

DESCRIPCIÓN DEL ÁREA EN ESTUDIO

La ciudad de La Plata, fundada en 1882, fue pensada desde sus comienzos con un sistema de agua corriente. Además, el proyecto fundacional preveía un proyecto de descarga de líquidos cloacales. En 1905 se llamó a licitación para la construcción de la red de conducción de aguas servidas contemplando un caño maestro orientado hacia la actual intersección de las calles 66 y 122, y desde allí el conducto enterrado en la zona de bañados se extendió hasta su desembocadura en la playa 66 de la actual ciudad de Berisso, 600 metros aguas adentro del Río de La Plata (Cavallo, 2013).

Actualmente la zona definida como Gran La Plata cuenta con una población de 800.000 habitantes (censo poblacional 2010), que generan y eliminan gran parte de sus residuos domiciliarios a la red cloacal. Cabe destacar que la población actual es más de diez veces superior a la población de 1905, año en el que se inauguró el emisario que descargaba los residuos cloacales a 600 m de la costa. Actualmente esta descarga se realiza directamente en las playas de la ribera de Berisso.

La zona bajo impacto de la descarga cloacal de las ciudades de La Plata, Berisso y Ensenada comprende una franja costera ubicada en la costa del partido de Berisso de aproximadamente 2,5 km, que corre en dirección NO-SE, desde la desembocadura de los arroyos Palo Blanco ($34^{\circ}51'52"S$; $57^{\circ}49'28"O$) y La Maza ($34^{\circ}52'40"S$; $57^{\circ}48'18"O$) (Figura 9). En un punto aproximadamente equidistante de la desembocadura de los arroyos mencionados, se ubican dos efluentes que drenan hacia las aguas del Río de la Plata desechos provenientes del Gran Plata. Dichos efluentes, que vuelcan directamente sobre la costa y a 500 metros de distancia entre sí, corresponden a la “Descarga cloacal” y el “Canal aliviador” (Figura 9).

