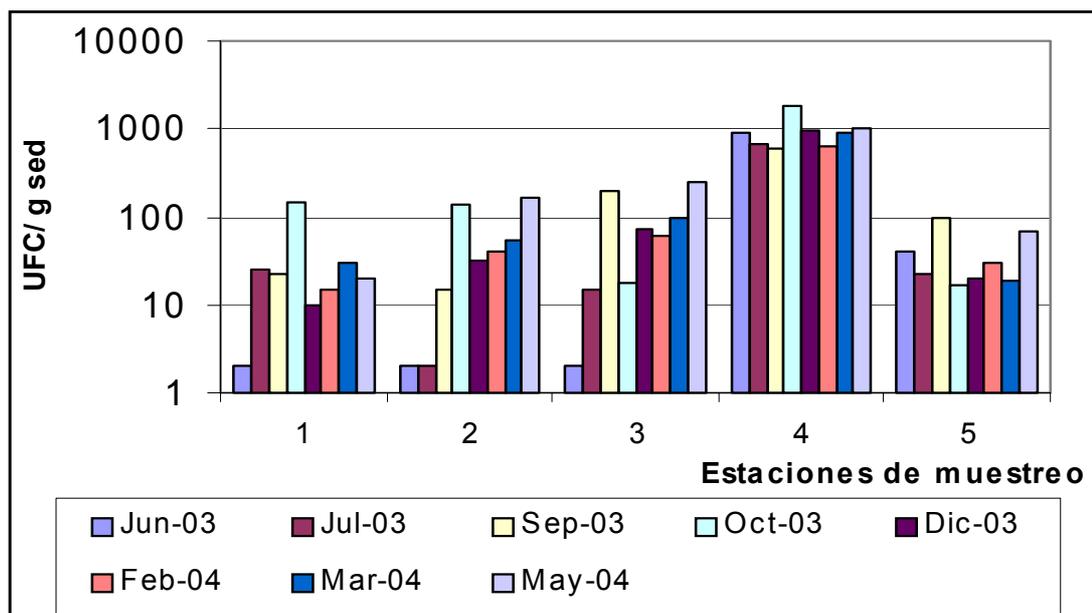


FIGURA 5. Recuento de E. coli por gramo de sedimento seco



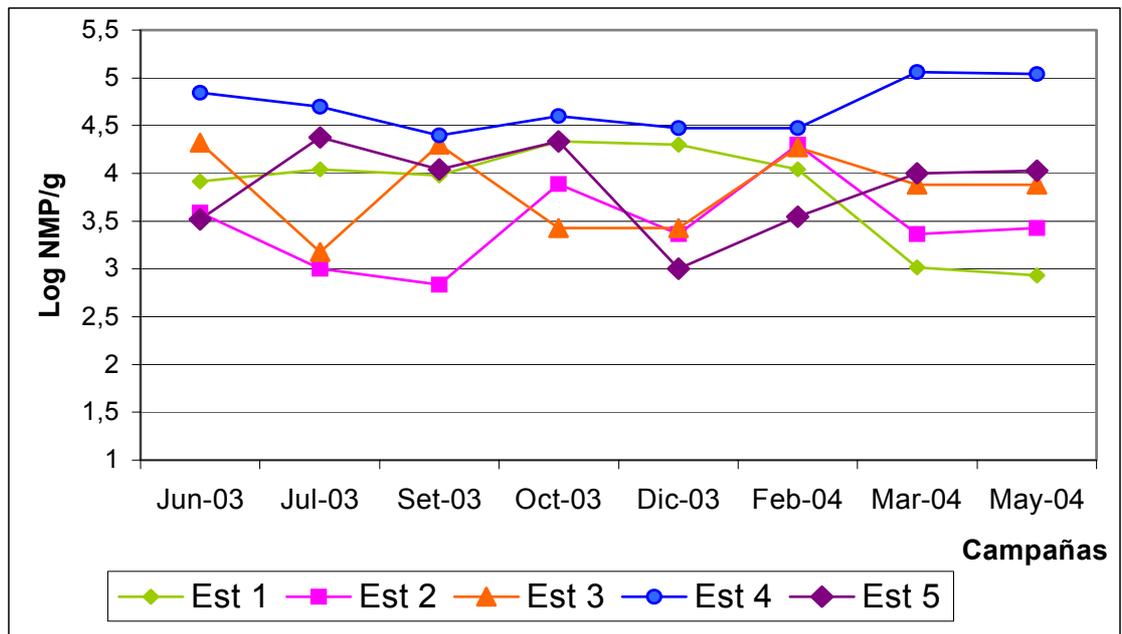
Cuantificación de bacterias degradadoras de hidrocarburos en sedimentos

