



Programa: Monitoreo de Cuerpos Receptores

Subprograma: Estuario de Bahía Blanca

Objetivos del Subprograma: Mantener un sistema de vigilancia de la calidad ambiental del Estuario. Disponer de un sistema de información de los aspectos químicos, físicos, biológicos, microbiológicos y de impacto ambiental para la preservación de la calidad ambiental del Estuario de Bahía Blanca.

Período: Enero a Diciembre de 2016



Resumen del Plan de Trabajo

En la siguiente tabla se detallan las tareas desarrolladas para este subprograma, que se han dividido en dos grandes secciones según se estudie el estuario en si o los afluentes al mismo:

Tareas	
ESTUARIO DE BAHIA BLANCA	
1. Programa de Monitoreo de la Calidad Ambiental del Estuario de Bahía Blanca.....	03
2. Estudio Ecotoxicológico del Estuario.....	16
3. Bioindicadores Costeros: Ostras.....	20
MONITOREOS DE APORTES NO INDUSTRIALES	
1. Monitoreo de Arroyos.....	35
2. Monitoreo de la Descarga Cloacal 3 ^{ra} Cuenca.....	39
3. Evaluación del Impacto Bacteriológico de la Descarga Cloacal de la 3 ^{ra} Cuenca en la Zona Interna del Estuario	43
ANEXO.....	48

Estuario de Bahía Blanca

1 Programa de Monitoreo de la Calidad Ambiental del Estuario de Bahía Blanca 2015-2016

Como en años anteriores, el Monitoreo del Estuario de Bahía Blanca, se lleva a cabo en el marco del Programa de Monitoreo de la Calidad Ambiental de la Zona Interior del Estuario de Bahía Blanca, diseñado a partir del Convenio entre la Municipalidad de Bahía Blanca y el Instituto Argentino de Oceanografía (IADO – CONICET / UNS).

En el último Programa Integral de Monitoreo (PIM 2015) se había informado del avance de las tareas llevadas a cabo durante ese año, las cuales se extendieron hasta marzo del 2016 y estuvieron relacionadas con: 1) Aspectos biológicos de cuatro especies de peces del estuario de Bahía Blanca; 2) Microbiología de la zona interna del estuario; 3) Comunidades bentónicas asociadas a las zonas portuarias del estuario; y 4) Caracterización química de la zona interna del estuario.

Durante el primer semestre del 2016 continuaron las campañas del IADO y a mediados del año, habiendo concluido las tareas de muestreo con el IADO y estando éste en proceso de elaboración de informes, el CTE realizó dos muestreos conjuntamente con el Consorcio de Gestión del Puerto de Bahía Blanca para darle continuidad a los parámetros fisicoquímicos en agua y sedimentos del estuario.

En estos muestreos, realizados en los meses de agosto y octubre todos los resultados fisicoquímicos en agua del estuario (pH, turbidez, Oxígeno disuelto, temperatura y salinidad) se encontraron dentro los valores medios históricos para este ambiente.

También se analizaron las concentraciones de metales en agua y sedimentos, hallándose las mismas dentro de los valores medios históricos reportados.

El Informe Final 2015-2016 realizado por el IADO en el marco del convenio, se encuentra publicado en la página del Comité Técnico Ejecutivo (CTE) de la Municipalidad de Bahía Blanca (<http://www.bahia.gob.ar/subidos/cte/informes/Informe-FINAL-Monitoreo-2015-2016.pdf>), a continuación se transcriben las principales conclusiones, para cada una de las actividades descriptas. Se aclara que las referencias bibliográficas citadas se encuentran en el Informe Final 2015-2016.

1.1 Aspectos biológicos de cuatro especies de peces del estuario de Bahía Blanca

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

En esta oportunidad la proporción de animales muestreados entre sitios de muestreo fue semejante. La captura representativa de cada una de las especies de peces estudiadas, por sitio de muestreo y fecha de captura, fue la esperada.

Existen antecedentes de la alimentación de las cuatro especies de peces estudiadas en el presente, que permiten realizar comparaciones de la dieta y observar la existencia o no de variaciones en de cada una de ellas. La saraquta *Ramnogaster arcuata* fue obtenida en el Canal del Embudo durante el período julio 1988-agosto 1989 (Lopez Cazorla y Tejera 1995) y en Puerto Galván durante el período septiembre 2005-agosto 2006 (Lopez Cazorla *et al.* 2011). Los juveniles de corvina rubia *Micropogonias furnieri* fueron capturados en el Canal del Embudo durante el período marzo 2000- febrero 2001 (Sardiña y Lopez Cazorla 2005 a). Los juveniles de pescadilla de red *Cynoscion guatucupa* fueron muestreados en el Canal del Embudo durante abril 1991-mayo 1993 (Lopez Cazorla, 1996) y durante el período marzo 2000-febrero 2001(Sardiña y Lopez Cazorla 2005 b). El gatuzo *Mustelus schmitti* fue obtenido a la altura de la boya 17 y en el Banco Laborde, próximo al Canal del Embudo, durante el período 1979-1984 (Lopez Cazorla, 1987).

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

La comparación de la dieta entre los sitios, si bien ésta estuvo compuesta por los mismos ítems presa, se observó una diferencia en la importancia relativa de cada uno de ellos. En Canal del Embudo las presas más importantes fueron los copépodos, principalmente *Labidocera fluviatilis* y *Acartia tonsa*, seguidos por decápodos y dentro de ellos Megalopas. En Puerto Galván se observó la tendencia inversa, donde el misidáceo *Arthromysis magellanica* fue la presa más importante seguido por el copépodo *Acartia tonsa*. Los restantes ítems tuvieron una baja importancia en ambos sitios, representando en conjunto menos del 10% de IR (IR= 1,3).

El análisis de la composición de la dieta de la saraquta por clase de talla evidenció variación con el aumento de la talla en ambos sitios y campañas de muestreo. Con respecto a períodos anteriores, el espectro trófico de la saraquta ha presentado variaciones, principalmente en Canal del Embudo.

En corvina rubia, IR total para juveniles y adultos fue 1,67 y 0,42 respectivamente. Los juveniles presentaron un IR similar en ambos sitios (Puerto Galván IR= 1,70 y Canal del Embudo IR= 1,60). A lo largo del ciclo anual, el IR en Canal del Embudo presentó el mayor valor en las campañas 2 y 4 (agosto y diciembre de 2015), mientras que en Puerto Galván la actividad alimentaria fue más importante desde la campaña 3 hasta la 6 (octubre 2015- abril 2016).

La dieta general estuvo integrada por 22 ítems presa, los grupos más importantes fueron misidáceos, copépodos, poliquetos y decápodos. El número de ítems presa consumidos fue mayor en Puerto Galván que en Canal del Embudo. En éste último, las presas más importantes fueron los copépodos, y dentro de éstos *Acartia tonsa* y *Labidocera fluviatilis* fueron las dos especies más importantes. Los otros dos ítems presas que siguieron en importancia fueron misidáceos *Arthromysis magellanica* y decápodo *Peisos petrunkevitchi*. En Puerto Galván, el misidáceo *Arthromysis magellanica* y el copépodo *Acartia tonsa* fueron las presas más importantes seguidos por poliquetos y decápodos.

El análisis de la composición de la dieta de la corvina rubia por clase de talla evidenció variación con el aumento de la talla en ambos sitios y campañas de muestreo. Con respecto a períodos anteriores, el espectro trófico de la corvina rubia ha presentado variaciones.

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

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

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

El análisis de la composición de la dieta de la pescadilla de red, por clase de talla, evidenció variación con el aumento de la talla en ambos sitios y campañas de muestreo. Con respecto a períodos anteriores, el espectro trófico de la pescadilla de red ha presentado variaciones.

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

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

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

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

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

1.2 Microbiología de la zona interna del estuario

Al igual que en estudios anteriores, en la mayoría de los sitios de muestreo se detectó una cantidad significativa de bacterias degradadoras de hidrocarburos (BDH), alcanzando o superando en promedio recuentos de 104 por gramo de sedimento seco. Los altos recuentos de un grupo fisiológico especializado en la utilización de hidrocarburos como fuente de carbono y energía, alertan sobre la existencia de vuelcos crónicos en el sector muestreado y su acumulación en los sedimentos.

En el presente estudio se observó una tendencia diferente en la distribución de los valores con respecto a estudios previos, que indican mayor acumulación de hidrocarburos en el área de muestreo más externa, influenciada por la descarga cloacal, el puerto de Ingeniero White y Puerto Galván. Asimismo, los resultados ponen en evidencia que el aumento en el número de bacterias indicadoras de contaminación fecal en aguas y sedimentos, se registra en las áreas de mayor intervención antrópica (desembocadura de las cloacas) pero también en la zona de influencia de alguno de los afluentes que vuelcan sus aguas al estuario como el arroyo Napostá y el canal derivador Maldonado.

Escherichia coli es una bacteria utilizada ampliamente como indicadora de contaminación fecal. La bacteria *E. coli* en la zona de estuario estudiada, sigue una tendencia similar en agua y sedimentos, si bien se detecta una propensión a la acumulación en estos últimos que en general es de un orden de magnitud superior a la columna de agua del mismo lugar. Al igual que en estudios anteriores, las mayores densidades de *E. coli* en aguas y sedimentos se registran en las

zonas afectadas por la influencia de los volcados cloacales: en las estaciones CLO (en cercanías de la cloaca máxima de Bahía Blanca) y 3^aC (ubicada en el área de influencia de la Planta de Tratamiento para la 3^a Cuenca).

En términos generales, los promedios de los recuentos de las bacterias heterótrofas de origen marino en las distintas estaciones de muestreo mantienen la misma tendencia y abundancia (en órdenes de magnitud) que los registrados en muestreos de años anteriores. Los recuentos de bacterias heterótrofas terrestres en la estación M (próxima a la desembocadura del canal Maldonado) tiene un desvío mayor que el resto, esto podría deberse a que está sufriendo la influencia del canal derivador Maldonado, que debido a las copiosas lluvias podría estar arrastrando materia orgánica disuelta y bacterias. Estos resultados alertan sobre la existencia de vuelcos en el sector muestreado y su acumulación en los sedimentos. En el presente estudio se observó una tendencia diferente, en relación a estudios anteriores, en cuanto a la distribución de los valores, representada por un incremento de BDH en la zona más externa con respecto a la interna. En estudios anteriores los valores se incrementaban hacia las estaciones más internas.

1.3 Comunidades bentónicas

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

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

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

1.4 Química Marina

Parámetros Fisicoquímicos Y Nutrientes

Los valores de los parámetros físico-químicos evaluados estuvieron en el mismo orden que los determinados históricamente para esta zona. Las concentraciones de oxígeno disuelto fueron altas

en primavera, con valores de sobresaturación en muchos casos, y relativamente bajas en verano, siendo consistentes con los correspondientes valores históricos.

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

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

La concentración de los nutrientes inorgánicos disueltos durante todo el período muestreado fue de 1,77 ± 1,27 µmol NO₂- L⁻¹, 16,99 ± 22,76 µmol NO₃- L⁻¹, 28,27 ± 29,39 µmol NH₄+L⁻¹, 3,89 ± 6,07 µmol FRS L⁻¹ y 76,43 ± 37,03 µmol DSi L⁻¹. Las menores concentraciones promedio de nitrito, nitrato, fosfatos y silicatos se detectaron en septiembre de 2015, mientras que, las mayores concentraciones promedios para estos mismos analitos se detectaron en la campaña de marzo de 2016. En cambio, el amonio presentó los menores valores promedio en diciembre de 2015 y las mayores concentraciones promedio en junio de 2015.

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

Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos

En todos los casos se hallaron concentraciones detectables de PAHs en sedimentos, la media de concentraciones para el área en estudio fue de 231,2 ppb (n= 24, peso seco), con un mínimo de 29 ppb, p.s. (concentración media 3^aC) y un máximo de 628 ppb, p.s. (concentración media PC). Los compuestos registrados en mayor concentración fueron Fluoranteno, Fenantreno y Naftaleno y

los más frecuentes: Naftaleno > Acenaftileno, 2-Me-Naftaleno, Acenafteno, Criseno. En términos cuantitativos, la concentración media de PAHs para el área de estudio fue ligeramente superior al muestreo inmediato anterior (2014-2015, 203 ppb); sin diferencias estadísticas significativas. Por otro lado, se mantuvo tanto el patrón de compuestos mayoritarios como el registro de estaciones que evidencian mayores concentraciones de PAHs (CLO, cPG y PC); esto es un indicio sólido de la presencia de aportes crónicos de similar origen para dichas estaciones.

Tomando esto en consideración, los resultados del presente informe evidenciaron la existencia de un nivel dinámico de impacto por PAHs, definido por valores bajos a moderados, los cuales son esperados para el tipo de presión antrópica en la zona; sin embargo también se evidenciaron aportes ocasionales de niveles altos de PAHs (CLO, junio de 2015; PC, septiembre de 2015).

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

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

Considerando todas las especies y tallas, la variable Total PAHs (sumatoria de las concentraciones de 17 compuestos analizados) evidenció un valor medio de 35,8 ppb (peso húmedo, n=60, SD= 51,5 ppb), variando entre el valor "no detectable" (<0,01 ppb; N.D.) y un máximo de 325,17 ppb.

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

Saraquita fue la especie más impactada por la presencia de PAHs, repitiendo el patrón hallado en el estudio anterior. En términos generales, incluyendo todas las especies estudiadas, los juveniles acumularon más contenido de PAHs que los adultos. El 95% de las muestras se hallaron dentro de los niveles de seguridad o screening. En cuanto a las tres excedencias registradas para dichos niveles, correspondieron a dos juveniles de corvina obtenidos de PG y un juvenil de saraquita obtenido de CE, todos incluidos en el muestreo de junio de 2015.

Por lo tanto, en lo concerniente a la presencia de los 17 PAHs analizados en tejido de peces, se concluye que para las especies y período estudiado los niveles de riesgo tóxico en el consumo de peces por parte de estos compuestos se mantuvieron dentro de los niveles de seguridad.

Compuestos Organoclorados

En la gran mayoría de los casos analizados (24 muestras de sedimentos superficiales del estuario) los valores de compuestos organoclorados (OCs) fueron nulos o inferiores al límite de detección del método analítico empleado, y en los escasos casos en los que fueron detectables (siempre

ligados a las estaciones CLO, próxima a la descarga de la cloaca de Bahía Blanca, y pCG) los valores registrados fueron extremadamente bajos. Esto permite sostener que no se ha producido acumulación de OCs en los sedimentos del estuario durante el período que se informa.

Los valores de OCs determinados en los tejidos de las cuatro especies estudiadas durante este período demuestran que el nivel de OCs en el estuario es muy bajo, y prácticamente no hay acumulación de estos compuestos en los peces analizados. Por el mismo motivo no hay diferencias significativas entre ejemplares de ambos sitios muestreados. En los casos en que los valores fueron detectables, siempre resultaron muy bajos y estuvieron muy lejos de los considerados críticos en ambientes de este tipo.

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

Metales Disueltos

Las concentraciones de Cadmio disuelto nunca fueron superiores a las concentraciones crónicas y agudas críticas, aunque si superiores a los niveles background (según la USEPA). Ninguna de las concentraciones fue superior a la estipulada por el Decreto Reglamentario 831/93 de la Ley 24.051 (*Niveles guía de calidad de agua para protección de la vida acuática. Aguas saladas superficiales*). A pesar de los bajos valores, éstos continúan indicando que se producen ingresos al sistema estuarial y por ello la importancia de continuar monitoreando. Los valores de Cd disuelto son menores a los determinados en el monitoreo anterior (excepto en CLO), pero todos siguen siendo más grandes de los correspondientes a los monitoreos entre 2002-2010.

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

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

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

Las concentraciones de Cromo disuelto variaron tanto entre estaciones como entre campañas, aunque la diferencia fue más evidente en las campañas de junio y diciembre 2015 los sitios más

internos del estuario (M, 3ªC y PC) fueron los que presentaron mayores concentraciones. Considerando todo el periodo de muestreo los valores estuvieron entre menores al LDM y un máximo de 32,17 µg/L.

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

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

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

Metales en Sedimentos

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

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

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

ninguno de los sitios el valor medio fue superior al valor medio obtenido para el periodo 2013-2014.

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

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

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

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

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

Metales en Peces

Metales en saraquita. En Puerto Galván el Cd siempre dió por debajo del LDM (límite de detección de la metodología). Para el Pb un solo valor en las clases I (CI) y II (CII) siendo en esta

última la concentración (0,278 µg/g) 4 veces mayor que en CI, mientras que el resto de los pooles y todos los correspondientes a la clase III (CIII) dieron <LDM. El Hg con valores detectables en una campaña para CI, en dos de las 3 campañas CII y en los 3 pooles de CIII en una campaña, presenta en término de valores promedios 0,0525, 0,0365 y 0,0483 µg/g respectivamente. Respecto al Cu con valores detectables en todas las campañas y pooles para las tres clases muestra valores promedios iguales a CI: 0,46 µg/g; CII: 0,30 µg/g y CIII: 0,40 µg/g; pudiendo en base a esto suponer una disminución hacia los organismos más grandes. El Cr presenta claramente una concentración mucho más grande en los pooles de CI (valor medio 1,85 µg/g). Las concentraciones de Ni fueron muy bajas con valores promedios entre 0,061 µg/g (CII) y 0,126 µg/g (CI), y con varios de los pooles analizados <LDM. Finalmente el Zn presentó una tendencia similar al periodo 2013-2014 aunque mucho menos evidente, es decir una disminución en la concentración para los organismos de mayor talla.

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

Metales en corvina. En Puerto Galván para el Cd todas las determinaciones fueron <LDM. El Pb sólo dio un valor detectable en un pool de 250 individuos (0,059 µg/g) para CI; para los juveniles de CII 2 valores detectables (promedio 0,019 µg/g) y CIII nuevamente un solo pool presentó valor detectable (n=40; 0,025 µg/g); en ninguno de los adultos la concentración fue >LDM. En el caso del Cu, de los 30 pooles evaluados uno solo dio no detectable y ello ocurrió con uno de los 2 adultos, indicando una tendencia a disminuir en las tallas más grandes. El Cr en solo uno de los pooles de CI dio <LDM, mostrando una tendencia a aumentar de clase I a la II y luego disminuir hacia los individuos adultos. El Ni muestra un comportamiento similar al Cr aunque con valores

más bajos y con menos diferencia entre las clases juveniles CII y III. Finalmente el Zn mostró una clara tendencia a disminuir desde la clase juvenil más chica hasta la más grande, con concentraciones aun menores en los adultos (valores promedios CI: 13,22; CII: 11,88; CIII: 5,73 y Adultos: 2,83, todos en $\mu\text{g/g}$).

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

Metales en pescadilla. En Puerto Galván en Cd solo un valor detectable en CIII, Pb no detectado en ninguno de los pooles, Hg con valores semejantes entre las clases juveniles (promedios 0,037; 0,049 y 0,041, $\mu\text{g/g}$) y valores altos en los adultos con una concentración media igual a 0,154 $\mu\text{g/g}$. La distribución del Cu fue como ya la descrita para otros ejemplares, disminución a medida que aumenta la talla de los juveniles e incluso en adultos. Cr similar al Cu, pero con la diferencia que en los Adultos ese valor fue de 0,268 $\mu\text{g/g}$, es decir aumentando nuevamente. El Ni por su parte presentó una distribución entre clases y adultos en promedio igual a 0,063 $\mu\text{g/g}$ CI, 0,198 $\mu\text{g/g}$ CII; 0,138 $\mu\text{g/g}$ CIII y 0,020 $\mu\text{g/g}$ Adultos). Nuevamente el Zn se distribuye con una tendencia a disminuir sus concentraciones desde la tallas menores hacia las tallas más grandes, siendo las concentraciones obtenidas iguales a CI: 9,29 $\mu\text{g/g}$; CII: 6,45 $\mu\text{g/g}$; CIII: 5,65 $\mu\text{g/g}$ y Adultos: 2,86 $\mu\text{g/g}$.