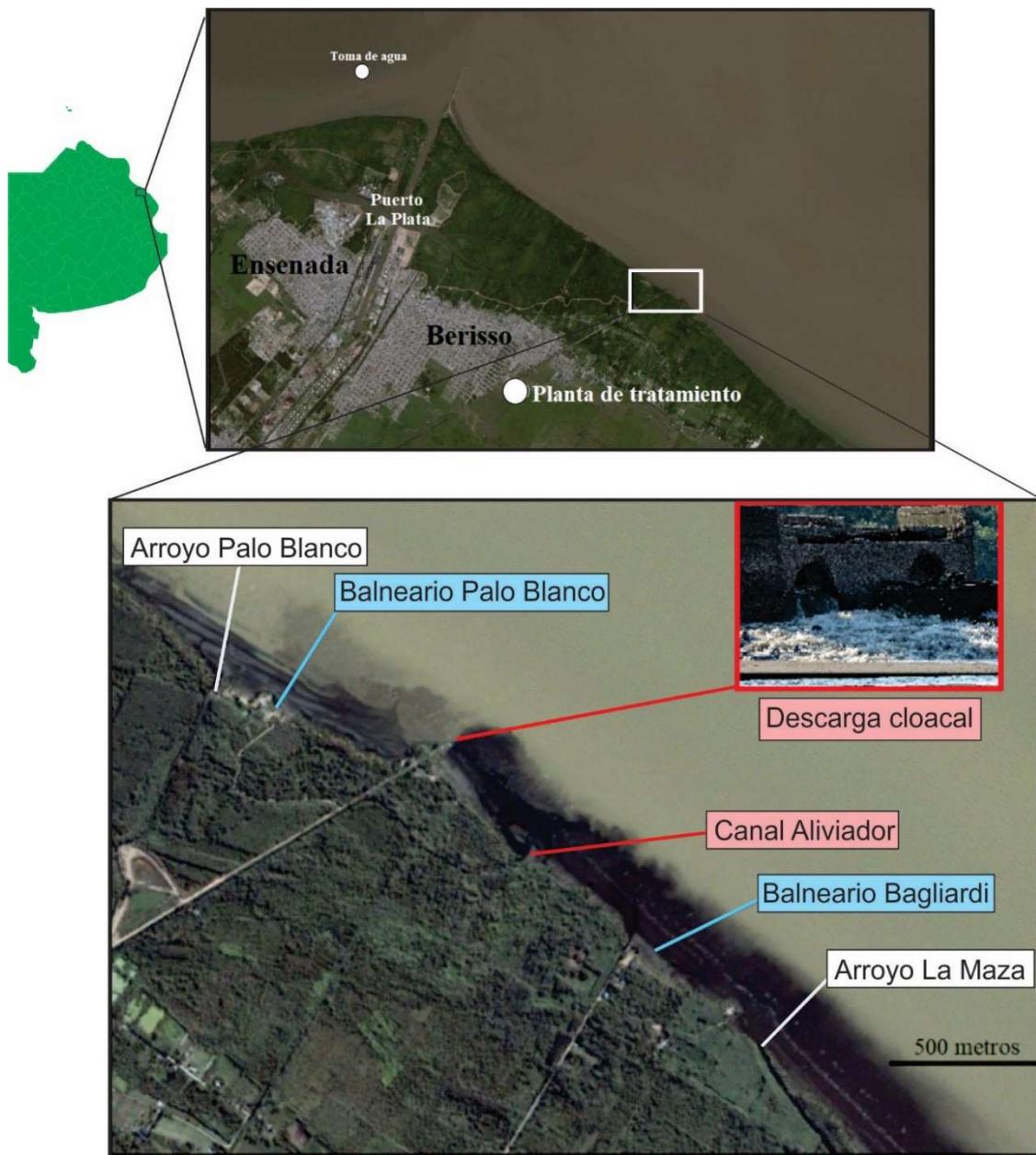


Figura 9: Ubicación del área de estudio y detalle de la descarga cloacal

Sobre dicha costa se han ido desarrollando distintos balnearios de variadas características ambientales, servicios e infraestructura que son utilizados para la recreación, esparcimiento y navegación por aproximadamente 1.000.000 de personas del Gran La Plata durante todo el año, según datos provistos por la Municipalidad de Berisso que se detallan a continuación:

1. **Isla Paulino:** ubicada a 6.000 metros al norte de la descarga cloacal. Se accede por agua desde el centro de Berisso en lancha colectivo. También es posible acceder por la playa en bajamar. Cada temporada de diciembre a marzo se estima que recibe una afluencia de más de 250.000 personas para realizar deportes acuáticos y recreación.

2. **Palo Blanco:** ubicada a 2.000 m al norte de la Descarga cloacal. Cada temporada de diciembre a marzo se estima que recibe una afluencia de 100.000 personas para realizar deportes acuáticos y recreación.
3. **Bagliardi:** localizada a 500 m al sur del Canal aliviador y aproximadamente 900 metros de la descarga cloacal. Cada temporada de diciembre a marzo se estima que recibe una afluencia de 120.000 personas para realizar deportes acuáticos y recreación.
4. **Municipal:** localizada a 9.000 m al sur de la descarga cloacal. Cada temporada de diciembre a marzo se estima que recibe una afluencia de 100.000 personas para realizar deportes acuáticos y recreación.
5. **La Balandra:** localizada a 11.500 m al sur de la descarga cloacal. Cada temporada de diciembre a marzo se estima que recibe una afluencia de 300.000 personas para realizar deportes acuáticos y recreación.

Entre los balnearios de la ribera de Berisso, es posible identificar a las playas “Palo Blanco” y “Bagliardi”, entre las más afectadas por la influencia de la descarga cloacal.