La llegada de hidrocarburos al ambiente genera cambios en la biodiversidad de la comunidad de microorganismos presente en el mismo. Estos cambios se reflejan en el aumento del número de aquellas poblaciones capaces de utilizar estos compuestos como fuente de carbono y energía para su crecimiento, con respecto a los demás miembros de la comunidad que no poseen esta ventaja y que inclusive pueden ser perjudicados por la presencia del contaminante. El número de bacterias capaces de crecer a expensas de hidrocarburos suele ser muy bajo y a veces difícil de detectar en los ambientes que no han recibido el impacto de hidrocarburos. Por lo tanto, el número de bacterias degradadoras de hidrocarburos (BDH) se utiliza como índice de este tipo de contaminación. Las determinaciones químicas ofrecen valores instantáneos (aquí y ahora), las poblaciones microbianas, eslabones clave en los ciclos biogeoquímicos de un ecosistema, ponen de manifiesto el impacto del contaminante y ofrecen un panorama más amplio en el tiempo.

En la figura 6 se muestran el número de BDH en muestras de sedimentos obtenidas de las cinco estaciones, entre junio de 2003 y mayo 2004.

En todos los sitios de muestreo se detectó una cantidad significativa de BDH, lo cual no resulta extraño debido a que todos ellos están situados en una zona de intensa navegación, en las cercanías del puerto de Ingeniero White. Sin embargo, cabe destacar que en la estación 4, correspondiente a la desembocadura de las cloacas de la ciudad de Bahía Blanca, se obtuvieron los recuentos más altos. En esta estación, a diferencia de las demás se observa una menor fluctuación de los valores, indicando un aporte continuo y significativo de hidrocarburos. Las estaciones restantes estarían sujetas a vuelcos ocasionales y al aporte generado por la deriva de sedimentos contaminados provenientes de los puertos, de las cloacas y pluviales de Bahía Blanca.

FIGURA 6. Recuento de bacterias degradadoras de hidrocarburos por gramo de sedimento



CONCLUSIONES

Los resultados ponen en evidencia el importante impacto del volcado de efluentes cloacales insuficientemente tratados, sobre el área estudiada del Estuario de Bahía Blanca. Esta situación genera una acumulación de contaminantes biológicos y químicos en los sedimentos, los cuales pueden transformarse en reservorios de microorganismos potencialmente peligrosos. Existiendo la probabilidad de que sean resuspendidos a la columna de agua, por condiciones meteorológicas o por actividades de dragado. De persistir esta situación se pone en riesgo no sólo el ecosistema, sino también la salud de la población que utiliza la zona con distintos fines.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Baldini M. 1998. Evaluación del grado de deterioro de un ambiente estuarino afectado por el volcado de efluentes cloacales crudos. Tesis doctoral. Biblioteca UNS.
- Baldini M.D. y Cabezalí C.B. Distribución de E.coli en aguas del estuario de bahía Blanca. Rev. Lat-amer. Microbiol. 30: 229-234. 1988.
- Cabezalí y Cubitto M.A. Detección bacteriológica de contaminación por petróleo en el estuario de bahía blanca. Rev.Arg. Microbiol. 22:167-174.1990.
- Mills A.L., Breuil C. y Colwell R.R. Enumeration of petroleum degrading marine and estuarine microorganisms by the most probably number method. Can.J. Microbiol. 24: 552-557. 1978