En Canal del Embudo las tendencias fueron: Cd<LDM en las 28 muestras analizadas, Pb con valores detectados solo en los ejemplares adultos (valor promedio 0,081 $\mu\text{g/g}$), Hg no detectable en los pooles de CI, y con valores promedios de 0,023 $\mu\text{g/g}$; 0,010 $\mu\text{g/g}$ y 0,344 $\mu\text{g/g}$ para CII, CIII y Adultos, respectivamente (en estos últimos con un rango desde 0,09 a 0,50 $\mu\text{g/g}$), el Cu con concentraciones promedios iguales a 0,514 $\mu\text{g/g}$ para CI, 0,299 $\mu\text{g/g}$ para CII, 0,212 $\mu\text{g/g}$ para CIII y 0,288 $\mu\text{g/g}$ para Adultos, mostrando una disminución opuesta al rango de tallas, pero con el valor promedio para adulto casi igual al de CII. Las concentraciones medias de Cr también disminuyen a medida que aumenta el rango de tallas e incluso en los adultos (CI: 1,132 > CII: 0,724 > CIII: 0,546 > Adultos 0,250, todos en $\mu\text{g/g}$) con rango total entre 0,042 y 3,153 $\mu\text{g/g}$. El Ni

aumenta en términos de valores medios desde las clases juveniles más pequeñas hasta los ejemplares adultos (0,056, 0,090, 0,116 y 0,150 $\mu\text{g/g}$, respectivamente). Las concentraciones promedios de Zn disminuyeron en las clases juveniles a medida que aumenta el rango de tallas (CI: 8,092 $\mu\text{g/g}$; CII: 4,523 $\mu\text{g/g}$ y CIII: 2,834 $\mu\text{g/g}$) mientras que en los adultos vuelve a incrementarse (4,122 $\mu\text{g/g}$); esto último podría explicarse por la variabilidad obtenida en los 9 ejemplares de adultos analizados.

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

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

2 Estudio Ecotoxicológico del Estuario

Los ensayos ecotoxicológicos tienen la finalidad de evaluar el comportamiento ecológico de organismos expuestos a una variación en el medio. Las microalgas, como componentes del fitoplancton, constituyen el grupo de productores primarios indispensables en todos los ecosistemas acuáticos, ya que determinan la productividad de los mismos y sustentan el desarrollo de los restantes eslabones de la cadena trófica. Por ello, resulta fundamental evaluar los potenciales efectos ecotoxicológicos sobre este grupo de organismos. Siendo la tasa de crecimiento una respuesta sensible y fácil de monitorear, se puede evaluar dicha respuesta como un indicador del estrés al cual podrían estar sujetas las poblaciones de microalgas.

En el 2015, comenzaron los trabajos del proyecto "[Evaluación de la ecotoxicidad del agua y sedimento en la zona interna del estuario de Bahía Blanca](#)" a realizar mediante un convenio firmando entre la Municipalidad de Bahía Blanca y el IADO. El objetivo es analizar la respuesta de las microalgas fitoplanctónicas expuestas a muestras de agua y elutriado del sedimento del estuario de Bahía Blanca y evaluar la ecotoxicidad de las mismas a través de bioensayos.

Para ello se plantearon los siguientes objetivos específicos:

A. Desarrollo y estandarización de metodologías para la realización de bioensayos:

- Puesta a punto de técnicas de aclimatación a aguas estuariales de microalgas bajo condiciones controladas de laboratorio.
- Evaluación y selección de método adecuado para la obtención del elutriado de sedimento.
- Selección y supervisión de técnicas apropiadas para la realización de los bioensayos.
- Selección de parámetros representativos de la respuesta de las microalgas durante los bioensayos.

B. Determinación de la ecotoxicidad del agua y elutriado del sedimento del estuario de Bahía Blanca mediante bioensayos con microalgas:

- Evaluar la toxicidad de muestras de agua y elutriado del sedimento sobre dos microalgas planctónicas.
- Analizar la dinámica de crecimiento y el estado fisiológico de las dos microalgas como indicadores de ecotoxicidad.
- Identificar sitios y momentos sensibles relacionados con la variabilidad climática, actividad industrial, etc. que pudieran requerir intervención y/o manejo en futuros programas de gestión.

2.1 Metodología

Para la evaluación de ecotoxicidad se realizaron bioensayos con agua y elutriado de sedimento, muestreados en la zona interna del estuario de Bahía Blanca comparados con agua y elutriado de sedimento de una zona prístina, utilizando para los test a dos microalgas: una verde (Chlorophyta), *Tetraselmis suecica* (Kyllin) Butcher y otra diatomea (Bacillariophyta), *Nitzschia* aff. *kuetzingioides* Hustedt.

Cada bioensayo duró 96 horas, cada 24 horas de exposición de los cultivos algales a los dos tratamientos, se midieron las siguientes variables:

- densidad celular de las especies de microalgas seleccionadas mediante recuentos con cámara de Neubauer, bajo microscopio óptico; con lo que se estimó la tasa de crecimiento de la población algal expresada (d^{-1}).
- concentración de clorofila "a" (expresada en mg clorofila *a* /ml) de las especies de microalgas seleccionadas mediante el empleo de un espectrofluorómetro, con lo que se estimó el estado fisiológico de la población.

Los bioensayos se realizaron de acuerdo a la EPA^{1y2} y el ASTM³. La metodología y procedimientos se detallan en el informe final presentado y publicado en la página web de la municipalidad: <http://www.bahia.gob.ar/subidos/cte/informes/Informe-FINAL-Ecotoxicidad-2015-2016.pdf>

2.2 Muestreo

Se realizó el cuarto y último muestreo trimestral, en las seis estaciones establecidas en el programa de monitoreo que realiza el IADO-CTE, coincidentemente con la cuarta campaña de muestreo de química.

2.3 Resultados

Los resultados de los bioensayos se detallan en informe final presentado por el IADO, el cual está publicado en la página web de la municipalidad donde se pueden consultar abiertamente: <http://www.bahia.gob.ar/subidos/cte/informes/Informe-FINAL-Ecotoxicidad-2015-2016.pdf>

Del análisis de los mismos se presentan como puntos sobresalientes:

¹ U.S.EPA -United States Environmental Protection Agency- 2012. Ecological effects test guidelines. OPPTS 850.4500: Algal toxicity. EPA 712-C-006.

² U.S.EPA -United States Environmental Protection Agency- 1996. Ecological effects test guidelines OPPTS 850.1000: Special considerations for conducting aquatic laboratory studies. EPA 712-C-96-113.

³ ASTM -American Society of Testing and Materials- 2004. E 1218-04, Standard guide for conducting static toxicity tests with microalgae, ASTM International, West Conshohocken, PA 19428-2959, United States. 14 pp.

En los ensayos **control** con ambas especies de microalgas, la densidad de individuos y el contenido de clorofila *a* siempre presentaron regresiones positivas significativas, lo cual resulta esperable ya que el contenido de clorofila *a* es un estimador de la biomasa celular.

En los bioensayos con tratamiento **no control**, en algunas oportunidades principalmente cuando la densidad de organismos fue baja (tres primeros muestreos), se observó una falta de regresión entre estas dos variables, esto podría indicar una sensibilidad en el estado fisiológico de las microalgas. Esta situación fue más frecuentemente observada en los bioensayos en agua y fundamentalmente en elutriado del sedimento de las estaciones E1 (CLO) y E6 (PC), a excepción del muestreo de septiembre donde se manifestó en todos los sitios coincidentemente con el registro más bajo de nutrientes.

Esta falta de regresión de datos también se pudo observar en muchos casos entre las curvas obtenidas al graficar los valores de los recuentos celulares y los valores de clorofila "a".

El contenido de clorofila "a" es más sensible al efecto de contaminantes en comparación con el número de células ya que depende directamente del contenido de elementos biogénicos en el agua.

2.4 Conclusiones

Del análisis de los resultados surgen entre otras, las siguientes consideraciones:

- Las especies de microalgas seleccionadas resultaron adecuadas para estos bioensayos, además cada una presentó distinto patrón de crecimiento con lo cual las valoraciones realizadas adquieren mayor relevancia ecológica.
- La falta de regresión entre la concentración de clorofila *a* y la densidad de individuos coincidió con situaciones de baja densidad de individuos.
- los factores que afectan al crecimiento poblacional estarían también influyendo sobre el estado fisiológico de las microalgas.
- La tasa de crecimiento poblacional de ambas especies de microalgas en los bioensayos en agua y elutriado del sedimento en E1 (CLO) y E6 (PC) se vio afectada negativamente respecto al control.
- El bajo contenido de nutrientes de las muestras de primavera podría asociarse a una disminución de la tasa de crecimiento poblacional. Y una alta concentración de los mismos en el muestreo de marzo siguiente, coincide con el aumento de todas las variables relacionadas con el crecimiento (densidad, clorofila "a" y tasa de crecimiento) en todos los bioensayos. La respuesta de las microalgas sugiere una alta capacidad de restauración integral del sistema.



- Las alteraciones morfológicas observadas podrían reflejar una situación puntual de estrés ambiental de tipo físico o químico que ameritan una mayor profundización de los estudios para detectar los efectos de los contaminantes individuales y múltiples y sus efectos sinérgicos adicionales, con el fin de conformar una herramienta fiable para la evaluación de calidad de la masa de agua del estuario.
- Los sitios de muestreo E1 (CLO) y E6 (PC) representan sitios más sensibles que requerirían especial atención en futuros programas de gestión ambiental. Sin embargo, en los restantes sitios de muestreo también se observaron alteraciones en el crecimiento y estado fisiológico de las microalgas que podrían estar asociados con situaciones de vertidos puntuales de sustancias contaminantes y por lo tanto se recomienda continuar con la evaluación.

3 Bioindicadores costeros: Ostras

Los moluscos bivalvos son organismos filtradores y se alimentan de organismos planctónicos, bacterias, protozoos, una gran variedad de fitoplancton y materia orgánica e inorgánica. Por estos motivos pueden constituirse en bioacumuladores de sustancias tóxicas, como metales, agroquímicos, hidrocarburos, fitotoxinas, bacterias y virus potencialmente peligrosos para el hombre. Aunque la bioacumulación de microorganismos es pasiva (virus y bacterias no se multiplican en el interior del organismo) y muchas veces inocua para los moluscos, los microorganismos se pueden acumular en diferentes órganos y tejidos del bivalvo donde permanecen estables durante largos períodos de tiempo. Muchos moluscos son consumidos crudos o poco cocidos y en consecuencia los microorganismos pueden llegar viables a los consumidores siendo capaces de producir enfermedad⁴.

La ostra del Pacífico, *Crassostrea gigas* nativa de Japón, Corea, China y Rusia ha sido introducida en muchos ecosistemas costeros del mundo con fines de cultivo debido a su rápido crecimiento y su tolerancia a un amplio rango de condiciones ambientales. Este molusco genera más del 90% de la producción mundial de ostras (FAO, 2010)⁵, por lo cual el cultivo comercial se ha convertido en su principal vía de dispersión. En Argentina es una especie exótica, en 1981 fue introducida en Bahía Anegada (Provincia Buenos Aires) con fines de acuicultura atendiendo el mercado interno sustituyendo las importaciones, desde donde se ha expandido. En 2010, Dos Santos y Fiori⁶, reportan por primera vez la presencia de *C. gigas* en el estuario de Bahía Blanca a partir de entonces se la ha hallado cada vez con mayor frecuencia y hoy ya está ampliamente distribuida en casi cualquier sustrato duro sumergido.

Los organismos reguladores de la calidad de los alimentos establecen valores límites de metales pesados y microorganismos presentes en moluscos que aseguran la calidad para su consumo. Entre los microorganismos se regula la presencia del principal indicador de contaminación, *Escherichia coli*, y de patógenos como *Salmonella* spp. y *Vibrio* spp. El género *Vibrio* está constituido por bacterias Gram-negativas que forman parte de la microbiota natural de los estuarios y zonas costeras de todo el mundo y se encuentran en altas densidades en el ecosistema marino tanto en aguas, sedimentos como en gran variedad de pescados y mariscos^{7y8} y han sido

⁴ COSTAGLIOLA M, MALASPINA A, GUERRERO R, MA D, ODIZZIO M, ABELEND A y De Kereki C. 2000. Estudio de la presencia de *Vibrio cholerae* en la Zona Común de Pesca Argentina-Uruguay. Período 1992-1996. Frente Marítimo, 18: 53-58.

⁵ FAO Fisheries Global Information System. 2010. Species fact sheets. *Crassostrea gigas* (Thunberg, 1793). <http://www.fao.org/fishery/species/3514/en>.

⁶ Dos Santos EP y Fiori SM. 2010. Primer registro sobre la presencia de *Crassostrea gigas* (Thunberg, 1793) (Bivalvia: Ostreidae) en el estuario de Bahía Blanca (Argentina). Comunicaciones de la Sociedad Malacológica del Uruguay, 9: 245 – 252.

⁷ LARA RJ, NEOGI SB, ISLAM MS, MAHMUD ZH, ISLAM S, PAUL D, DEMOZ BB, YAMASAKI S, NAIR GB y KATTNER G. 2011. *Vibrio cholerae* in waters of the Sunderban mangrove: relationship with biogeochemical parameters and chitin in seston size fractions. Wetlands Ecology Management, 19: 109–119.

⁸ JOHNSON CN, BOWERS JC, GRIFFITT KJ, MOLINA V, CLOSTIO RW, PEI S, LAWS E, PARANJPYE RN, STROM MS, CHEN A, HASAN NA, HUQ A, NORIEA NF, GRIMES DJ y COLWELL RR. 2012. Ecology of *Vibrio parahaemolyticus* and *Vibrio vulnificus* in the coastal and

extensamente estudiados en áreas costeras por su importancia medioambiental como biodegradación de la materia orgánica y regeneración de nutrientes⁹.

En la actualidad, las especies de vibrios clínicamente significativas para humanos están limitadas sólo a 12 que son *V. cholerae*, *V. parahaemolyticus*, *V. mimicus*, *Grimontia* (*Vibrio*) *hollisae*, *V. fluviales*, *V. furnissii*, *V. vulnificus*, *V. alginolyticus*, *Photobacterium* (*Vibrio*) *damselae*, *V. metschnikovii*, *V. cincinnatiensis* y *V. harveyi*¹⁰

El objetivo es evaluar la dinámica del contenido de metales en tejido blando de ostra *Crassostrea gigas* y determinar microorganismos críticos en muestras del estuario.

3.1 Muestreo

Este año se estableció como cronograma de muestreo estacional del estuario: uno finalizando el verano, otro en invierno y por último uno en primavera. En vista de los resultados obtenidos en los análisis microbiológicos, en el muestreo de primavera, se adicionó un sitio más externo al de Ingeniero White en Villa del Mar (próximo a Punta Alta) para analizar la distribución de las variables. En el muestreo del verano además de los sitios del estuario de Bahía Blanca se muestreó una estación prístina alejada del impacto urbano e industrial en el balneario Los Pocitos, en Bahía Anegada, la cual está clasificada por la provincia de Buenos Aires para producción y comercialización de moluscos bivalvos AR-BA 001 según resolución 39/07, por lo tanto es controlada por el SENASA, al contrario de lo que sucede en el estuario de Bahía Blanca que no está clasificado.

3.1.1 Estaciones de Muestreo

Se muestreó en tres muelles del estuario de Bahía Blanca y en una bahía aledaña al mismo. Las estaciones de muestreo se ubican en:

Estaciones del muestreo de ostras			
	Estación	Latitud Sur	Longitud Oeste
G	Ing. White (Club Náutico BB)	38°47'22,83"	62°16'46,58"
H	Gral. Cerri (Puerto Cuatros)	38°45'0,97"	62°22'49,98"
I	Villa del Mar (Club Náutico Punta Alta)	38°51'26,56"	62° 7'2,51"
LP	Bahía Anegada (Balneario Los Pocitos)	40°25'45,78"	62°25'18,45"

estuarine waters of Louisiana, Maryland, Mississippi, and Washington (United States). Applied and Environmental Microbiology, 78:7249-7257.

⁹ THOMPSON JR y POLZ MF. 2006. Dynamics of *Vibrio* populations and their role in environmental nutrient cycling. The biology of vibrios, 13: 190-203. ASM Press, Washington DC.

¹⁰ NISHIBUCHI M. 2006. Molecular identification. The biology of vibrios, 4: 44-64. ASM Press, Washington DC.

A continuación se indican las estaciones de muestreo en dos mapas:



- Mapa del Estuario de Bahía Blanca, indicando las estaciones de muestreo de ostras.



- Mapa ubicando al Balneario Los Pocitos, punto de muestreo considerado como background.

3.1.2 Toma y Procesamiento de Muestras

Los muestreos fueron realizados por personal del Comité Técnico Ejecutivo. Se tomaron muestras de ostras, sedimento y agua asociados a ellas. Al agua se le midió *in situ*, pH, temperatura, conductividad y turbiedad con medidor multiparamétrico HORIBA.

Para realizar los análisis microbiológicos se colectaron muestras de sedimento y agua de mar subsuperficial en frascos plásticos estériles y de ostras en bolsas de nylon estériles. Se transportaron las muestras refrigeradas y se entregaron inmediatamente a personal del laboratorio de microbiología de la UNS.

Las muestras destinadas a determinación de metales se colectaron y guardaron con elementos plásticos y se transportaron refrigeradas hasta el laboratorio del CTE. Allí se midieron las ostras (alto y largo), se separó el material blando de las valvas, se formaron pooles de ostras los que se pesaron y acondicionaron junto al agua y sedimento hasta su derivación.

3.2 Metodología

3.2.1 Biometría

Se realizaron mediciones a las valvas de las ostras muestreadas con calibre milimetrado y se pesaron las muestras de tejido blando junto al líquido intervalvar, con balanza

3.2.2 Metales

Las muestras de ostras, agua de mar y sedimento, fueron derivadas al Laboratorio de Análisis Químico (LANAQUI)–CERZOS/UNS para la determinación de metales pesados en las tres matrices. El tratamiento de las muestras de ostras y las determinaciones se realizaron bajo norma EPA SW-3052, 200.7, SM 3500 y JIS K 0094. Se utilizaron estándares certificados Chem-Lab, Zedelgem B-8210, Bélgica. Los metales a determinar fueron: Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Ni y Zn. Los resultados de metales en tejido blando de ostra, se compararon con los límites de metales considerados como aceptables para el consumo humano en bivalvos, según el Código Alimentario Argentino (CAA) y la resolución SAGPyA 829/2006 del Servicio Nacional de Sanidad Animal de Argentina (SENASA). El SENASA fija como límite de Cadmio, Plomo y Mercurio la concentración en tejido de ostra de 1, 1, y 0,5 ppm respectivamente. Mientras que el Código Alimentario Argentino (Capítulo III, art 156) fija como límites para moluscos bivalvos: Cadmio: 2 ppm, Cobre: 10 ppm, Mercurio: 0,5 ppm, Plomo: 1,5 ppm, Zinc: 100 ppm. Los metales que no están normados en la legislación argentina se los comparó con los límites de la Food and Drugs Administration (FDA)¹¹, como ser el Cromo: 13 ppm y el Níquel: 80 ppm.

¹¹ Food and Drugs Administration (FDA). 1997. HACCP Guidelines. US Department of Health and Human Services, Public Health Service.

3.2.3 Microbiológicos

Las muestras de ostras, agua de mar y sedimento, fueron derivadas al Laboratorio de Microbiología General de la UNS para la determinación de *Escherichia coli* (en las tres matrices), *Enterococcus* (solo en sedimento), *Vibrio* spp (en agua y ostras) y *Salmonella* spp (en ostras).

Los resultados de indicadores fecales en ostras, se compararon con los límites considerados como aceptables para el consumo humano en bivalvos. En Argentina, el SENASA establece en el Decreto 4238/68 (modificatoria del numeral 23.24 en la resolución 829/2006) que los moluscos para consumo humano, para ser comercializadas directamente deben contener menos de 230 *E. coli* por cada 100 grs de carne y líquido intervalvar y ausencia de *Salmonella* spp. en 25 grs. Si bien la normativa para el consumo interno no exige la búsqueda de *Vibrio*, la FDA y la EPA marcan niveles seguros en regulaciones y guías¹², así como varios mercados extranjeros (MINCETUR¹³, 2010) establecen como requisito para la importación de moluscos bivalvos, la ausencia de ciertas especies de *Vibrio* en 30 grs de carne de ostras.