Figura 10: Esquema de ubicación de las playas en relación con la descarga cloacal

Además del uso para el esparcimiento, la zona de estudio exhibe una relevancia social muy importante asociada al consumo de peces obtenidos tanto por la pesca recreacional-deportiva como la pesca artesanal-comercial costera (López *et al.*, 2012). Con respecto a la primera, las especies blancas más importantes son el dorado, surubí, boga y pejerrey, variando la extracción de las diferentes especies a lo largo del año. Por otro lado, la pesca artesanal-comercial se encuentra orientada principalmente al sábalo

y es realizada prácticamente durante todo el año. Esta actividad es el sostén de varios polos pesqueros de la región, comercializando las capturas para el consumo y productos derivados. Se destaca que uno de los principales sitios de pesca comercial artesanal se encuentra ubicado en la Descarga cloacal.



Figura 11: Salida del cloacal



Figura 12: Cartel de identificación del vuelco en la zona

SITIOS DE MUESTREO

Los resultados que se analizan en este informe provienen en algunos casos de muestras solicitadas especialmente por el grupo *ad-hoc*: descarga cloacal y canal aliviador (noviembre 2020 y marzo 2021), arroyo Palo Blanco (noviembre 2020), arroyo la Maza (noviembre 2020). Los resultados se presentan en el **Anexo 8** identificando como fuente la “Municipalidad de Berisso”. Sin embargo, en su gran mayoría, corresponden a resultados disponibles de estudios realizados previamente en la zona por grupos de investigación de diversos Institutos o Universidades, y también de organismos oficiales que realizaron relevamientos periódicos en el área. Todos los resultados consultados se encuentran en el **Anexo 8**, discriminados en tablas de acuerdo a su naturaleza (contaminantes químicos o biológicos) u origen (vuelcos cloacales, arroyos, playas, río) indicando en todos los casos la fuente del dato.

Para su análisis en conjunto, los sitios de muestreo que se analizaron pueden dividirse en dos grupos principales: sitios “gradiente río” y sitios “gradiente playas”. A continuación, se enumeran las estaciones de muestreo que constituyen cada grupo.

Sitios gradiente río: En esta serie de puntos de muestreo las muestras del agua del río fueron obtenidas directamente desde una embarcación a distintas distancias de la costa. Los puntos de muestreo se presentan en la Figura 13. Los sitios muestreados se encuentran frente a las desembocaduras de la descarga del cloacal y del canal aliviador, como así también de los arroyos Palo Blanco y La Maza, que desembocan respectivamente al norte y al sur del vertido cloacal. Los sitios 1101 y 1151 se encuentran a 500 metros de la costa; 1102, 1152 y 1301 a 1500 metros de la costa, y 1103 y 1153 a 3000 metros de la costa.

Los puntos identificados como “Salida cloacal” y “Descarga aliviador” corresponden a muestras tomadas en el río en las inmediaciones de la salida de la descarga cloacal y del canal aliviador respectivamente.

Sitios gradiente playas: En esta serie de puntos de muestreo en cambio, las muestras de agua de río fueron obtenidas desde la costa, por lo que se trata de lugares de escasa profundidad, más cercanos a la orilla que en el caso anterior. Las playas muestreadas fueron de norte a sur: Palo Blanco, Descarga cloacal, Playa Bagliardi, Playa Municipal, Playa Balandra (Figura 14). También se obtuvieron muestras de los arroyos Maldonado, Palo Blanco, La Maza y El Pescado, así como del canal aliviador, en los puntos que se indica en la Figura 14. Estos puntos están situados en el caso del arroyo Palo Blanco y del Canal Aliviador en puentes próximos a la desembocadura que facilitan el acceso a su cauce. No debe confundirse los puntos “Descarga cloacal” y “Canal aliviador”, que

son tomados directamente de la descarga y del canal, con los que se presentan en la Figura 13, “Salida cloacal” y “Descarga aliviador”, que son tomados del río y que por lo tanto ya presentan cierta mezcla con sus aguas.



Figura 13: Sitios muestreados de las aguas del Río de la Plata



Figura 14: Sitios muestreados en las playas y arroyos que descargan al río.

UNA BREVE HISTORIA DE LA LEGISLACIÓN SOBRE AMBIENTE

El camino que sigue la legislación ambiental nacional está muy influenciado por los sucesos que fueron ocurriendo a nivel internacional. La moderna legislación sobre el ambiente se origina recién a partir de la década de 1960, cuando se comienza a tomar conciencia de la magnitud que había alcanzado el problema de la contaminación y se comienzan a buscar soluciones. Muchos de los problemas a resolver requerían de soluciones concertadas a escala global para que las acciones tomadas fueran realmente eficaces. Actualmente existen más de 200 acuerdos que la Argentina ha suscripto y ratificado. Estos acuerdos tienen una vocación universal y obligan a su cumplimiento a los Estados que los firman y ratifican. En el caso de nuestro país, una vez adoptados, no solamente son de cumplimiento obligatorio, sino que tienen una jerarquía superior a las leyes. A pesar de no estar expresamente mencionado, existe jurisprudencia internacional que considera que el derecho a un ambiente sano puede ser considerado como un derecho humano (Devia, 2018).

Conjuntamente con el desarrollo de acuerdos internacionales para abordar los temas de contaminación global también fue desarrollándose una normativa local en los distintos países. Para la aplicación de esta nueva legislación local se establecieron en los distintos países dependencias dedicadas especialmente al control del ambiente. Por ejemplo, en EE.UU. se crea en 1970 la Agencia de Protección Ambiental (US EPA). En nuestro país inicia su actividad en 1973 la Secretaría de Recursos Naturales y Ambiente Humano, desmantelada luego del golpe militar de 1976.

En la legislación nacional sobre ambiente puede distinguirse una primera etapa en la que la legislación es “estática”: se legisla sobre los recursos naturales, pero solamente con el objetivo de su aprovechamiento, sin tener en cuenta la protección del ambiente. Con el tiempo la legislación fue incorporando un aspecto “dinámico”, considerando también la protección del medio natural (Nonna *et al.*, 2011).

En el caso de Argentina, siendo un país federal, la Nación solo tiene competencia en las áreas que expresamente delegan las Provincias. Por lo que toda la legislación ambiental sancionada por el Gobierno Nacional rige solamente en los territorios federales, sólo es aplicable en las Provincias si éstas expresamente adhieren a cada norma en particular. Esto ha generado una gran profusión de normas ambientales distintas de acuerdo a la jurisdicción, que a veces pueden ser difíciles de interpretar (Hanela *et al.*, 2016).

Con el objetivo de establecer criterios comunes entre todas las Provincias, en la década de 1990 se producen dos hechos de importancia. Uno es el Pacto Federal Ambiental de 1993, como consecuencia del cual se crea el Consejo Federal de Medio Ambiente, un

ámbito para coordinar la política ambiental en el país. El otro es la reforma de la Constitución Nacional de 1994. La nueva Constitución incorpora el Artículo 41 que reconoce el derecho a un ambiente sano:

Todos los habitantes gozan del derecho a un ambiente sano, equilibrado, apto para el desarrollo humano y para que las actividades productivas satisfagan las necesidades presentes sin comprometer las de las generaciones futuras; y tienen el deber de preservarlo. El daño ambiental generará prioritariamente la obligación de recomponer, según lo establezca la ley.

El artículo también establece la competencia de la Nación para elaborar presupuestos mínimos de protección ambiental:

Corresponde a la Nación dictar las normas que contengan los presupuestos mínimos de protección, y a las provincias, las necesarias para complementarlas, sin que aquellas alteren las jurisdicciones locales.

Bajo la figura de estos “presupuestos mínimos” se han establecido hasta la fecha once leyes que abarcan diferentes temas y que pretenden armonizar las normas ambientales vigentes en todo el territorio de la Nación. Sin embargo, como veremos a continuación, la elaboración de los presupuestos mínimos dista de estar concluida para todos los aspectos de la contaminación del ambiente.

Legislación vigente sobre efluentes líquidos y aguas superficiales

Tanto a nivel internacional como nacional existe una gran diversidad de normas vinculadas a la regulación de los vertidos de efluentes líquidos, que a su vez están estrechamente relacionadas con las normas de calidad de aguas superficiales.