3.2.3.1 *Escherichia coli*

Agua:

Determinación por recuento en placa en el medio de cultivo agar Endo previa recuperación de las bacterias estresadas en agar PCA (plate count agar). La incubación fue durante 48 hs a 44,5° C. Los resultados se expresaron como UFC/100 ml de muestra de agua.

Sedimentos:

Determinación por recuento en placa en el medio de cultivo agar Endo, previa revivificación en PCA. La incubación fue durante 48 h a 44,5° C. Para completar dicha información se determinaron *Enterococcus* spp: recuento en placa en el medio de cultivo agar KF adicionado con 2, 3, 5-cloruro de trifenyltetrazolium. La incubación se llevó a cabo a 37°C por 72 h. Los resultados se expresaron como UFC/g de sedimento seco.

Bivalvos:

Preparación de las muestras, se utilizó la metodología recomendada por la ICMSF¹⁴. Se homogeneizaron 30 grs de carne de molusco y se le adicionó 120 ml de agua peptonada alcalina (APA) para obtener una dilución de 10-1.

¹² Food and Drugs Administration (FDA). 2011. Fish and Fishery Products Hazards and Controls Guidance - Fourth Edition. US Department of Health and Human Services, Center for Food Safety and Applied Nutrition, FDA.

¹³ Ministerio de Comercio Exterior y Turismo (MINCETUR). 2010. Guía de requisitos sanitarios y fitosanitarios para exportar alimentos a la Unión Europea. Lima, Perú. 31p.

¹⁴ International Commission on Microbiological Specifications for Food (ICMSF). 1982. Microorganisms in Food. The International Commission on Microbiological Specifications for Food of the International Association of Microbiological Societies University of Toronto Press, Toronto. 228 pp.

Determinación por recuento en placa en el medio de cultivo agar Endo previa recuperación de las bacterias estresadas en agar PCA. La incubación fue durante 48 hs a 44,5°C. Los resultados se expresaron como UFC/100 grs de muestra de ostra.

3.2.3.2 *Vibrio* spp

Agua:

Se sembraron alícuotas de las muestras de agua en dos erlenmeyers con APA. Se incubaron a 37° y 42°C, a fin de favorecer el desarrollo de una mayor variedad de especies. La incubación se realizó durante 6 a 8 hs. Luego se sembraron en agar TCBS (tiosulfato – citrato – sales biliares – sacarosa) y CHROMagar *Vibrio* (Microbiología, Francia), se incubaron durante 18 ± 1 hs a 37°C. Las colonias crecidas se realslaron en medio no selectivo adicionado con 3% NaCl. Se hicieron las siguientes pruebas bioquímicas: citocromo oxidasa, crecimiento en diferentes concentraciones de NaCl: 0%, 6%, 8% y 10% y TSI.

Bivalvos:

Se efectuaron aislamientos a partir de alícuotas del homogeneizado, preparado según se describió para *E. coli*, en el medio de cultivo TCBS. Se seleccionaron colonias típicas y se procedió a la caracterización bioquímica de las distintas cepas aisladas con las mismas pruebas mencionadas para agua.

3.2.3.3 *Salmonella* sp.

Se sembró en un erlenmayer con 100 ml del caldo base Salmosyst® (MERCK) 10 ml del homogeneizado de ostra preparado para *E. coli*. Este paso es un pre-enriquecimiento no selectivo que tiene la finalidad de lograr la revivificación de las salmonelas lesionadas por las condiciones adversas del ambiente. Se incubó a 37°C durante 24 h. Del crecimiento en el medio Salmosyst®, se tomó una alícuota de 10 ml, se colocó en un tubo estéril y se adicionó una tableta de suplemento selectivo Salmosyst® (MERCK), para incrementar las poblaciones de salmonela y restringir la proliferación de la microbiota competitiva, y se incubó por 24 h a 37 °C. Transcurrido el tiempo de incubación se tomó 1 ml del cultivo del tubo y se realizó la detección presuntiva utilizando Rapid CheK (sensibilidad 1 *Salmonella*/25 ml de muestra). Finalmente se confirmaron los resultados positivos por aislamiento en agar sulfito bismuto (SB) y posterior tipificación bioquímica.

3.3 Resultados

Las mediciones de parámetros fisicoquímicos medidos in situ en agua arrojaron valores normales para el lugar y la época del año, los mismos se presentan en la siguiente tabla:

Período	Lugar	pH (upH)	Temperatura (°C)	Conductividad (mS/cm)	Turbidez (NTU)
Verano	Ing. White	8,2	20,6	51,1	317
	Cuatreros	7,4	20,9	50,5	253
	Los Pocitos	7,9	22,8	53,1	205
Invierno	Ing. White	7,9	13,9	40,6	421
	Cuatreros	8,1	10,9	39,2	saturado
Primavera	Ing. White	8,0	19	50,9	175
	Cuatreros	8,2	18,9	42,3	240
	Villa del Mar	7,9	18,4	49,6	800

Los resultados correspondientes a datos biométricos de las ostras, contenido de metales y análisis microbiológicos del tejido blando de ostras, agua y sedimentos, se presentan en los siguientes apartados.

3.3.1 Datos biométricos

Para generar una base de datos de las ostras que se asientan en el estuario de Bahía Blanca, se toman las medidas y el peso del tejido blando fresco de los individuos muestreados. Los datos biométricos de las ostras colectadas en cada lugar son:

Período	Lugar	Número de individuos/pool	Peso promedio por individuo (grs)	Relación promedio Alto/Largo
Verano	Ing. White	31	7,2	1,44
	Cuatreros	32	6,5	1,3
	Los Pocitos	36	9,85	1,54
Invierno	Ing. White	20	9,1	1,38
	Cuatreros	20	9,8	1,41
Primavera	Ing. White	23	8,5	1,45
	Cuatreros	23	9,9	1,3
	Villa del Mar	22	12,18	1,07

3.3.2 Metales

- Agua

Las ostras filtran el agua que las circundan y los metales disueltos son acumulados en mayor o menor medida en sus tejidos. Este año se incorpora la detección de metales en el agua a fin de estudiar la acumulación de los mismos en cada compartimento del sistema (agua-ostra-sedimento).

Los indicadores de referencia establecidos por la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) en las tablas SQuiRTs¹⁵, se utilizan a fin de realizar comparaciones, estos diferencian dos niveles de exposición a los contaminantes:

- *exposición aguda*: refiere a la concentración promedio para 1 hora de exposición. No existen niveles de concentración de referencia establecidos por la NOAA para períodos de exposición menores a 1 hora.
- *exposición crónica*: refiere a la concentración promedio para 96 horas de exposición (4 días). Tampoco existen niveles de concentración de referencia establecidos por la NOAA para períodos de exposición mayores a 96 horas.

Se determinaron la concentración de metales en el agua de mar lindante a las ostras de ambas estaciones de monitoreo y del sitio "blanco". A continuación se tabulan los resultados expresados en µg/L:

Lugar	fecha	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
LP (Los Pocitos)	verano	0,058	0,11	2,8	0,42	0,21	0,2	1,8
H (Cuatros)	verano	0,082	0,2	15,6	3,640	0,43	0,9	2,5
	invierno	0,079	0,33	4,9	0,150	0,46	0,37	0,19
	primavera	0,092	0,89	5,4	0,360	1,26	0,37	4,03
G (Ing. White)	verano	0,077	0,35	4,5	2,480	0,42	0,8	1,9
	invierno	0,094	0,35	3,0	0,750	0,44	0,36	3,6
	primavera	0,099	0,44	4,5	0,420	0,68	0,34	1,71
I (Villa del Mar)	primavera	0,113	0,42	6,1	0,77	0,76	0,36	2,87
Exposición aguda		40	-	4,8	1,8	74	210	90
Exposición crónica		8,8	-	3,1	0,94	8,2	8,1	81

En todas las muestras de agua se detectó la presencia de los metales analizados.

La concentración de cobre disuelto en el 85% de las muestras del estuario, en los distintos momentos del año fue superior al límite de referencia a exposición crónica de la NOAA, alcanzando el nivel de referencia a exposición aguda en el 57% de las determinaciones. Como se concluyo anteriormente, en el monitoreo del estuario se evidencia un aumento de la concentración de cobre

¹⁵Buchman, M. F. (2008). NOAA Screening Quick Reference Tables. NOAA OR&R Report 08-1 Seattle WA, Office of Response and Restoration Division, National Atmospheric and Oceanic Administration: 34 pages.

disuelto en los últimos años (páginas 203 y 204 del informe <http://www.bahia.gob.ar/subidos/cte/informes/Informe-FINAL-Monitoreo-2015-2016.pdf>). Esta tendencia al aumento se manifiesta también en las zonas de muelles muestreadas en este apartado.

En el muestreo de verano también se detectaron en agua concentraciones de mercurio superiores a los niveles de la NOAA, tanto en Cuatrerros como en Ing. White.

Los demás metales disueltos siempre se detectaron en concentraciones menores a todos los niveles con los que comparamos.

Es oportuno recordar que la presencia de metales disueltos es indicativo de ingreso reciente al sistema, ya que rápidamente estos son transferidos a otros compartimentos donde son más estables (material particulado en suspensión, sedimentos, organismos).

• Sedimentos

Se determinaron los niveles de metales en los sedimentos asociados a las ostras de ambas estaciones de monitoreo y del sitio "blanco".

Al no existir normas o niveles guía de referencia nacionales ni provinciales para sedimentos, se utilizan los indicadores de referencia TEL y ERL establecidos por la NOAA (SQuiRTs) para sedimentos marinos, para hacer comparaciones.

A continuación se tabulan los resultados expresados en ppm de peso seco:

Lugar	fecha	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
LP (Los Pocitos)	verano	<LD	0,82	2,3	<LD	2	2,6	7,2
H (Cuatrerros)	verano	<LD	4,6	11,9	<LD	4,1	2,3	20
	invierno	<LD	3,5	12,2	0,054	6,7	1,4	29,9
	primavera	<LD	3	11,0	<LD	6,5	1,1	28,2
G (Ing. White)	verano	<LD	6,7	19,9	<LD	5,8	13	18,2
	invierno	<LD	3,5	12,2	0,019	6,7	1,3	29,6
	primavera	<LD	2,7	11,0	<LD	6,3	0,9	28,2
I (Villa del Mar)	primavera	<LD	3,6	11,9	0,017	7,1	1,5	33,1
TEL		0,676	52,3	18,7	0,13	15,9	30,24	124
ERL		1,2	81	34	0,15	20,9	46,7	150

Valores promedio correspondientes a 5 réplicas independientes (desvío estándar < 3,5%)

LD= Límite de detección

En las 3 estaciones de monitoreo, y en el blanco se registraron concentraciones detectables de casi todos los metales determinados en sedimentos a excepción de Cd (LD=0,1 ppm) en todos los monitoreos y Hg (LD=0,01ppm) en todas las campañas de verano y de primavera a excepción de Villa del Mar.

En una oportunidad se superó el nivel de protección de la vida acuática “*threshold effects level*” (TEL), propuesto por la NOAA para el cobre.

• Ostras

Se determinaron los niveles de metales en los diferentes pools de ostras, obteniendo los siguientes resultados expresados en ppm de peso húmedo:

Lugar	fecha	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
LP (Los Pocitos)	verano	0,42	0,058	16	0,009	0,104	0,054	28
H (Cuatros)	verano	0,490	0,05	44,0	0,011	0,12	0,055	71
	invierno	0,480	0,04	38,7	<0,010	0,068	0,024	109
	primavera	0,410	0,051	36,7	<0,010	0,069	0,031	125
G (Ing. White)	verano	0,380	0,055	57,0	0,012	0,112	0,058	108
	invierno	0,390	0,048	41,5	<0,010	0,076	0,033	143
	primavera	0,370	0,067	44,1	<0,010	0,076	0,035	167
I (Villa del Mar)	primavera	0,47	0,052	39,6	<0,01	0,048	0,036	78
CAA		2	-	10	0,5	-	1,5	100
SENASA		1	-	-	0,5	-	1	-
FDA		4	13	-	1	80	1,7	-

Los resultados de metales pesados obtenidos en las ostras del estuario de Bahía Blanca, se comparan con los límites nacionales para consumo a modo de referencia.

Puede decirse que los valores de Cd, Hg y Pb se encuentran por debajo del nivel límite apto para el consumo según CAA y el SENASA. Mientras que todos los valores de Cu y casi todos los de Zn superan los indicados en el CAA para alimentos generales art. 156 Res. 1546/95; estos dos metales no fueron considerados en la modificatoria de la Res. N° 12/11 del MERCOSUR 2012. Internacionalmente, la FDA no fija límites admisibles de Cu y Zn para moluscos bivalvos.

Por otro lado el contenido de Cr y Ni no están legislados a nivel nacional y la FDA fija como límite superior admisible en moluscos bivalvos 13 y 80 ppm respectivamente, siendo estas concentraciones mucho mayores a las encontradas en el estuario de Bahía Blanca.

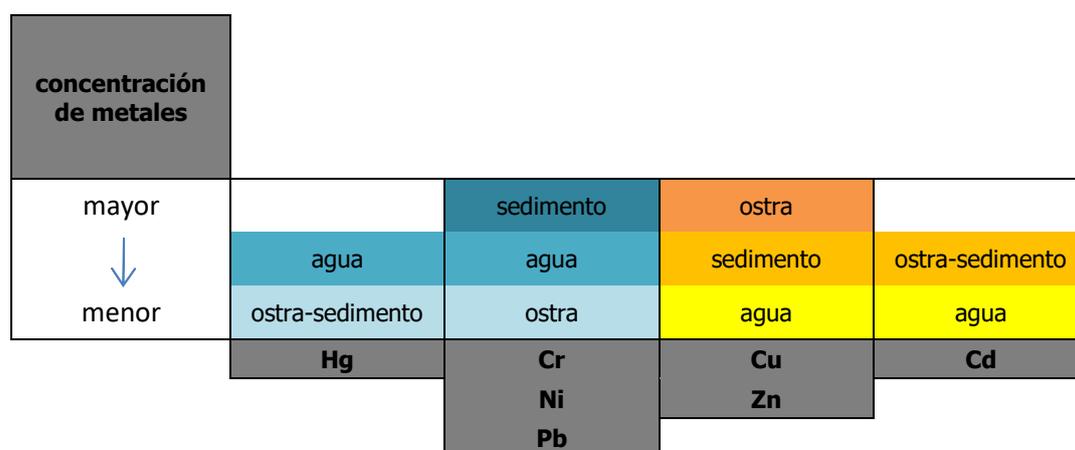
En el ANEXO I-Estuario de Bahía Blanca, páginas 49–53 se presentan los gráficos con los resultados de la concentración de cada metal analizado en el tejido de ostras, en paralelo a los del agua y del sedimento que la circundan.

- **Asociación de cada metal con las distintas matrices**

Se comparó la concentración cada metal entre las distintas matrices, podemos observar una tendencia particular de cada metal a concentrarse en mayor o menor medida en cada matriz.

Con los datos generados desde 2013 se observan dos grandes tendencias o patrones, dependiendo que los metales se concentren en los distintos compartimentos del sistema o matrices.

Se establecen secuencias de concentración decrecientes poniendo arbitrariamente como mínimo la diferencia de un orden de magnitud, entre la concentración de cada matriz comparada. Hay metales que no muestran una tendencia marcada en las tres matrices estudiadas como lo son el Hg y el Cd. A continuación se grafican las secuencias con los correspondientes metales:



Al analizar los resultados de este año junto a los anteriores, vemos que se repite el mismo patrón. Ya con mayor número de datos podríamos establecer una tendencia general del Cu y el Zn a acumularse en las ostras, mientras que el Cr, Ni y Pb lo harían en el sedimento.

- **Comparación entre las concentraciones de metales en tejido blando de ostras del estuario de Bahía Blanca y las publicadas para otros lugares del mundo.**

A fin de conocer como es nuestra situación acerca de los metales pesados en tejido blando de ostras, respecto de las informadas en otros lugares, se realizó una búsqueda bibliográfica, para tener como referencia a otros estuarios y/o ambientes similares al de nuestro estudio.

En la tabla 1 del ANEXO I-Estuario de Bahía Blanca, página 54, se detallan los resultados de algunas de las publicaciones seleccionadas para este análisis comparativo. Al final se puntualiza un promedio mundial para cada metal y los valores aproximados propuestos por Cantillo¹⁶ como indicadores de contaminación en ostras, en un informe de la NOAA (1997) realizado con la base de datos del programa de seguimiento mundial de mejillones, que incluye a las ostras. Debido al origen de estos valores umbrales de contaminación, su uso es útil cuando se los quieren comparar con monitoreos globales. A pesar de ello, para sondear nuestros resultados, los utilizaremos, ya que los únicos datos locales y zonales al respecto son los que a partir de 2013, estamos generando desde el CTE.

Del análisis surgen las mismas consideraciones que se vienen informando desde comienzos del monitoreo en 2013:

- Las concentraciones de los metales detectados en las ostras del estuario de Bahía Blanca no superan los umbrales de contaminación propuestos por Cantillo para la NOAA. En otros lugares del mundo, dicho umbral es superado, y en algunos casos hasta muy ampliamente (ver valores resaltados en negrita de la tabla 2 del ANEXO I -Estuario de Bahía Blanca, página 54).
- La concentración de Cd, Cr, Hg, Ni y Pb en el tejido blando de las ostras muestreadas siempre estuvo por debajo del promedio mundial para ostras.
- La concentración de Zn en Ingeniero White y Cuatreros, y Cu en todas las estaciones de muestreo, están por encima del promedio mundial para ostras. Esto se entiende parcialmente debido a la biología de esta especie que es acumuladora natural de estos metales que le resultan fisiológicamente esenciales. El factor de acumulación es variable entre las especies, a pesar de ser una tendencia general de las ostras, que responde a la concentración de estos metales en el agua y fracción del material en suspensión más fino que pudiese ingresar con el agua a las ostras. El promedio mundial se calcula con los datos registrados mundialmente y cargados en dicha base de datos, la misma cuenta con gran cantidad de registros de Estados Unidos para otra especie de ostra.
- Como se viene señalando, la concentración de un metal no puede descontextualizarse a la hora de evaluar si dicho nivel indica contaminación, ya que las condiciones naturales locales van influir en los niveles base propios y característicos de una comunidad en particular.

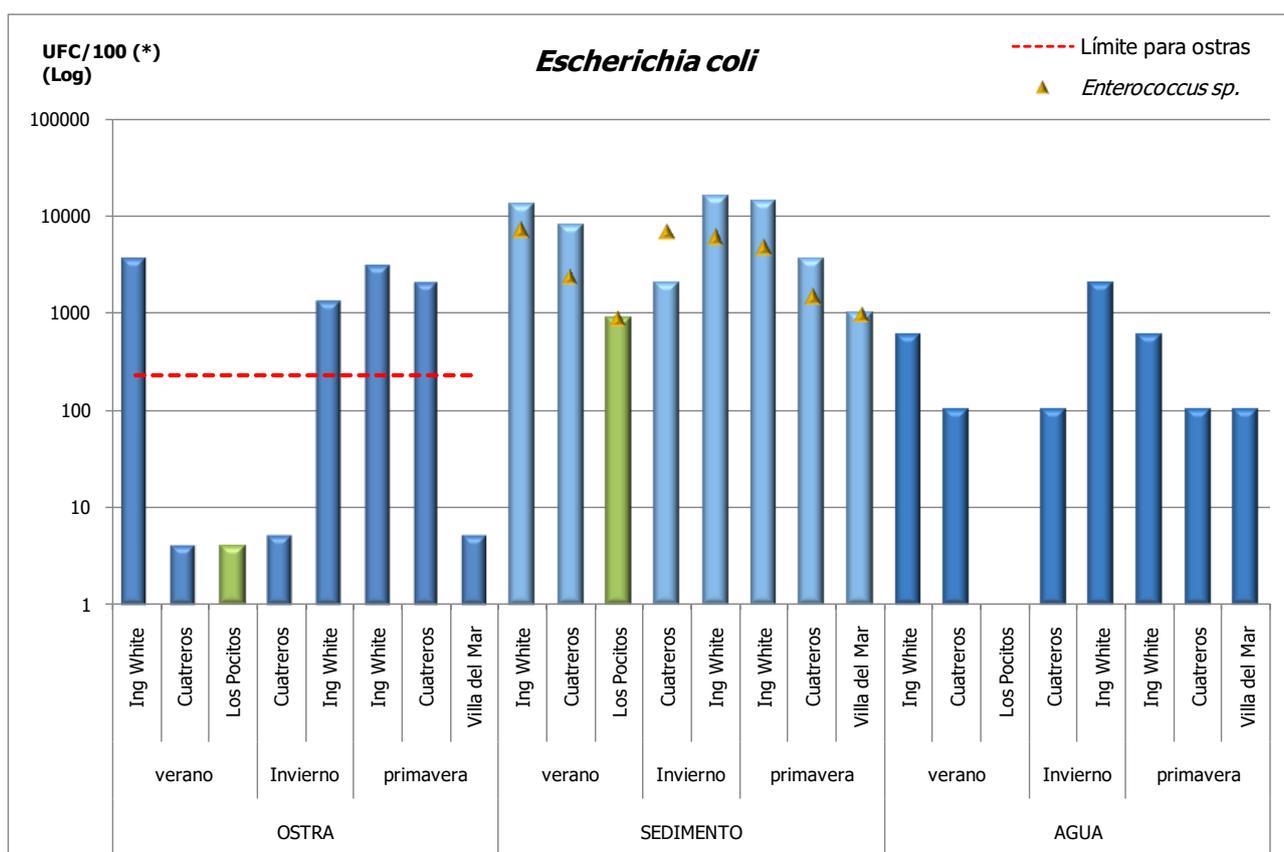
¹⁶Cantillo A.Y., (1997) World Mussel Watch database. U.S. Dept. of Commerce, NOAA, Coastal Monitoring and Bioeffects Assessment Division. NOAA technical memorandum NOS ORCA 109, 198 pp.

3.3.3 Microbiología

- Escherichia coli**

Se realizaron análisis bacteriológicos a las ostras, el sedimento y el agua que las rodea en tres muelles del estuario de Bahía Blanca y en una bahía prístina cercana.

Los recuentos del indicador de contaminación fecal *Escherichia coli* en muestras de agua, sedimento y en el tejido blando de las ostras extraídas de Puerto Cuatreros, del Club Náutico de Ing. White y del balneario Los Pocitos, se resume en el siguiente gráfico:



(*)Las unidades están referidas a las unidades formadoras de colonia según cada matriz: en 100 grs de ostra, 100 grs de sedimento y 100 ml de agua. Escala logarítmica.

En verde la estación fuera del estuario de Bahía Blanca, usada como referencia, Los Pocitos.

La estación utilizada como referencia, Los Pocitos, presentó los menores recuentos bacterianos en todas las matrices.

El recuento de *E. coli* en el tejido de ostras de Ing. White y Pto. Cuatreros, en varias oportunidades superó lo establecido por el SENASA (230 *E. coli* /100 grs de ostra) para ser comercializadas directamente. Vale aclarar que el estuario de Bahía Blanca no es una zona clasificada por la provincia de buenos aires para la producción y comercialización de moluscos bivalvos, por lo tanto el SENASA no controla el cumplimiento del Decreto 4238/68 (resolución 829/2006).

Si analizamos los recuentos de *E. coli* en cada matriz particular, surgen que se ve una tendencia a la acumulación de bacterias indicadoras de contaminación fecal (*E. coli* y *Enterococcus* spp.) en los sedimentos. En Ingeniero White los recuentos de *E. coli* en las tres matrices, fueron siempre mayores a las demás estaciones, incluso a los de Cuatrerros que en los últimos años presentaba los más altos registros.

- **Vibrio spp.**

Con respecto a la detección de *Vibrio* en ostras y agua de estuario de Bahía Blanca, en Pto. Cuatrerros e Ing. White siempre se encontraron especies del género *Vibrio*, por el contrario en las ostras de Villa del Mar no se detectó la presencia del mismo. Este microorganismo es autóctono y está ampliamente distribuido en los ambientes marinos y estuarinos a nivel mundial, sin embargo al hallarse especies potencialmente riesgosas para el hombre (que pueden causar enfermedades principalmente gastrointestinales) deben seguir siendo estudiadas a fin de saber si son portadoras de genes de toxicidad.

Las distintas especies de Vibrios en cada matriz y lugar de muestreo se especifican en la tabla 2 del ANEXO I- Estuario de Bahía Blanca, pag 55.

- **Salmonella sp.**

Se detectó la presencia de *Salmonella* spp. en 25 grs de tejido de ostras, en los tres muestreos realizados en Ingeniero White. A pesar de ser un patógeno que se puede destruir con una muy buena cocción del producto, se sabe que es común darles un pequeño hervor a las ostras o aun peor consumirlas crudas. Dado que estas ostras están invadiendo todos los sustratos duros del estuario y su abundancia va creciendo rápidamente y ante la posibilidad de que sean extraídas para consumo personal sin control del SENASA, se puso en preaviso a las autoridades municipales, provinciales y SENASA, para que tomen las medidas pertinentes. En la tabla 2 del ANEXO I- Estuario de Bahía Blanca, pag 55 se detallan los resultados.

3.4 Conclusiones

Las concentraciones de metales en las ostras del estuario de Bahía Blanca continúan sin superar los umbrales de contaminación propuestos por Cantillo (1997) para la NOAA.

La concentración de Cd, Cr, Hg, Ni y Pb en el tejido blando de las ostras muestreadas siempre estuvo por debajo del promedio mundial para ostras y de los límites establecidos por la legislación nacional e internacional para consumo humano.

La concentración de Cu y Zn en el tejido blando de las ostras analizadas estuvieron por encima del promedio mundial para ostras y superan los límites establecidos para consumo humano, según el CAA, es por ello que se procedió a elevar esta información a las autoridades competentes para su conocimiento como se hace regularmente.

Se ve una tendencia general del Cu y el Zn a acumularse en las ostras, y del Cr, Ni y Pb a hacerlo en el sedimento, se requieren más datos para confirmar esta hipótesis.

Por su lado, los análisis microbiológicos concluyen que en los recuentos de *E. coli* en el tejido de las ostras de los sitios muestreados en Ingeniero White y Puerto Cuatreros, superan el límite establecido por el SENASA por lo cual no serían aptas para su directa comercialización. Asimismo se detectaron especies del género *Vibrio*, desconociéndose si son portadoras de genes de toxicidad. Es evidente el aporte de origen fecal continuo en la zona de muestreo en Ingeniero White que impacta bacteriológicamente los sedimentos, siendo la única estación con presencia de *Salmonella* en el tejido blando de las ostras y de *Vibrio cholerae* tanto en ostras como en agua.

MONITOREO DE APORTES NO INDUSTRIALES

1. Monitoreo de Arroyos

1.1. Introducción

Desde hace 6 años se realizan muestreos bacteriológicos de agua en la zona más interna del estuario de Bahía Blanca. En Junio de 2013 se observó que en la zona cercana al balneario Maldonado (Puerto Almirante Brown), los valores de *Escherichia coli* y *Enterococcus* spp. superaron en un orden de magnitud a los recuentos de coliformes fecales y enterococos obtenidos en los efluentes de la Planta de Tratamiento de Líquidos Cloacales para la 3^{ra} Cuenca (PTLC) (PIM 2013). Esto hizo pensar en la existencia de alguna otra fuente de contaminación fecal que afecta la zona, además de los volcados de la PTLC. Por esto, como complemento de las actividades de monitoreo del estuario de Bahía Blanca se muestrean los efluentes de la PTLC y a mediados del 2013, se inició un monitoreo en los principales cauces que descargan en el estuario.

1.2. Muestreo

En función de los resultados obtenidos en los años anteriores, para 2016 se decidió continuar con el monitoreo de los cursos de agua más críticos con una frecuencia mensual de muestreo:

- Canal Maldonado (38°43'45.96"S - 62°18'45.65"O)
- Arroyo Napostá: desembocadura (38°46'14.12"S - 62°13'58.27"O)

Estos cursos de agua recorren diferentes sectores con diversos usos: agrícola-ganaderos, urbanos, industriales, recreativos, rurales, hortícolas. Por esta razón y para evitar muestrear aguas arriba de alguna potencial fuente de contaminación, la toma de muestra se realiza sobre el tramo final de los cursos de agua próximo a su descarga al estuario de Bahía Blanca.

1.3. Análisis Realizados

Se practicaron los análisis fisicoquímicos habituales para cursos de agua así como determinaciones de mercurio en el laboratorio del CTE y se completaron los mismos con análisis de metales en agua y sedimentos (derivado a laboratorio externo certificado) y bacteriológicos en agua, éste último realizado por profesionales de la Universidad Nacional del Sur (UNS), en el marco del convenio "Investigación de poblaciones bacterianas de interés ambiental y sanitario en agua, sedimento y tejido de ostra". Entre los parámetros bacterianos, la cátedra de Microbiología General

de la UNS, investigó la presencia de *Escherichia coli*, heterótrofas terrestres y se realizaron también los aislamientos para identificación de la especie patógena *Salmonella* spp.

Para la detección de esta última se utilizó la técnica de filtración por membrana (0,45 µm de poro). El protocolo empleado consta de las siguientes etapas: 1) preenriquecimiento en Agua Peptonada Tamponada, 2) enriquecimiento selectivo, en caldo base de tetrionato 3) detección presuntiva utilizando Rapid CheK (sensibilidad 1 *Salmonella* /25 mL de muestra) 4) confirmación de los resultados positivos por aislamiento en agar sulfito bismuto y tipificación bioquímica.

La metodología empleada de los demás grupos fisiológicos bacterianos estudiados, han sido ampliamente descritas en informes anteriores.

1.4. Resultados

En el del ANEXO II -Estuario de Bahía Blanca se presentan las tablas 3 y 4 (páginas 56-57) donde se resumen todos los resultados de los análisis realizados para cada cauce, durante el período 2016 y los valores de referencia.

Los resultados en aguas se comparan con los límites para agua dulce de uso recreativo según la Resolución 42/2006 del ADA.

Los resultados en sedimentos se comparan con los indicadores de referencia establecidos por la NOAA (SQiRTs)¹⁷, particularmente con el nivel de protección de la vida acuática más exigente "threshold effects level" (TEL).

1.4.1. Físicoquímicos

Los parámetros físicoquímicos medidos en los cursos de agua mestreados, en general, arrojaron valores acordes a los esperados para estos cursos y según las estaciones del año.

Si comparamos con los límites para agua dulce de uso recreativo según la Resolución 42/2006 del ADA se detectaron algunos valores puntuales que los superan:

- fósforo total que en ambos cursos siempre superó el límite de 0,025 mg/l.
- pH mayores al límite superior de 8,5 upH. En el Napostá osciló entre 7,8-8,7, mientras que en el canal Maldonado entre 8,4-9,4. Este último canal presento los mayores valores que más frecuentemente superaron el límite, como se vio en el informe anterior. Así mismo, los valores promedio de pH solo difirieron 0,1 punto por debajo a los del año anterior, para el año 2016 fueron: en la desembocadura del Napostá 8,2 upH y en el Maldonado 8,7 upH.

¹⁷Buchman, M. F. (2008). NOAA Screening Quick Reference Tables. NOAA OR&R Report 08-1 Seattle WA, Office of Response and Restoration Division, National Atmospheric and Oceanic Administration: 34 pages.

1.4.2. Metales

Como prácticamente no se han detectado metales disueltos en los análisis de años anteriores, se decidió reducir la frecuencia de análisis de metales en agua a dos anuales y agregar el muestreo de metales en sedimentos en sendos muestreos.

De los metales pesados analizados en agua, no se detectó Cd, Pb, Cu, Cr, Zn y Ni en ninguno de los cursos de agua. El Hg se detectó en los dos sitios a concentraciones que oscilan entre 0,0005-0,002 mg/l, siendo menores al límite de 0,025 para agua dulce de uso recreativo de la Resolución 42/2006.

En los sedimentos se detectaron todos los metales a excepción del Cd. No se registraron concentraciones superiores al indicador de referencia "TEL" para protección de la vida acuática establecido por la NOAA (SQuiRTs).

1.4.3. Microbiología

En cuanto a la cuantificación del indicador de contaminación fecal *E. coli*, se calculó la media geométrica anual de cada uno de los cuerpos de agua. La media del arroyo Napostá fue de 3533 UFC/100ml, siendo levemente menor al año anterior y en el canal Maldonado de 4864 UFC/100ml, se mantiene similar características de este cuerpo de agua, considerando los recuentos del 2014 como extraordinarios.

Las elevadas concentraciones de *E. coli* en ambos cursos, son reflejo del impacto que reciben a lo largo de sus recorridos ya que atraviesan la ciudad de Bahía Blanca.

Las medias geométricas de heterótrofas de origen terrestre en las desembocaduras de los afluentes muestreados fueron un orden de magnitud menor al 2015, en el canal Maldonado, 7117 UFC/ml; mientras que en el arroyo Napostá fue de 5456 UFC/ml.

Se detectó el patógeno intestinal *Salmonella* spp. en todas las muestras de la desembocadura del canal Maldonado y del arroyo Napostá, continuando con la tendencia del año pasado. Esto indica que el aporte es continuo y alerta sobre el riesgo para la salud ya que prácticamente todos los serotipos de *Salmonella* podrían ser capaces de producir una gastroenteritis en el hombre.

1.5. Conclusiones

Los arroyos mostraron en general, parámetros fisicoquímicos acordes a los esperados para estos cursos y según las estaciones del año. Las muestras del canal Maldonado presentaron 5 desvíos de parámetros fisicoquímicos a las resoluciones del 42/2006, mientras que las del arroyo Napostá presentaron 3 desvíos.



Dentro de los metales pesados analizados en agua en ninguna oportunidad se detectó, Cd, Pb, Cu, Cr, Zn y Ni en ninguno de los cursos de agua, pero si Hg en muy baja concentración. Por otro lado en el sedimento de los dos sitios, se detectaron todos los metales en bajas concentraciones respecto al nivel TEL, excepto el Cd que no se detectó.

Algo para destacar son los registros bacteriológicos de *Escherichia coli* en la desembocadura del Napostá y el Maldonado, que superaron los 1500 UFC/100ml hasta 12000 en el Maldonado. Ambos cauces atraviesan gran parte de la ciudad recibiendo un evidente impacto. En estos dos puntos de muestreo siempre se detectó la presencia de *Salmonella* spp,. Cortes Lara (2003)¹⁸ señala que en concentraciones mayores a 1000 coliformes fecales/ml hay un 50% de probabilidad de encontrar *Salmonella* sp y cualquier otro patógeno intestinal.

¹⁸CORTES- LARA M. 2003. Importancia de los coliformes fecales como indicadores de contaminación en la Franja Litoral de Bahía de Banderas, Jalisco-Nayarit. Revista Biomédica, 14:121-123.

2 Monitoreo de la descarga cloacal 3^{ra} Cuenca

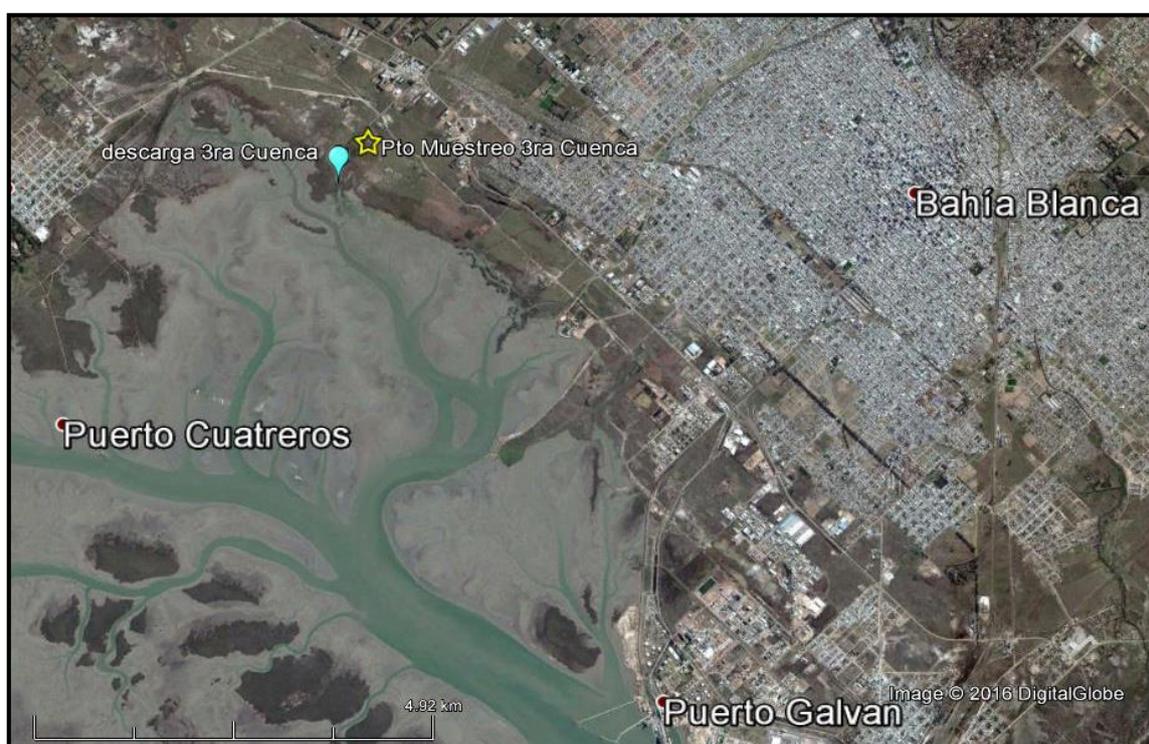
Desde marzo de 2009 el CTE viene realizando a pedido del Honorable Concejo Deliberante de Bahía Blanca, el seguimiento y monitoreo de la descarga de la Planta de Tratamiento de Líquidos Cloacales 3^{ra} Cuenca (PTLC), y estudiando su impacto sobre la zona más interna del estuario, en conjunto con el Laboratorio de Microbiología General de la UNS.

2.1 Marco Legal

La Resolución N° 1826/2006 del Organismo Provincial para el Desarrollo Sostenible (OPDS) establece que la descarga cloacal de la PTLC debe cumplir con los límites admisibles establecidos en la Res. ADA N° 336/2003 para descargas a cuerpo de agua superficial, dado que el cuerpo receptor de vuelco de dicha descarga es el arroyo Saladillo de García.

2.2 Muestreos

El punto de muestreo de la PTLC está ubicado dentro del predio de ABSA (38° 42' 47,74" Sur y 62° 20' 38,08" Oeste), en el punto final de vuelco, aguas abajo del sistema de tratamiento de efluente líquido, debido a que la planta no posee cámara de inspección.