En Argentina una de las primeras leyes ambientales, sancionada en 1891, fue la Ley 2797, referida precisamente a la Purificación de los Residuos Cloacales e Industriales que se arrojan a los Ríos. Ya en aquel entonces la ley señala en su artículo 1 que:

Las aguas cloacales de las poblaciones y los residuos nocivos de los establecimientos industriales no podrán ser arrojados a los ríos de la República, si no han sido sometidos previamente a un procedimiento eficaz de purificación.

No existe actualmente una ley nacional que establezca la calidad de los vertidos de efluentes líquidos, por lo que debe analizarse la norma vigente en cada jurisdicción.

En la Provincia de Buenos Aires, el Código de Aguas, establecido por la ley 12257/1999 creó la Autoridad del Agua (ADA), que es el organismo responsable de fijar los

estándares de calidad de agua y los límites de contaminantes en los vertidos en la Provincia. La Ley 5965/1958 estableció la regulación de la emisión de efluentes líquidos, pero no los valores de contaminantes en los cursos de agua. **Actualmente los valores máximos permitidos en los efluentes líquidos están regulados por la Resolución de la ADA 336/2003.**

La legislación sobre aguas superficiales suele ir acompañada de una categorización de los cursos de agua en base al uso al que están destinados. De acuerdo a esta categorización se establecen estándares de calidad para garantizar una protección adecuada del recurso acuático para ese fin. Ejemplo de usos de aguas superficiales son el abastecimiento de agua para potabilización, actividades recreativas con o sin contacto directo con el agua, pesca o protección de la vida acuática, entre otros.

Dentro de las normas vigentes a nivel nacional sobre aguas superficiales debe mencionarse la ley de Residuos Peligrosos 24.051. Esta ley tiene importancia histórica, ya que fue una de las primeras normas ambientales modernas y fue adoptada por muchas jurisdicciones. A través de su Decreto Reglamentario 831/1993 estableció valores guía de calidad de agua para distintos usos, que son utilizados muchas veces como referencia. Sin embargo, la Provincia de Buenos Aires no adhirió a esta normativa, por lo cual, en el ámbito provincial, estos valores sólo pueden ser utilizados como una orientación, careciendo de validez legal en la jurisdicción provincial.

Otras normas que pueden tenerse en cuenta como referencia son las que regulan la calidad del agua en cuencas vecinas a la zona, por ejemplo, la Cuenca del Río Matanza-Riachuelo o la del Río Uruguay. ACUMAR, la Autoridad de Cuenca del Río Matanza-Riachuelo, ha establecido a través de la Resolución 42/17 valores límite para distintos contaminantes en el agua de acuerdo a los usos designados para diferentes zonas de la cuenca. En cuanto al Río Uruguay existe una normativa de carácter internacional, consensuada entre los países integrantes de su cuenca baja. Se trata del Digesto sobre el Uso y el Aprovechamiento del Río Uruguay (Resolución CARU-Comisión Administradora del Río Uruguay- 28/19) que fija los objetivos de calidad del agua en el área de la jurisdicción.

En la Provincia de Buenos Aires la normativa vigente para calidad de aguas dulces y marinas es la Resolución 42/2006 del ADA. La resolución incluye valores límite, tanto para contaminantes químicos como microbiológicos, para el uso de aguas con fines recreativos o como fuente de agua potable.

Para las aguas recreativas, tanto esta norma como otras vigentes a nivel nacional e internacional, se enfocan principalmente en la prevención de las enfermedades

diarreicas en los bañistas. Habitualmente se regulan valores límite de indicadores bacterianos de contaminación fecal, cuyo significado aclararemos más adelante.

En el año 2016, el Ministerio de Salud ha aprobado la Resolución 125/2016, Directrices Sanitarias para Uso Seguro de Aguas Recreativas. La resolución consta de dos módulos, el primero está referido a Cianobacterias en Agua Ambiente, y el segundo a enteropatógenos y microorganismos oportunistas. Las directrices pretenden “*establecer pautas sanitarias de calidad para todo el país, para el uso adecuado del ambiente acuático, en todas las diversidades y modalidades de uso recreativo, a fin de prevenir riesgos para la salud de los usuarios habituales y ocasionales*”. Se trata de un documento orientativo para el desarrollo de la normativa legal. Los parámetros establecidos como valores guía en esta resolución están en concordancia con los vigentes en la Provincia de Buenos Aires.

REQUISITOS INDISPENSABLES PARA LA CORRECTA ELECCIÓN DE LABORATORIOS

Durante la realización de este informe el grupo de trabajo decidió contratar los servicios de toma de muestra con custodia (OPDS) y servicios analíticos de laboratorios acreditados para los objetivos pretendidos (análisis microbiológicos y físico-químicos). Sin embargo, nos encontramos ante una situación coyuntural, ya que numerosos analitos fueron informados como falsos resultados negativos, se utilizaron metodologías inadecuadas y/o fueron erróneamente informados. Esta situación, dejó en evidencia que no es suficiente considerar la acreditación de un laboratorio para análisis de muestras ambientales, como tampoco es garantía contratar un servicio de muestreo y custodia. Es necesario contar con el asesoramiento de un profesional calificado para la interpretación de los análisis, ya que ante un resultado erróneo se pueden tomar decisiones equivocadas que afectarían la salud pública.

A continuación, se enumeran una serie de requisitos a considerar sobre laboratorios para análisis de muestras ambientales (Guía Técnica de la Cámara Empresaria de Medio Ambiente-CEMA, 2021).

Requisitos indispensables para la correcta elección de laboratorios

Para evaluar el estado de situación de la calidad de un producto, calidad ambiental, salud humana, animal y vegetal es necesario realizar análisis. Para ello, existen laboratorios, cuya función es realizar tareas de muestreo y análisis de muestras, garantizando resultados confiables.

Desde el punto de vista ambiental, la función de los laboratorios es crucial, dado que el resultado de los análisis es una medida de los impactos que puede tener una actividad sobre el ambiente. El aseguramiento de la calidad de estos resultados es fundamental. Un análisis mal realizado, ya sea mediante una técnica incorrecta o no utilizando materiales de referencia, puede conducir a la obtención de un resultado erróneo, lo cual puede implicar que se subestimen los riesgos sobre el ambiente y la salud de la población, sin contar los perjuicios económicos asociados.

Requisitos generales

- a- Sobre las **instalaciones**: El laboratorio debe tener la infraestructura, cantidad de equipos y personal necesarios para procesar/conservar/descartar las muestras involucradas y presentar los resultados en los tiempos definidos.
- b- Sobre el **personal**: El laboratorio debe tener un director y codirector técnico designados como responsables del funcionamiento, personal profesional y técnico responsable de las tareas analíticas dentro del laboratorio, personal profesional y técnico responsable de la toma de muestras (acreditados por el Registro Nacional de Tomadores de Muestra, a nivel nacional BO3364 24/8/17 Res. CPIQ 17/17).

Requisitos específicos

- a- Sobre las **metodologías de muestreo y análisis**:

El laboratorio debe emplear y especificar por analito (compuesto a determinar) métodos de muestreo y análisis de acuerdo con la última edición de las normas reconocidas a nivel nacional y/o internacional. Para el caso de aquellos parámetros que no cuenten con método proveniente de una fuente reconocida, el laboratorio deberá contar un informe de validación interna.

Las muestras tomadas (cantidad suficiente para los análisis) deben ser preservadas (temperatura/oscuridad) y transportadas (envase, tiempo) de acuerdo a lo indicado en las metodologías. Además, se deberán tomar contramuestras, para ser analizadas junto a la muestra original. En caso de ser requerido, la ubicación de los puntos de muestreo debe tener fundamentos técnicos.