- Plano de ubicación del punto de muestreo en la Planta de Tratamiento de Líquidos Cloacales 3^{ra} Cuenca (PTLC)

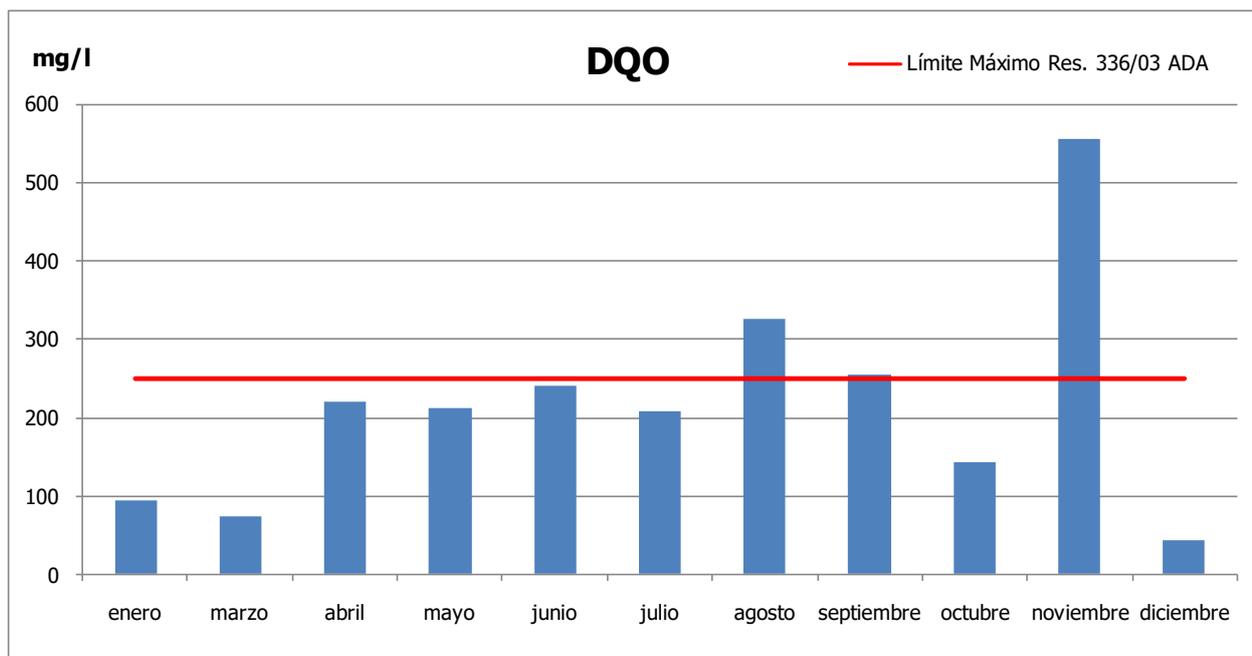
El periodo de monitoreo fue de enero a diciembre de 2016, aproximadamente una vez al mes.

In situ se hicieron algunas mediciones (pH, T°, conductividad y cloro libre), y se tomaron muestras para hacer determinaciones de parámetros de calidad de agua (en laboratorio del CTE), metales (laboratorio externo habilitado por OPDS) y microbiológicas (laboratorio de Microbiología General de la UNS). Para la toma de muestras se aplicó la metodología recomendada en los "Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas y Aguas Residuales", APHA-AWWA-WPCF, 17º edición.

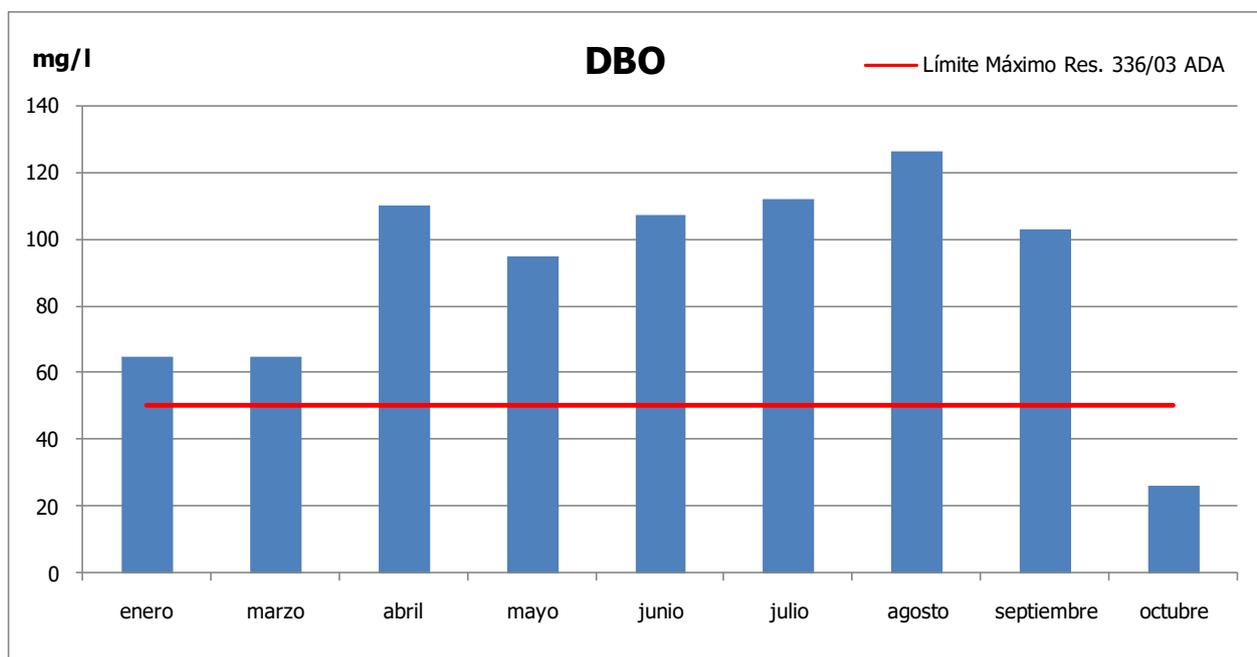
2.3 Resultados

En la tabla 5 del ANEXO III-Estuario de Bahía Blanca, página 58, se presentan los resultados fisicoquímicos y bacteriológicos efectuados en las muestras tomadas en la descarga cloacal de la planta depuradora de la 3ª cuenca. Del análisis de los resultados obtenidos se desprende que:

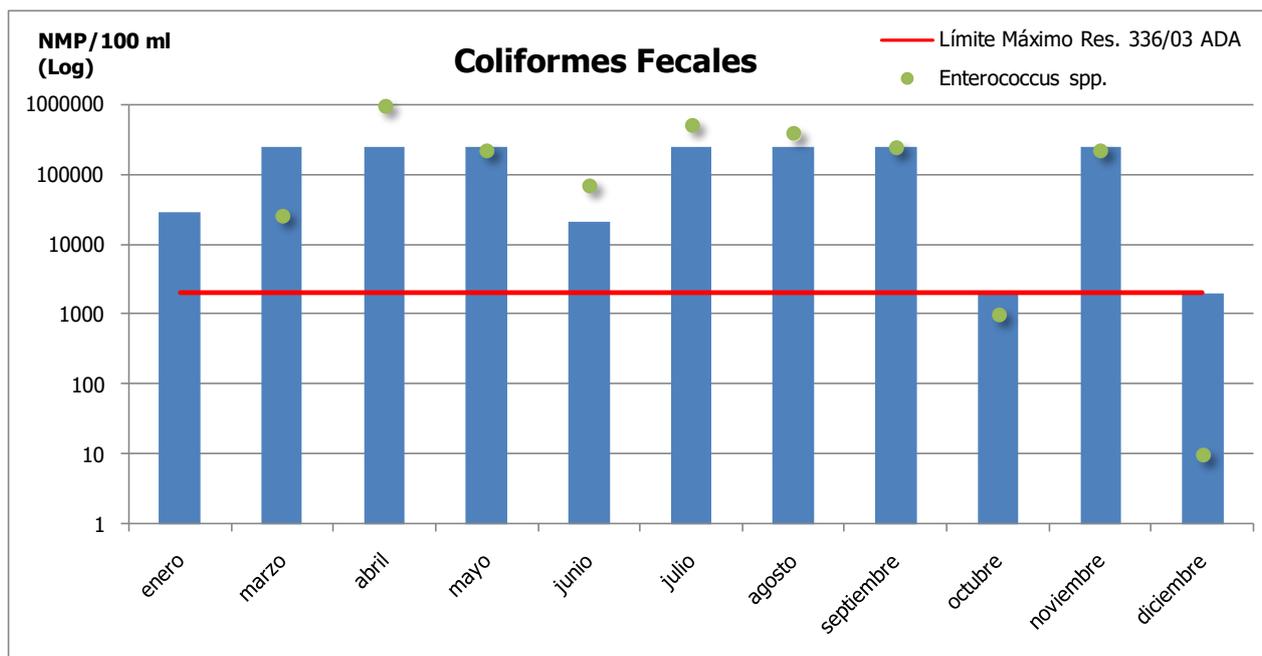
- Los parámetros no legislados presentaron valores esperados, acordes al tipo de efluente.
- La temperatura y el pH siempre presentaron valores dentro de los límites admisibles. El promedio anual de temperatura fue de 20,1°C. El pH presentó un promedio de 7,7 upH, con un valor máximo de 8,3 upH y un mínimo de 7,4 upH.
- En dos muestreos se detectó la presencia de cloro libre en las muestras, con valores por debajo del límite permitido. Mientras que los sólidos sedimentables en 10 minutos en una oportunidad y en 2 horas en 4 oportunidades superaron el límite de la resolución.
- No se detectó la presencia de zinc, cobre, cromo, cadmio, plomo ni níquel.
- Se detectó mercurio en bajas concentraciones por debajo de los límites admisibles.
- A partir de agosto comenzamos a hacer determinaciones de fósforo total, el 80% de las mismas arrojaron valores superiores a lo permitido.
- La demanda química de oxígeno (DQO) en tres oportunidades presentó valores por encima de los límites admisibles. El promedio anual fue de 215 mg/l, con un máximo de 556 mg/l y un mínimo de 43 mg/l. Esto puede visualizarse en el siguiente gráfico:



- El 89% de las determinaciones de DBO superaron el límite admisible para descarga. Los valores generales presentaron un promedio de 90 mg/l, con un máximo de 126 mg/l y un mínimo de 26 mg/l. Esto puede visualizarse en el siguiente gráfico:



- El 82% de las determinaciones de coliformes fecales superaron el límite admisible para descarga. Se evidenciaron grandes fluctuaciones, con máximos >240000 NMP/100ml y mínimos 2000 NMP/100ml. En el gráfico siguiente pueden visualizarse los recuentos del 2016 en escala logarítmica:



- Los recuentos de *Enterococcus spp*, marcados en el gráfico anterior, evidencian una variación similar a la de los coliformes fecales, presentando valores máximos 960000UFC/100ml y mínimos de 10 UFC/100ml.

En el gráfico 1 del ANEXO III-Estuario de Bahía Blanca, página 59, podemos ver la evolución de los recuentos de coliformes fecales desde el 2009 a la fecha. La empresa ha informado oportunamente, que han hecho mantenimientos en los reactores hacia fin del año 2016, ya que hasta el momento no se ha logrado una estabilidad en el régimen de la planta. Seguiremos monitoreando para evaluar las variaciones en el rendimiento del sistema de tratamiento.

3 Evaluación del impacto bacteriológico de la descarga cloacal de la 3^{ra} cuenca en la zona interna del estuario.

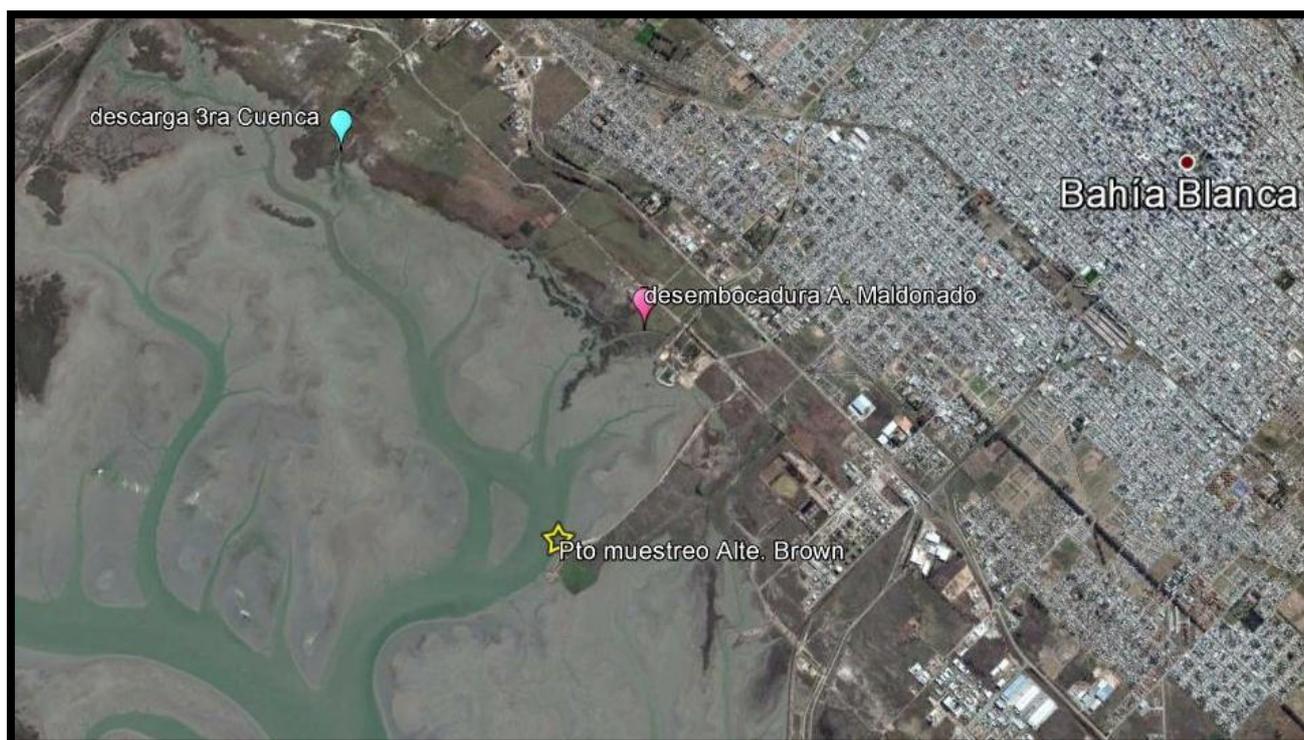
3.1 Marco Legal

La Resolución ADA N° 42/2006 establece como valor de referencia para Enterococos en agua marina de uso recreativo un valor de 35 colonias/100 ml, este límite coincide con el internacional para aguas de contacto primario dado por la U.S.E.P.A¹⁹.

3.2 Muestreos

Se aplicó la metodología de toma de muestra recomendada en los "Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas y Aguas Residuales", APHA-AWWA-WPCF, 17^o edición.

Se estableció para el monitoreo un punto de muestreo ubicado sobre la costa del ex-club Almirante Brown, en la Reserva Municipal: Paseo Costero.



- Mapa de ubicación del punto de muestreo de ex-club Alte. Brown (estrella amarilla).

¹⁹U.S.E.P.A. (U. S. Environmental Protection Agency). 2003. Bacterial Water Quality Standards for Recreational Waters (Freshwater and Marine Waters) Status Report. U.S.Environmental Protection Agency publication. EPA- 823-R-03-008. Office of Water, Washington, D.C. 32pp.

Sobre esta área se procedió al muestreo de agua y sedimentos, y se realizaron las determinaciones fisicoquímicas y bacteriológicas para evaluar el impacto de la descarga cloacal sobre la zona más interna del estuario.

Tanto en las muestras líquidas como en los sedimentos, se realizó la determinación de *Escherichia coli* y *Enterococcus spp* y a las de agua también bacterias heterótrofas terrestres y marinas.

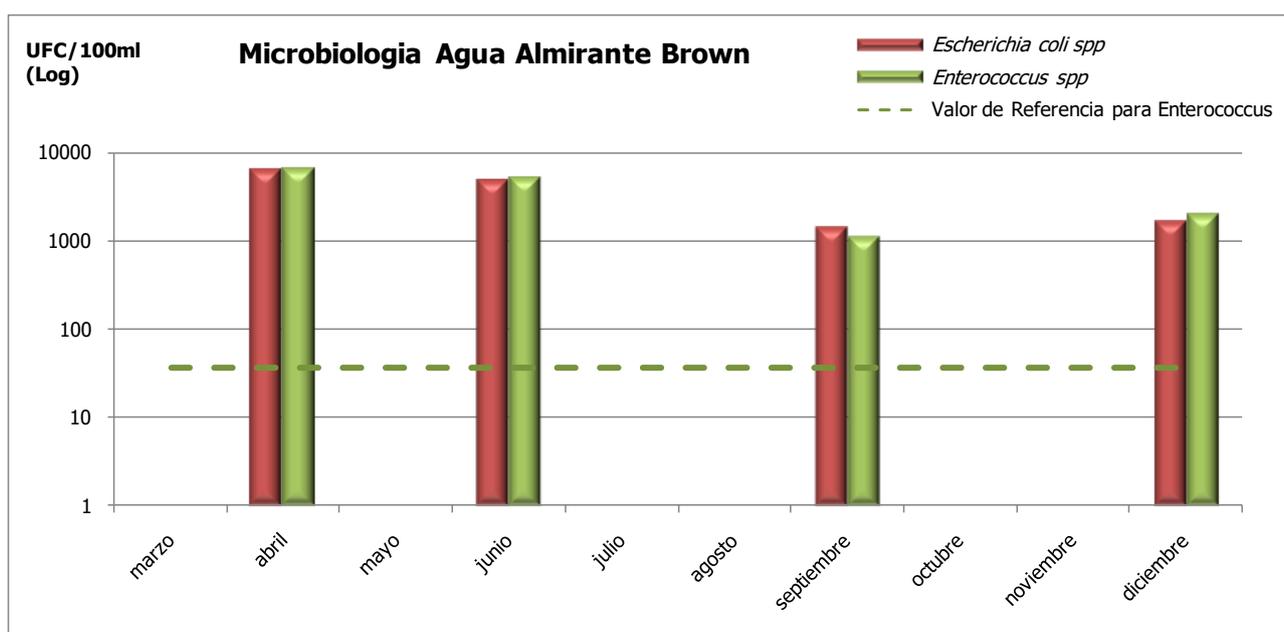
3.3 Resultados

En la tabla 6 del ANEXO IV-Estuario de Bahía Blanca, página 60, se presentan todos los resultados fisicoquímicos y bacteriológicos de las muestras de agua y sedimento de la zona del ex-club Almirante Brown.

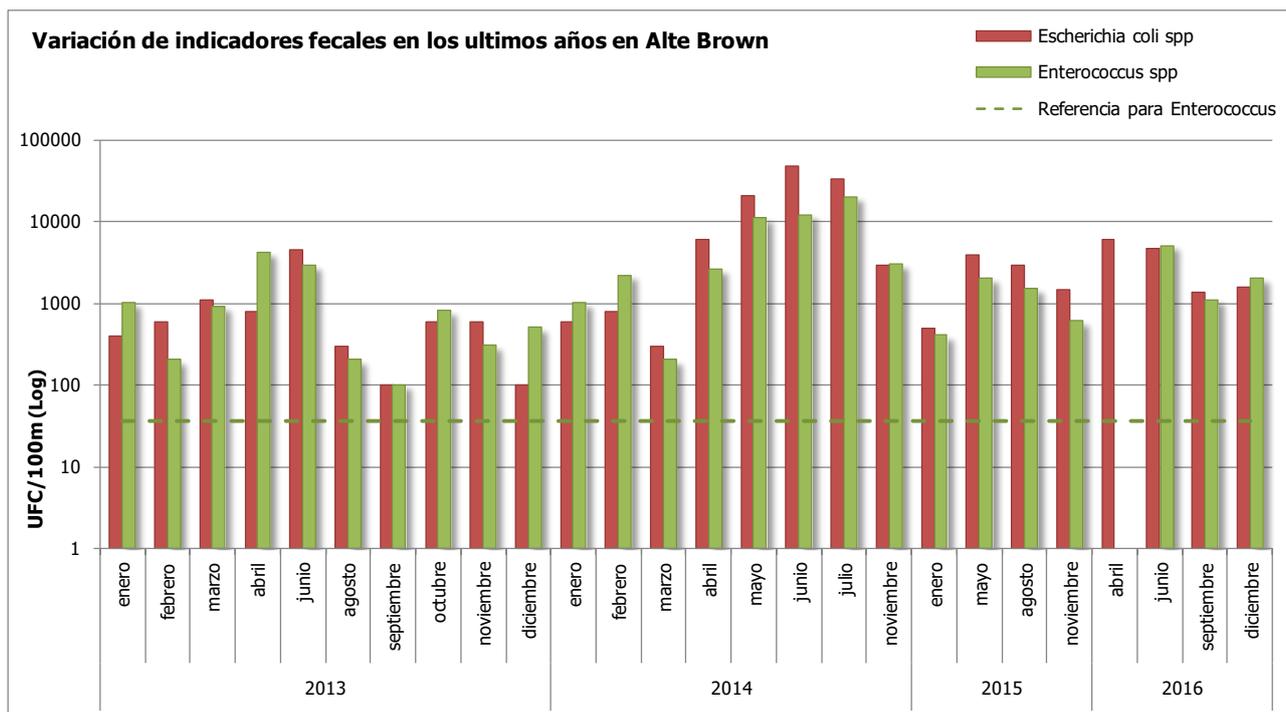
• En Agua

La calidad del agua mostró valores normales para el estuario. Si tenemos en cuenta los límites que pone la Res. ADA N° 42/2006 para la recreación y para proteger la vida acuática, el parámetro turbidez sobrepasa el límite de 100 NTU.

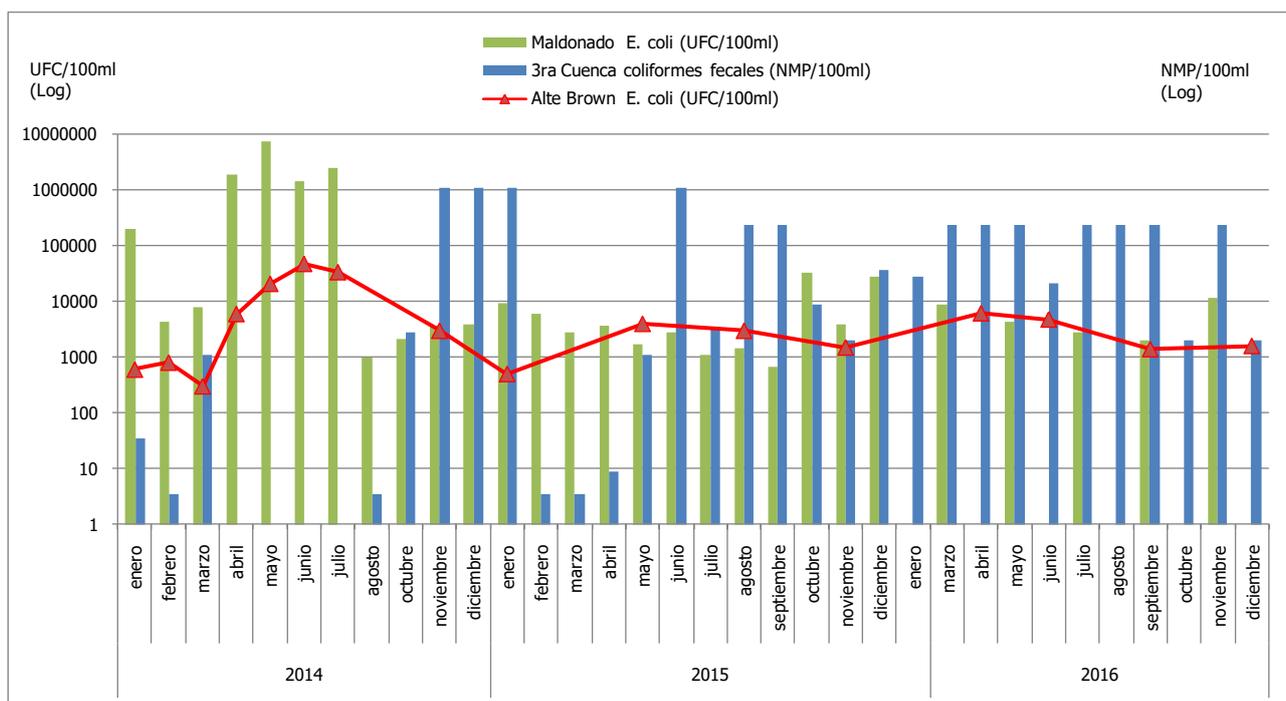
En cuanto a la microbiología, los recuentos de *Escherichia coli* en agua variaron entre 1400 hasta 6200 UFC/100 ml. Por su parte, la determinación de *Enterococcus spp.* siempre superó el valor de referencia de la Res. ADA N° 42/2006 (36 colonias/100 ml para aguas marinas de recreación) con recuentos entre 1100 y 6400 UFC/100ml. Esto puede visualizarse en el siguiente gráfico:



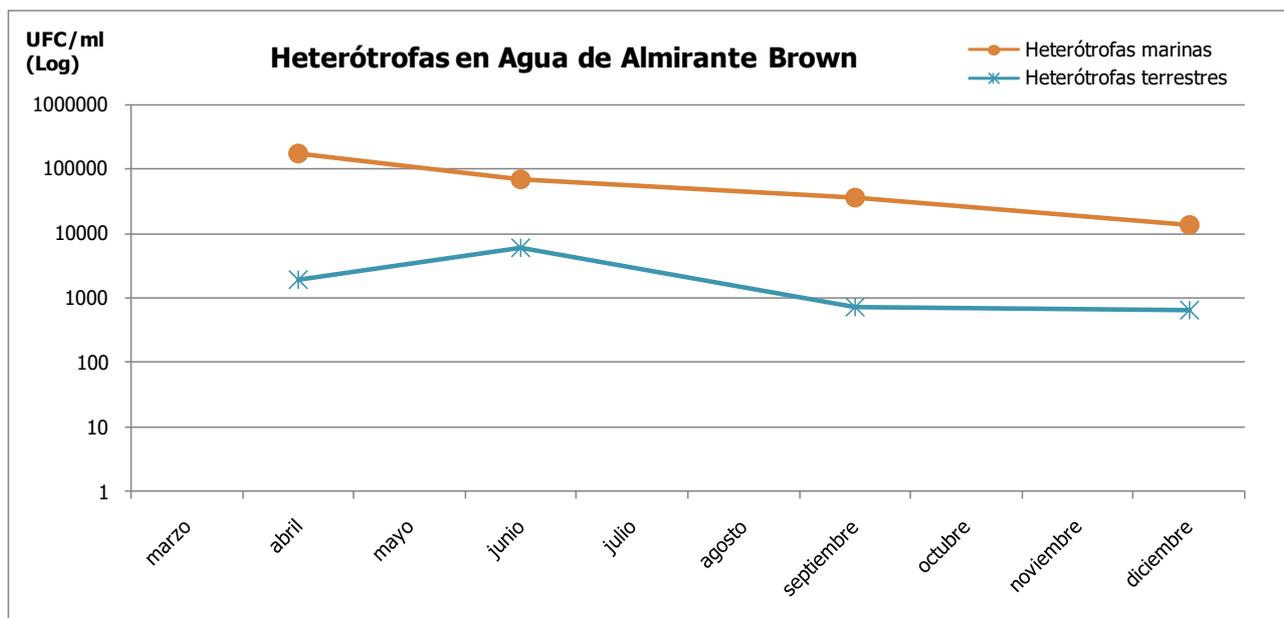
Los máximos de ambos indicadores fueron mayores al año anterior, como puede visualizarse en el siguiente grafico, cambiando la tendencia decreciente de los recuentos en 2015.



Como viene sucediendo años anteriores, los aumentos y disminuciones de *Escherichia coli* se relacionan con las variaciones de dicho indicador en el canal Maldonado, el cual desemboca en las inmediaciones del punto de muestreo (indicado en el mapa anterior). Por ello es importante monitorear la Planta depuradora 3^{ra} Cuenca y el canal Maldonado para tener datos complementarios a la hora de evaluar el impacto en esta zona del estuario bajo estudio.



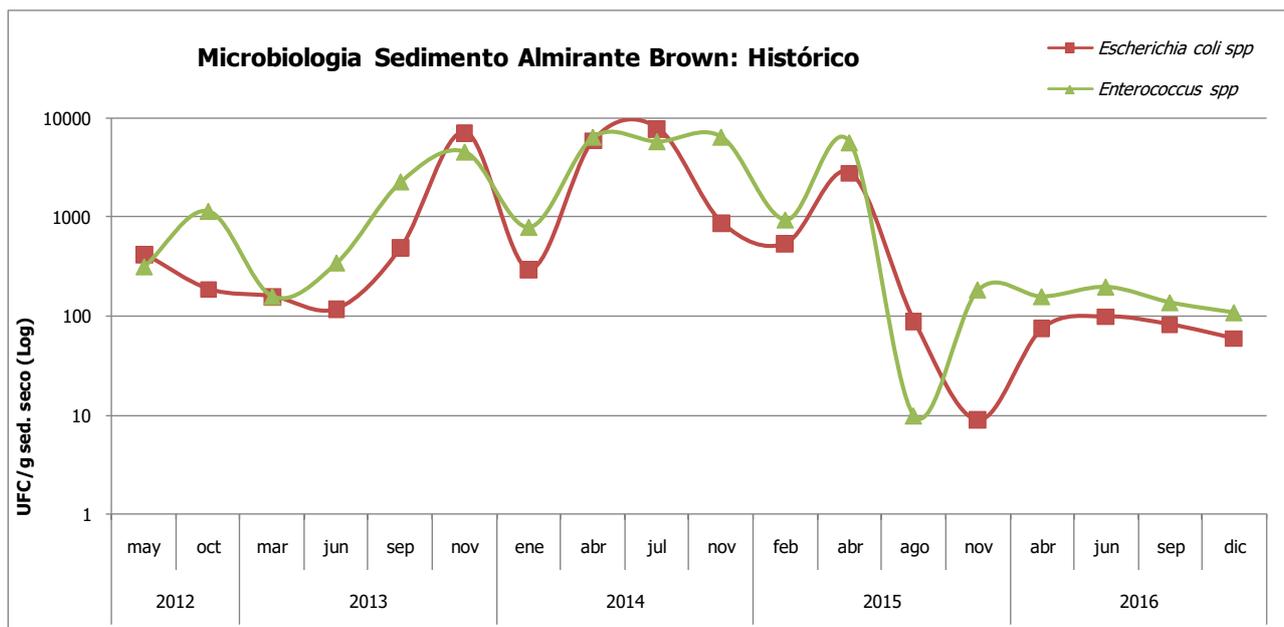
En cuanto a las bacterias heterótrofas, sigue observándose la preponderancia de las bacterias heterótrofas marinas con respecto a las terrestres, ya que las primeras son autóctonas de la zona de muestreo donde se desarrollan plenamente. Los recuentos de bacterias heterótrofas de origen marino oscilaron entre 13500 y 68000 UFC/ml. En el caso de las bacterias heterótrofas de origen terrestres los recuentos fluctuaron entre 650 y 6000 UFC/ml.



- **En sedimentos**

Se compararon las mediciones de metales en sedimentos de almirante Brown con los indicadores de referencia más exigentes "threshold effects level" (TEL), establecidos por la NOAA (tabulados en la página 14) para la protección de la vida acuática en sedimentos marinos. En una oportunidad se superó el valor de referencia para el cadmio y el zinc.

Los recuentos de *Escherichia coli* en sedimento oscilaron entre 60 y 100 UFC/g y los de *Enterococcus* spp. lo hicieron entre 110 y 200 UFC/g. Estos registros se los comparan con los de los últimos años en el siguiente gráfico, donde puede visualizarse que durante el 2016 ambos indicadores se encontraron estables y con recuentos dentro de los menores valores encontrados históricamente en este sitio.



3.4 Conclusiones

Los resultados de los análisis que se vienen efectuando ponen en evidencia que la planta de tratamiento de residuos cloacales 3^{ra} Cuenca, no logra estabilizar su rendimiento. La falta de un tratamiento terciario en la planta depuradora (condicionamiento de la Res. N° 1826/2006 del OPDS) con el aporte continuo de efluente al estuario de Bahía Blanca con parámetros fuera del rango aceptable por la Resolución 336/2003 de la Autoridad del Agua, impacta al cuerpo receptor. Los recuentos bacteriológicos sostenidos, la constante presencia de indicadores fecales y la tendencia a su acumulación en sedimentos de la zona aledaña al ex club Almirante Brown son evidencia del impacto que viene sufriendo el sistema en los últimos años. Es importante destacar que las fluctuaciones de los indicadores fecales responden a las variaciones de los mismos en el canal Maldonado.; potenciando el impacto de la tercera cuenca.

Esta situación ya ha sido informada por parte del CTE a la empresa ABSA y a las autoridades de control y fiscalización pertinentes.



ANEXOS

Programa: Monitoreo de Cuerpos Receptores

Subprograma: Estuario de Bahía Blanca



ANEXO I: Ostras

Gráficos de metales en diferentes matrices

A continuación se presentan los gráficos de concentración de metales en ostras, sedimentos y agua circundante a las mismas, límites admisibles o guías y promedios del estudio de ostras. Los valores en ostras son calculados en ppm del peso húmedo. Los valores en sedimentos son calculados en ppm del peso seco.

Referencias:

CAA: Código Alimentario Argentino, Límite admisible para consumo.

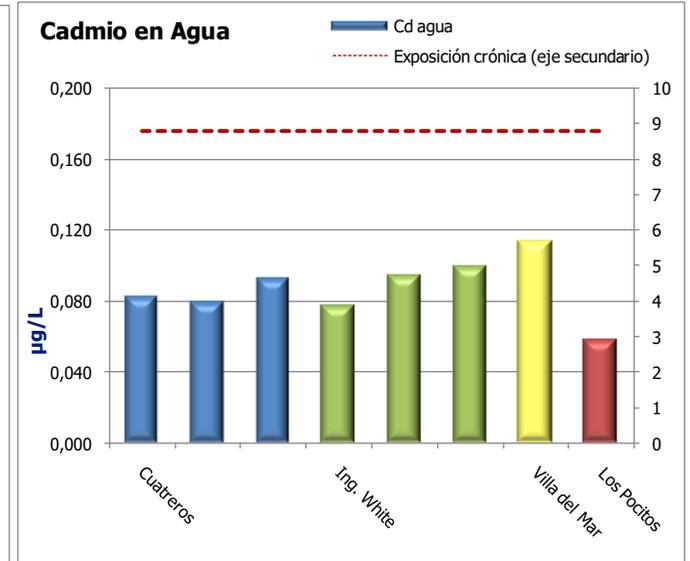
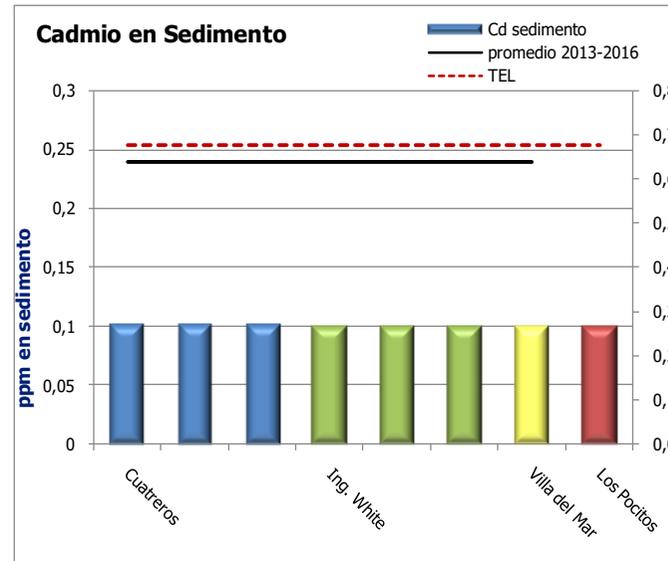
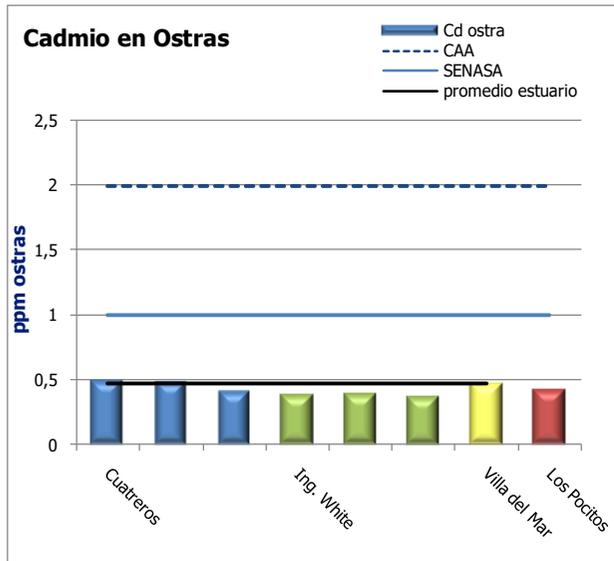
SENASA: Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria, Límite admisible para consumo.

FDA: Food and Drugs Administration, Límite admisible para consumo.

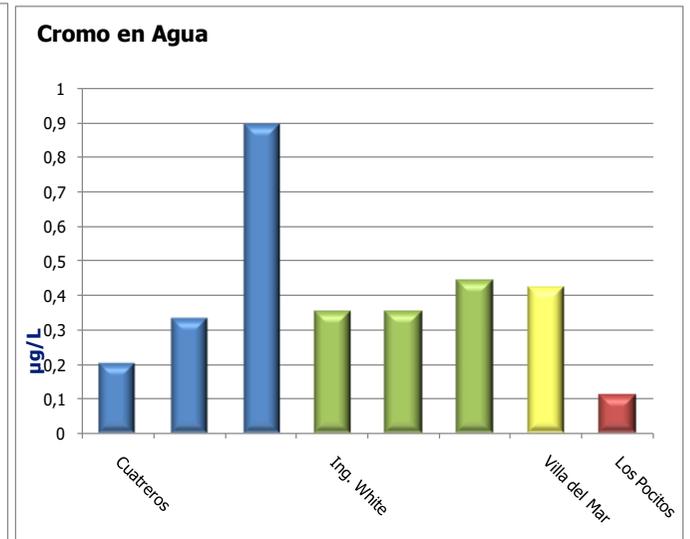
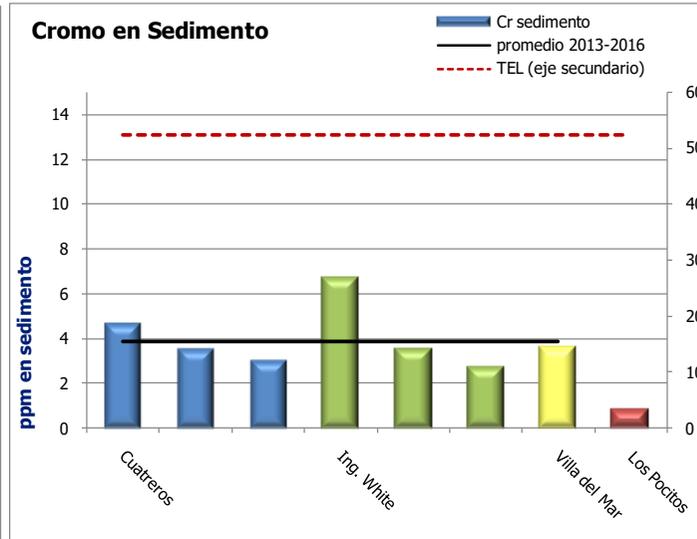
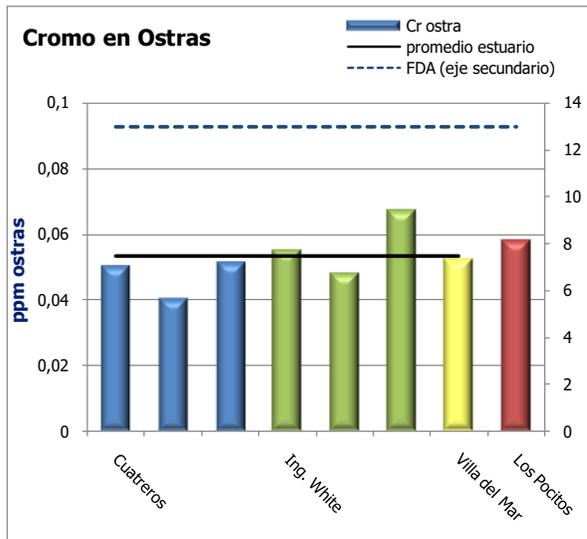
TEL (Threshold Effect Level): umbral de no efecto adverso.



Gráficos de concentración de Cadmio

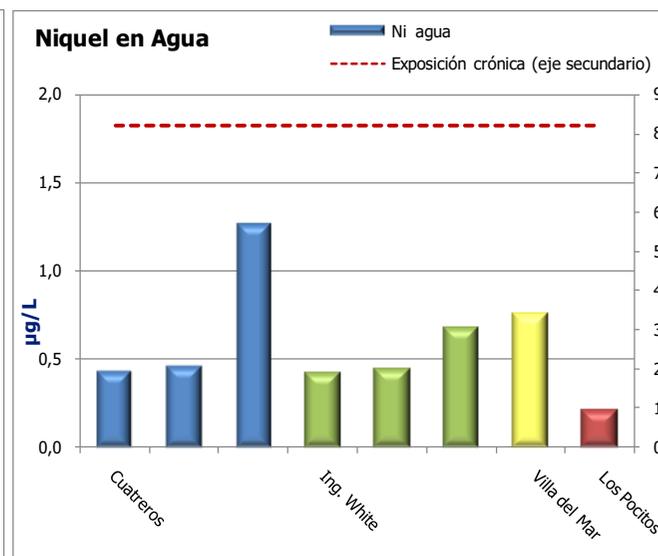
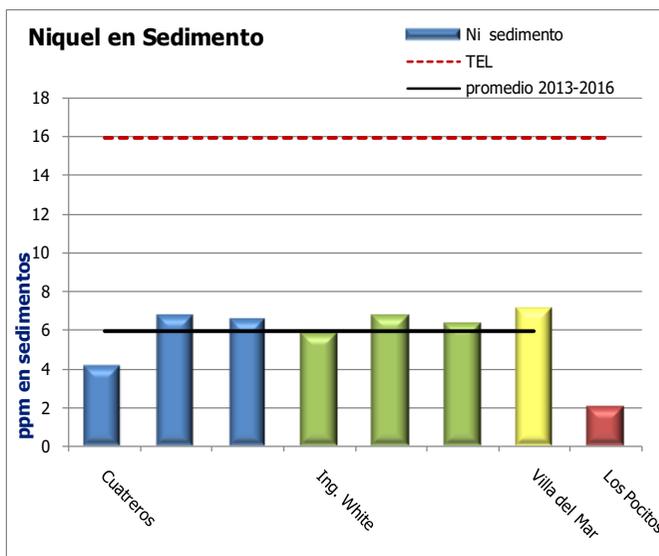
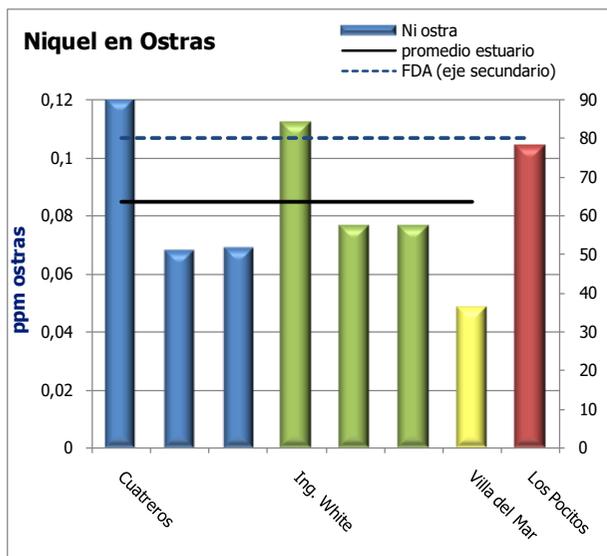


Gráficos de concentración de Cromo

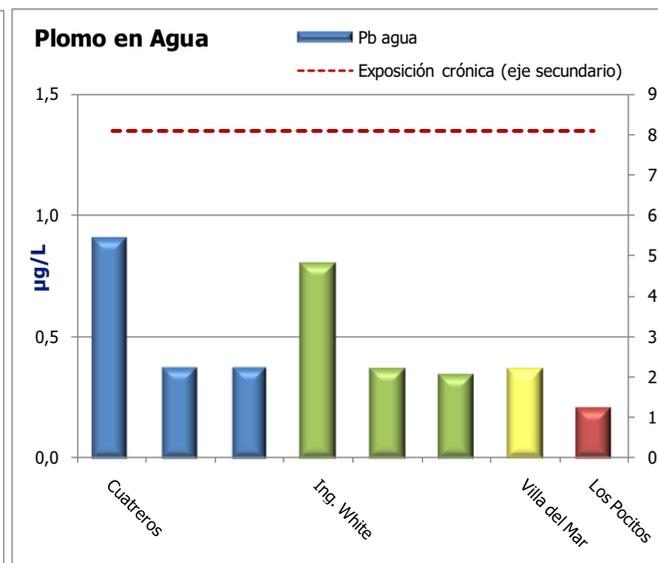
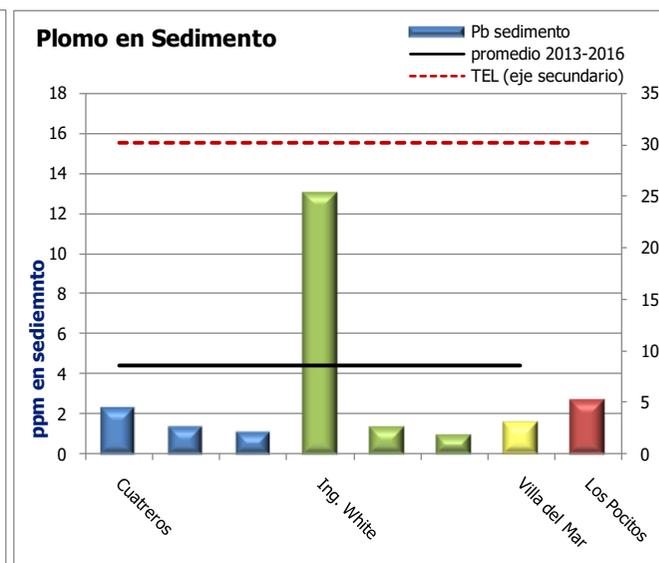
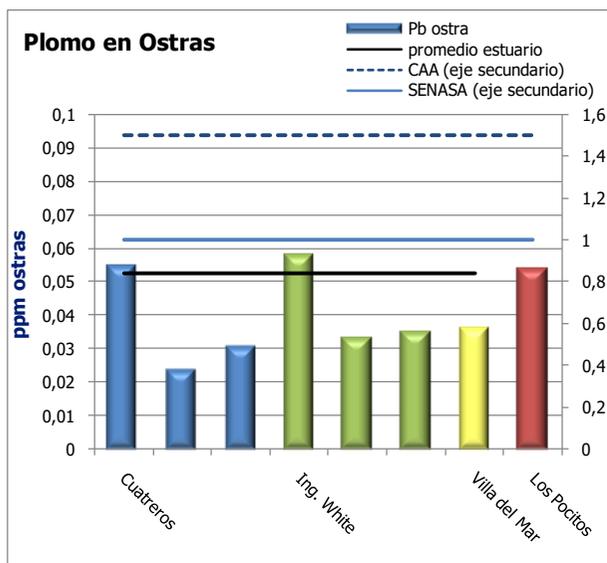




Gráficos de concentración de Níquel

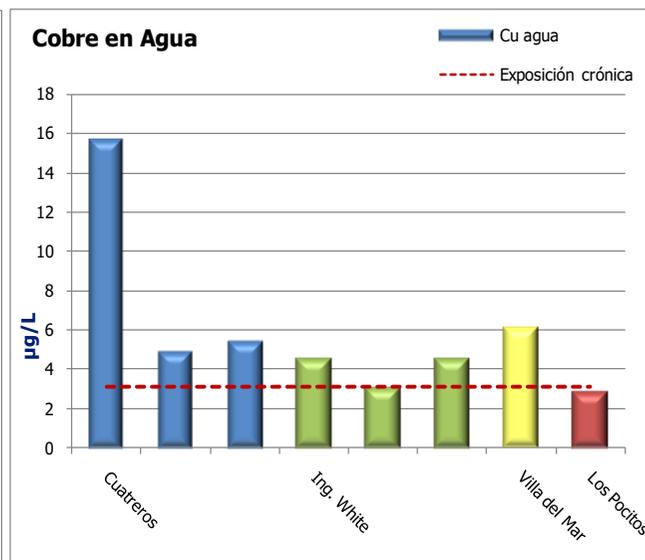
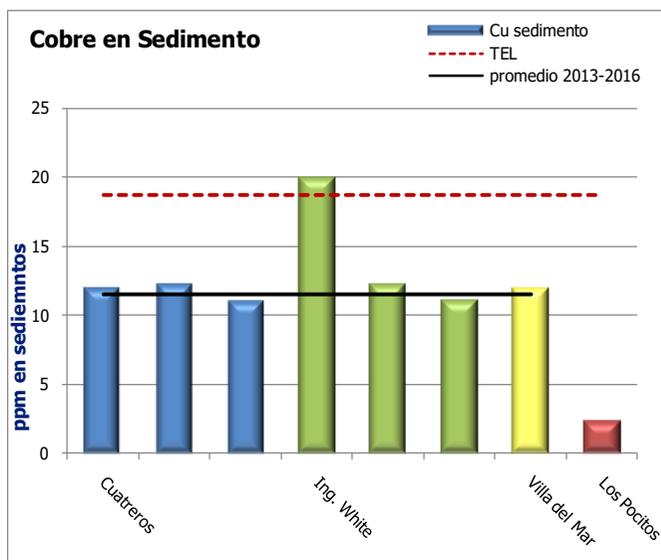
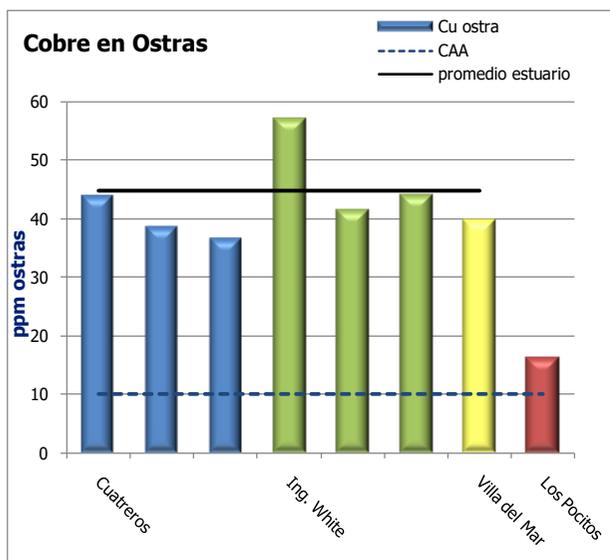


Gráficos de concentración de Plomo

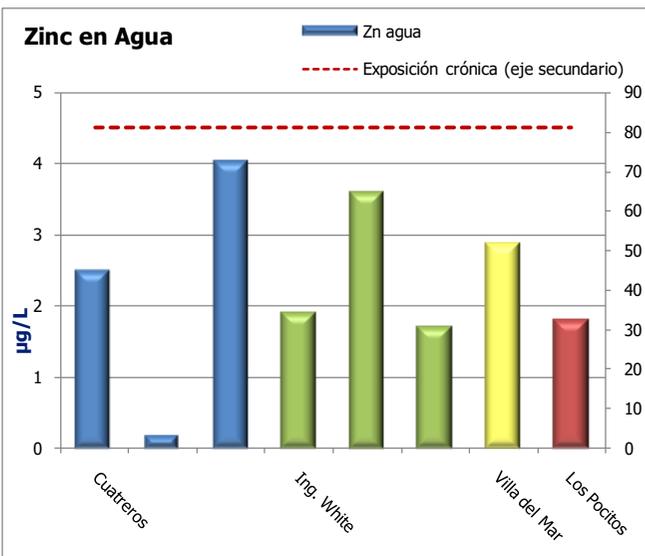
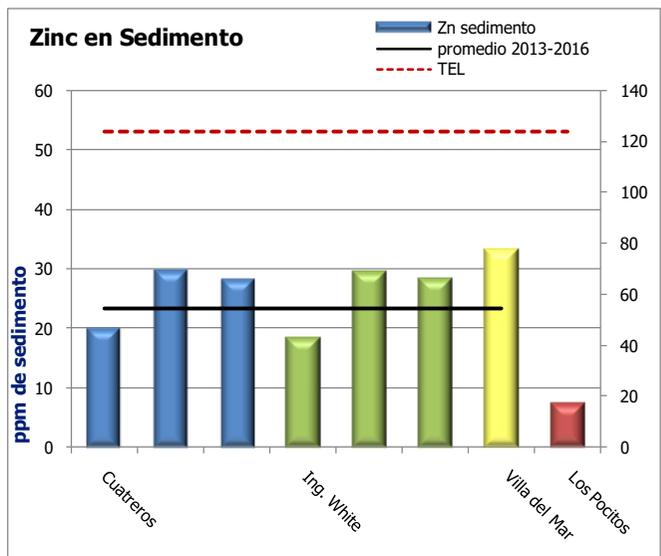
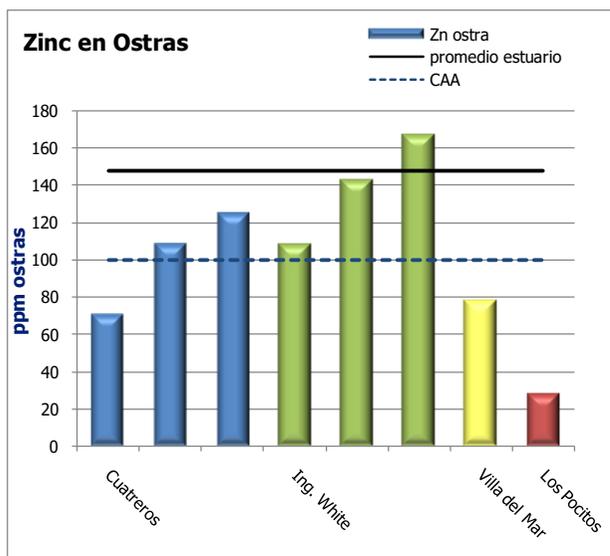




Gráficos de concentración de Cobre



Gráficos de concentración de Zinc



Gráficos de concentración de Mercurio

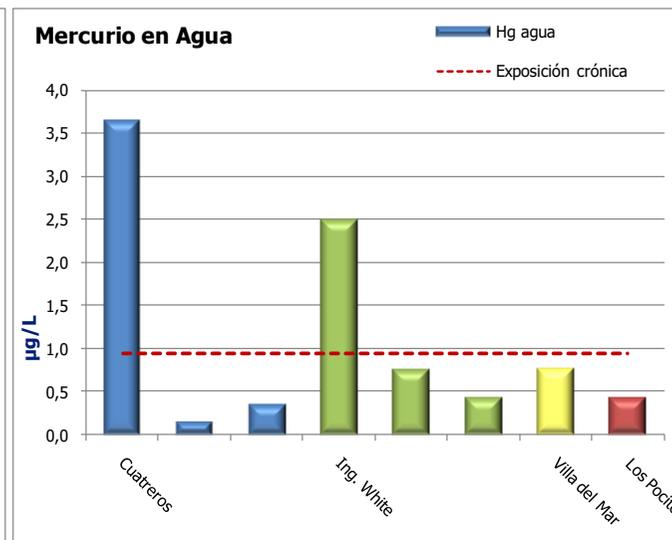
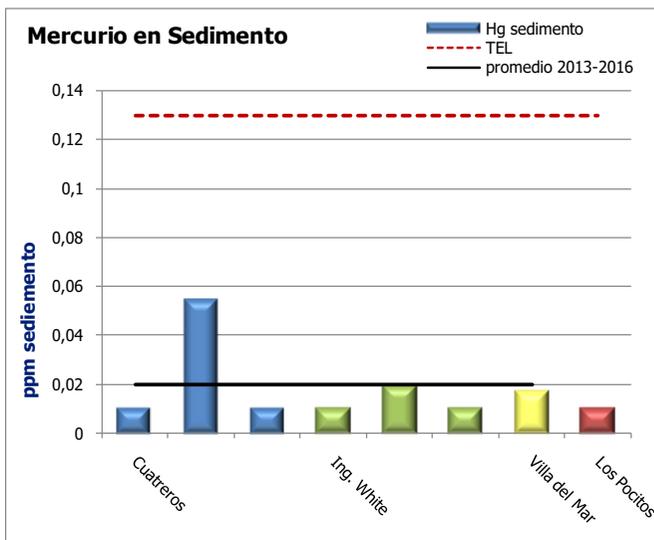
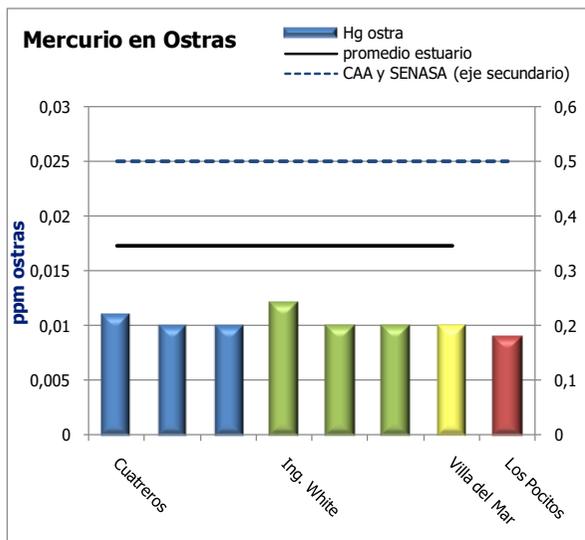




Tabla 1: Concentraciones mundiales de metales en tejido blando de ostras, promedio y umbral de contaminación (ppm en peso húmedo)

Especie	Lugar	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	Referencia
<i>Crassostrea gigas</i>	Ing. White. Estuario de Bahía Blanca	0,45	0,05	45,3	0,014	0,09	0,05	165	Promedio PIM 2013-2016
<i>Crassostrea gigas</i>	Cuatrerros. Estuario de Bahía Blanca	0,49	0,05	44,9	0,020	0,08	0,04	138	Promedio PIM 2013-2016
<i>Crassostrea gigas</i>	Villa del Mar. Estuario de Bahía Blanca	0,47	0,05	39,6	0,010	0,05	0,04	78	Presente estudio
<i>Crassostrea gigas</i>	Los Pocitos. Bahía Anegada	0,49	0,07	21,0	0,020	0,08	0,05	41	Promedio PIM 2015-2016
<i>Crassostrea gigas</i>	Taiwán (China)*	0,19	-	23-410	0,019	0,55	1,29	110-172	Hsu (1979), Han y Hung (1990), Young y Hsien (2003)
<i>Crassostrea gigas</i>	Bahía Hansan-Koje (Corea)*	0,54	-	6,3	-	-	-	110	Hwang <i>et al.</i> (1986)
<i>Crassostrea gigas</i>	Sedenia (Italia)	0,15	-	-	0,017	-	0,108	-	Piras <i>et al.</i> (2013)
<i>Crassostrea gigas</i>	Golfo de Vizcaya (España)*	0,2	3,8	74,9	0,146	0,418	0,578	416	Solaun <i>et al.</i> (2013)
<i>Crassostrea gigas</i>	Bahía Kaneohe (EEUU)*	-	-	33,5	-	-	0,122	173	Hunter <i>et al.</i> (1995)
<i>Crassostrea gigas</i>	Rio Tamar (Australia)*	-	-	14,5-38,1	-	-	0-0,8	446-2984	Ayling (1974)
<i>Crassostrea gigas</i>	Knysna (Sudafrica)*	1,8	-	6,6	-	0,32	-	85	Watling y Watling (1976)
<i>Crassostrea gigas</i>	Isla Kyushu (Japón)*	3,92	-	1022	-	-	2,9	-	Szefer <i>et al.</i> (1997)
<i>Crassostrea gigas</i>	Costa Escocesa	0,32	0,5	13,8	-	0,823	0,12	231	McIntosh <i>et al.</i> (2002)
<i>Crassostrea angulata</i>	Estuario de Guadalquivir (España)*	-	-	595,8	-	-	-	1946	Cordon (1987)
<i>Crassostrea virginica</i>	Long Island Sound (EE.UU.)*	-	-	114-216	-	-	-	-	Zarogian (1979)
<i>Crassostrea virginica</i>	Bahía de St. Louis (EE.UU.)*	-	-	9,2-39,4	-	-	-	52-1026	Lytle y Lytle (1982)
<i>Crassostrea virginica</i>	Costa Atlantica (EE.UU.)	-	0,4	91,5	-	0,19	0,47	1428	Pringle <i>et al.</i> (1968)
<i>Crassostrea virginica</i>	Bahía Chesapeake (EE.UU.)	3,41	-	10,9- 273	-	-	-	505-3033	Wright <i>et al.</i> (1985)
<i>Crassostrea virginica</i>	Veracruz (México)	7,32-11,77	20-33,6	202-280	-	7,62-14	21,42-11	157-3352	Lango-Reynoso <i>et al.</i> (2010), Ávila Perez <i>et al.</i> (1993), Anton (2002), Galaviz (2003) y Guzman(2005)
<i>Crassostrea virginica</i>	México*	0,82	-	65,2	-	-	1,76	126	Vázquez <i>et al.</i> (1993)
<i>Crassostrea margaritacea</i>	Costa sur de Suráfrica*	-	-	1-19,4	-	-	-	25-1303	Watling y Watling (1974)
<i>Crassostrea madrasensis</i>	Estuario Ennore (India)*	0,53	4,6	47,6	-	2,9	1,005	150,5	Joseph y Srivastava (1993)
<i>Crassostrea brasiliiana</i>	Bahía Sepetiba (Brasil)*	1,9	1,606	4,9	-	3,62	2,7	1900	Lima <i>et al.</i> (1986); Gomes <i>et al.</i> (1991)
<i>Crassostrea brasiliiana</i>	Estuario de Cananéia (Brasil)	11	-	2,6	0,02	-	0,08	393	Machado <i>et al.</i> (2002)
<i>Crassostrea iridescens</i>	El Salvador*	< 0,24	3,16	124,4	-	2,12	<0,24	408	Michel y Zengel (1998)
<i>Crassostrea iridescens</i>	Mazatlán (México)*	3,6	-	20	-	1,7	-	402	Paez-Osuna y Marmolejo Rivas (1990)
<i>Crassostrea rhizophorea</i>	Estuario Rio Cocó y Ceará (Brasil)*	1,07	0,35	3,7	-	-	-	236	Gonçalves <i>et al.</i> (2007)
<i>Saccostrea commercialis</i>	Puerto Jackson (Australia)	-	-	149-175	0,01-0,03	-	0,9-1,1	861-1176	Scanes y Roach (1999)
<i>Saccostrea commercialis</i>	Estuario Pittwater (Australia)	-	-	308	-	-	-	469	Birch y Hogg (2011)
<i>Ostrea equestris</i>	Norte de Rio de Janeiro (Brasil)	0,11	0,06	8,3	-	0,076	0,02	162	Ferreira <i>et al.</i> (2005)
Ostras	Promedio Mundial*	0,54	0,198	12,4	0,078	0,186	0,206	82	Cantillo (1998) NOAA (1997)
Ostras	Umbral de contaminación*	0,74	0,50	60	0,046	0,68	0,64	800	Cantillo (1998) NOAA (1997)

*Valores originales calculados en peso seco, transformados a peso húmedo multiplicando por 0,2 (se asume contenido de humedad del 80%)

Tabla 2: Especies del género *Vibrio* y presencia de *Salmonella* identificadas en ostras y agua del estuario de Bahía Blanca. Las determinaciones de *Salmonella* spp. son en 25 grs de tejido, mientras que las de *Vibrio* spp. en ostras son en 30 grs de tejido y en agua en 100 ml de muestra.

Muestra	Fecha	Lugar	<i>Vibrio</i> spp.	<i>Salmonella</i> spp.
OSTRA	Verano	Ing White	<i>V. cholerae</i>	presencia
		Cuatreros	<i>V. alginoliticus</i>	n/d
		Los Pocitos	<i>V.alginoliticus- V. parahaemolyticus</i>	n/d
	Invierno	Cuatreros	<i>V. alginoliticus</i>	n/d
		Ing White	<i>V. alginoliticus</i>	presencia
	Primavera	Ing White	<i>V.alginoliticus- V. parahaemolyticus</i>	presencia
		Cuatreros	<i>V.alginoliticus</i>	n/d
		Villa del Mar	n/d	n/d
	AGUA	Verano	Ing White	<i>V. cholerae- V. parahaemolyticus</i>
Cuatreros			<i>V. alginoliticus</i>	s/m
Los Pocitos			<i>V.alginoliticus- V. parahaemolyticus</i>	s/m
Invierno		Cuatreros	<i>V.alginoliticus- V. parahaemolyticus</i>	s/m
		Ing White	<i>V. cholerae-V. parahaemolyticus</i>	s/m
Primavera		Ing White	<i>V.alginoliticus- V. parahaemolyticus</i>	s/m
		Cuatreros	<i>V.alginoliticus- V. parahaemolyticus</i>	s/m
		Villa del Mar	<i>V. alginoliticus</i>	s/m

n/d: no detectado

s/m: sin medición



ANEXO II: MONITOREO DE ARROYOS

Tabla 3: Resultados fisicoquímicos, de metales pesados y bacteriológicos del canal Maldonado, durante el 2016 y los niveles de referencia.

Arroyo Maldonado	08/03/2016	18/05/2016	12/07/2016	12/09/2016	16/11/2016	Res. 42/2006	"TEL" NOAA (SQuiRTs)		
Fisicoquímico									
	agua	agua	sedimento	agua	agua	sedimento	agua	agua	sedimento
pH (upH)	9,4	8,4	-	8,7	8,4	-	8,8	6,5 - 8,5	NE
Temperatura (°C)	21,6	11,5	-	12,8	15,8	-	26	NE	NE
Conductividad (mS/cm)	1,99	1,39	-	1,76	1,68	-	2,17	NE	NE
Turbidez (NTU)	2,2	2,5	-	25	25,9	-	23	≤ 100	NE
TDS (g/l)	1,27	0,947	-	1,12	1,08	-	n/a	NE	NE
SS10' (ml/l)	<0,1	<0,1	-	< 0,1	< 0,1	-	< 0,1	NE	NE
SS120' (ml/l)	<0,1	<0,1	-	< 0,1	< 0,1	-	< 0,1	NE	NE
DQO (mg/l)	7	n/a	-	n/a	8	-	33	NE	NE
DBO (mg/l)	n/a	n/a	-	n/a	n/a	-	n/a	≤ 10	NE
N _{tot} (mg/l)	11	n/a	-	n/a	n/a	-	n/a	NE	NE
P _{tot} (mg/l)				0,17	-	0,5	≤ 0,025	NE	
Cadmio (ppm)	n/a	<0,005	<0,1	n/a	<0,005	d/a	n/a	≤ 0,075	0,596
Niquel (ppm)	n/a	<0,01	3,2	n/a	<0,01	5,3	n/a	≤ 0,05	35,9
Zinc (ppm)	n/a	<0,05	43,6	n/a	<0,05	d/a	n/a	≤ 7,5	315
Plomo (ppm)	n/a	<0,01	5,6	n/a	<0,01	d/a	n/a	≤ 0,025	35
Cobre (ppm)	n/a	<0,01	13,8	n/a	<0,01	21,5	n/a	≤ 5	35,7
Cromo (ppm)	n/a	<0,01	4	n/a	<0,01	12,7	n/a	≤ 0,125	37,3
Mercurio (ppm)	n/a	0,006	<0,01	n/a	0,0005	0,01	n/a	≤ 0,025	0,174
Bacteriológico									
<i>Escherichia coli</i> (UFC/100ml)	9000	4500	2800	2000	12000	≤ 126 (*)			
Heterótrofas terrestres (UFC/ml)	13000	3800	16000	3300	7000	NE			
<i>Salmonella</i> spp (UFC/250ml)	presencia	presencia	presencia	presencia	presencia	NE			

n/a: no analizado

d/a: dato anómalo

NE: no especificado

Los resultados en agua con **negrita** indican que sobrepasaron la Resolución 42/2006, (*) Límite para coliformes totales.

Los resultados en sedimento con **negrita** indican que sobrepasan el nivel guía "TEL" establecido por la NOAA (SQuiRTs) para la protección de la vida acuática.



Tabla 4: Resultados fisicoquímicos, de metales pesados y bacteriológicos del arroyo Napostá en su desembocadura, durante el 2016 y los niveles de referencia.

Arroyo Napostá	08/03/2016	18/05/2016	12/07/2016	12/09/2016	16/11/2016	Res. 42/2006	"TEL" NOAA (SQuiRTs)		
Fisicoquímico									
	agua	agua	sedimento	agua	agua	sedimento	agua	agua	sedimento
pH (upH)	8,4	7,8	-	8,4	7,8	-	8,7	6,5 - 8,5	NE
Temperatura (°C)	20,6	14,6	-	14,3	17,6	-	19,8	NE	NE
Conductividad (mS/cm)	1,14	1,57	-	1,78	1,81	-	1,31	NE	NE
Turbidez (NTU)	55	<0,1	-	18	9,8	-	10	≤ 100	NE
TDS (g/l)	0,735	1	-	1,16	1,15	-	n/a	NE	NE
SS10' (ml/l)	0,1	< 0,1	-	< 0,1	< 0,1	-	< 0,1	NE	NE
SS120' (ml/l)	0,2	< 0,1	-	< 0,1	< 0,1	-	< 0,1	NE	NE
DQO (mg/l)	12	n/a	-	n/a	4	-	14	NE	NE
DBO (mg/l)	n/a	n/a	-	n/a	n/a	-	n/a	≤ 10	NE
N _{tot} (mg/l)	2,4	n/a	-	n/a	n/a	-	n/a	NE	NE
P _{tot} (mg/l)					0,25	-	0,2	≤ 0,025	NE
Cadmio (ppm)	n/a	<0,005	<0,1	n/a	<0,005	d/a	n/a	≤ 0,075	0,596
Niquel (ppm)	n/a	<0,01	3,1	n/a	<0,01	4,4	n/a	≤ 0,05	35,9
Zinc (ppm)	n/a	<0,05	62,6	n/a	<0,05	d/a	n/a	≤ 7,5	315
Plomo (ppm)	n/a	<0,01	6,2	n/a	<0,01	d/a	n/a	≤ 0,025	35
Cobre (ppm)	n/a	<0,01	17,5	n/a	<0,01	12,7	n/a	≤ 5	35,7
Cromo (ppm)	n/a	<0,01	3,5	n/a	<0,01	8	n/a	≤ 0,125	37,3
Mercurio (ppm)	n/a	<0,0005	<0,01	n/a	0,002	0,05	n/a	≤ 0,025	0,174
Bacteriológico									
<i>Escherichia coli</i> (UFC/100ml)	2800	1500	2300	9500	6000	≤ 126 (*)			
Heterótrofas terrestres (UFC/ml)	18000	2500	10500	6200	1650	NE			
<i>Salmonella</i> spp (UFC/250ml)	presencia	presencia	presencia	presencia	presencia	NE			

n/a: no analizado
d/a: dato anómalo
NE: no especificado

Los resultados en agua con **negrita** indican que sobrepasaron la Resolución 42/2006. (*) Límite para coliformes totales.

Los resultados en sedimento con **negrita** indican que sobrepasan el nivel guía "TEL" establecido por la NOAA (SQuiRTs) para la protección de la vida acuática.



ANEXO III: MONITOREO DE LA DESCARGA CLOACAL 3^{RA} CUENCA

Tabla 5: Resultados de análisis fisicoquímicos y bacteriológicos de la Planta de Tratamiento de Líquidos Cloacales de la 3^{ra} Cuenca, durante 2016.

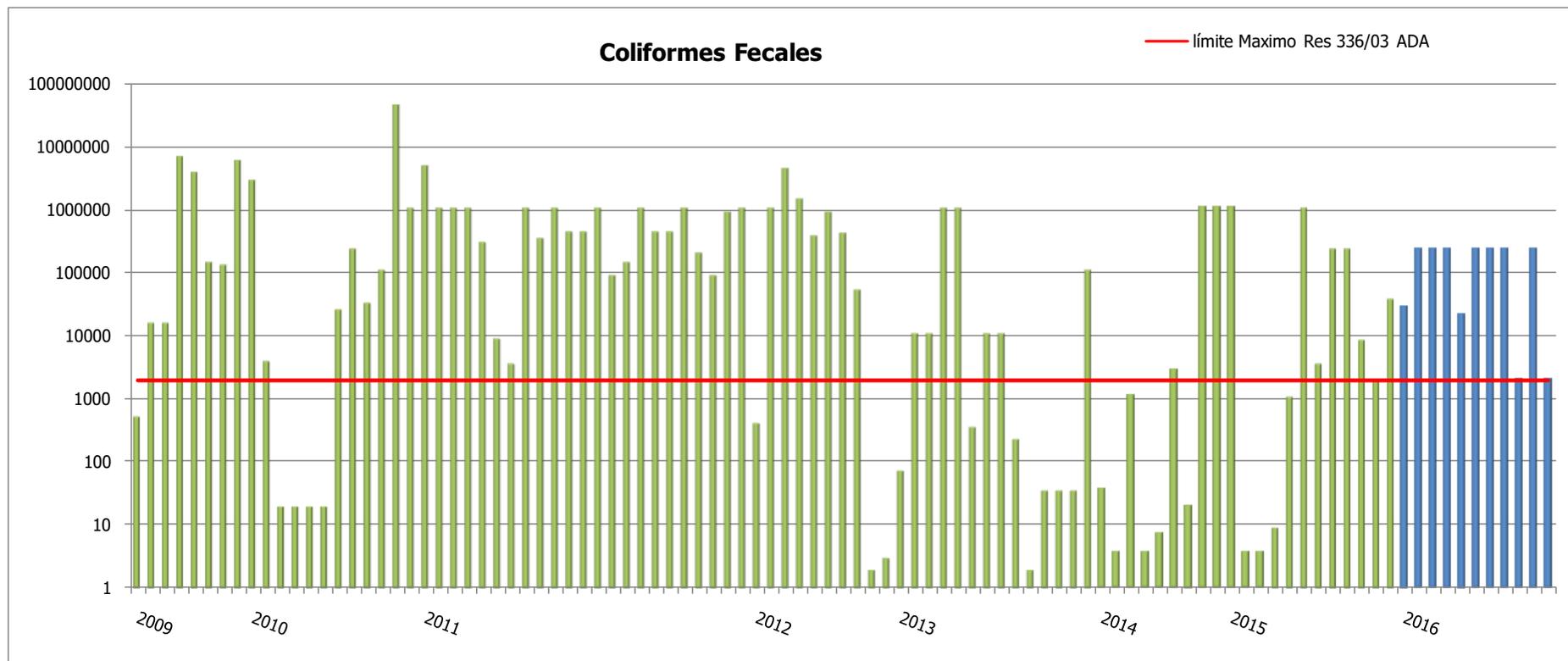
3ra Cuenca	2016											Límite Res. 336/03
	27-ene	08-mar	25-abr	18-may	08-jun	13-jul	16-ago	12-sep	11-oct	16-nov	02-dic	
Fisicoquímico												
pH (upH)	7,8	8,3	7,6	7,5	7,6	7,6	8,3	7,5	7,5	8,1	7,4	6,5 - 10,0
Temperatura (°C)	23,3	23,2	20,5	17,6	18,7	17,9	16,7	18,4	20,0	21,0	24,1	≤ 45
Conductividad (mS/cm)	2,2	1,6	1,5	1,5	1,7	1,6	1,8	1,7	1,8	1,8	1,8	NE
Turbidez (NTU)	59	65	317	432	283	209	244	294	177	609	17	NE
SS10' (ml/l)	<0,1	<0,1	<0,1	< 0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,2	<0,1	ausente
SS120' (ml/l)	<0,1	<0,1	<0,1	2,0	<0,1	<0,1	1,5	0,2	<0,1	3,5	<0,1	≤ 0,1
Cloro residual (mg/l)	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,1	<0,05	0,5	≤ 0,5
DQO (mg/l)	94	74	219	211	241	207	325	254	142	556	43	≤ 250
DBO (mg/l)	65	65	110	95	107	112	126	103	26	n/a	n/a	≤ 50
N _{tot} (mg/l)	34,6	32,0	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	≤ 35
P _{tot} (mg/l)	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	5,9	4,6	3,7	6,4	0,4	≤ 1,0
Cadmio (mg/l)	n/a	n/a	n/a	<0,005	n/a	n/a	n/a	<0,005	n/a	n/a	<0,01	≤ 0,1
Niquel (mg/l)	n/a	n/a	n/a	<0,01	n/a	n/a	n/a	<0,01	n/a	n/a	<0,02	≤ 2,0
Zinc (mg/l)	n/a	n/a	n/a	<0,05	n/a	n/a	n/a	<0,05	n/a	n/a	<0,1	≤ 2,0
Plomo (mg/l)	n/a	n/a	n/a	<0,01	n/a	n/a	n/a	<0,01	n/a	n/a	<0,02	≤ 0,1
Cobre (mg/l)	n/a	n/a	n/a	<0,01	n/a	n/a	n/a	<0,01	n/a	n/a	<0,02	≤ 1,0
Cromo (mg/l)	n/a	n/a	n/a	<0,01	n/a	n/a	n/a	<0,01	n/a	n/a	<0,02	≤ 2,0
Mercurio (mg/l)	n/a	n/a	n/a	0,0012	0,0008	n/a	0,0003	<0,0002	0,0029	0,0003	0,0003	≤ 0,005
Bacteriológico												
<i>Enterococcus</i> spp. (UFC/100ml)	n/a	26000	960000	220000	70000	510000	380000	240000	1000	220000	10	NE
Coliformes fecales (NMP/100ml)	29000	240000	>240000	240000	21000	240000	>240000	240000	<2000	240000	2000	≤ 2000

n/a: no analizado

NE: no especificado



Gráfico 1: Histórico de Coliformes fecales de la Planta de Tratamiento de Líquidos Cloacales de la 3ª Cuenca.





ANEXO IV: Evaluación del impacto bacteriológico de la descarga cloacal de la 3^{ra} cuenca en la zona interna del estuario

Tabla 6: Análisis fisicoquímicos y bacteriológicos de la zona del ex club Almirante Brown

Alte. Brown	2016							
	25-abr		08-jun		12-sep		01-dic	
	agua	sedimento	agua	sedimento	agua	sedimento	agua	sedimento
Fisicoquímico								
pH (upH)	7,52	n/a	7,8	n/a	7,9	n/a	8,2	n/a
Temperatura (°C)	17	n/a	10,1	n/a	14,5	n/a	24,9	n/a
Conductividad (mS/cm)	21,8	n/a	35	n/a	46	n/a	59,7	n/a
Turbidez (NTU)	n/a	n/a	506	n/a	saturado	n/a	346	n/a
P _{tot} (mg/l)					0,22	n/a	n/a	n/a
Cadmio (ppm)	n/a	<0,1	0,00013	< 0,1	0,00010	< 0,1	0,00013	< 0,1
Niquel (ppm)	n/a	5,1	0,0007	5,9	0,00061	6,7	0,00078	6,9
Zinc (ppm)	n/a	45,5	0,00027	54,5	0,00275	42,3	0,00019	48,9
Plomo (ppm)	n/a	3	0,00071	2,1	0,00036	1,3	0,00034	1,9
Cobre (ppm)	n/a	13,9	0,0074	18,2	0,0009	13,2	0,001	14,4
Cromo (ppm)	n/a	5,3	0,00061	3,2	0,00016	3,3	0,00012	4
Mercurio (ppm)	n/a	<0,01	0,0009	<0,01	0,00013	0,049	0,00031	<0,01
Bacteriológico								
<i>Escherichia coli</i> (UFC/100ml o UFC/g peso seco)	6200	76	4800	100	1400	83	1600	60
<i>Enterococcus</i> spp. (UFC/100ml o UFC/g peso seco)	6400	160	5200	200	1100	139	2000	110
Heterótrofas terrestres (UFC/ml)	1900	n/a	6000	n/a	730	n/a	650	n/a
Heterótrofas marinas (UFC/ml)	170000	n/a	68000	n/a	36000	n/a	13500	n/a

n/a: no analizado