Se deberá llevar un registro del proceso de muestreo y análisis (cadenas de custodia, certificados de calibración, registros internos, datos crudos de equipos, protocolos y todos los documentos propios que resulten necesarios según el tipo de análisis a realizar) para mantener una adecuada trazabilidad (conocer el historial y poder identificar errores/fallas/desviaciones).

b- Sobre el equipamiento:

Todo equipamiento de laboratorio o de campo deberá estar con calibración vigente y contar con la documentación respaldatoria. La Empresa Calibradora debe estar homologada por el Organismo Argentino de Acreditación (OAA). Los equipos para mediciones en el lugar de muestreo (equipos de lectura directa) deberán contar con sus cartas de control y sus patrones de verificación.

c- Sobre la capacidad técnica:

El laboratorio debe contar con la acreditación de al menos un (1) parámetro analítico, conforme los requerimientos de la Norma IRAM N° 301:2005 (ISO/IEC N° 17.025), por cada grupo instrumental o sistema analítico utilizado.

Los laboratorios de análisis deberán participar de ensayos inter-laboratorios (control de calidad externo) y utilizar patrones o estándares trazables internacionalmente (con certificado vigente).

Además, deberá realizar un control de calidad de sus ensayos, como parte de su rutina.

Requisitos legales

- a- El Laboratorio debe contar con la habilitación municipal y estar reconocido por los organismos competentes en su jurisdicción.
- b- Cumplimentar con todo lo estipulado por las normativas ambientales y de seguridad e higiene vigentes (Ley Nacional N°19.587).
- c- Debe estar inscripto en el Registro de Generadores de Residuos Especiales/Peligrosos correspondiente a su jurisdicción, como así también con inscripción vigente en el RENPRE (Registro Nacional de Precursores Químicos).

CONTAMINANTES BIOLÓGICOS

La contaminación del agua con microorganismos patógenos es un hecho conocido desde los tiempos más remotos de la historia de la humanidad. Una enfermedad similar al cólera ha sido descripta en un texto escrito en sánscrito en India en los años 500-400 A.C. (Colwell, 1996); la fiebre tifoidea y la disentería han diezmado ejércitos en los campamentos y en las trincheras a lo largo de todas las grandes batallas de la historia (Ledermann, 2003a, Ledermann, 2003b); durante la primera mitad del siglo XX las epidemias de poliomielitis en los países desarrollados causaron el colapso de las unidades de asistencia respiratoria (Agüero, 2020); más recientemente, hacia finales del siglo, un masivo brote de Criptosporidiosis en Milwaukee (EE.UU) que afectó a más de 400.000 personas, sirvió para alertar a los proveedores de agua potable de que aún quedaban cosas por conocer sobre las enfermedades hídricas (Mac Kenzie *et al.*, 1994).

Los contaminantes biológicos del agua incluyen agentes patógenos como bacterias (*Salmonella* Typhi, *Salmonella* Paratyphi, *Vibrio cholerae*, *Shigella* spp., *Escherichia coli* patógena), virus (poliovirus, virus de la Hepatitis A, virus de la Hepatitis E, norovirus, rotavirus) y parásitos (*Cryptosporidium parvum*, *Giardia intestinalis*, *Entamoeba histolytica*, *Ascaris* spp, *Strongyloides stercoralis*) (OMS, 2008). En todos los casos, los principales patógenos transmitidos por el agua provienen de las heces de las personas o de animales enfermos o portadores sanos. Los cuerpos de agua superficiales suelen recibir descargas de aguas residuales de diferentes orígenes tales como efluentes cloacales sin tratamiento o con tratamientos deficientes, desbordes de sistemas de alcantarillado o desagües pluviales urbanos. Además de estas fuentes puntuales, existen fuentes de contaminación difusas constituidas principalmente por las aguas de escorrentía procedentes de zonas agropecuarias en las que se practica la cría de ganado. De este modo, los microorganismos patógenos pueden alcanzar los cursos de agua, en los que logran sobrevivir algún tiempo. Finalmente, cuando un individuo sano consume o se expone al agua contaminada, puede contraer la enfermedad.

La principal vía de ingreso al organismo es la vía oral y, en la mayoría de los casos, las enfermedades son gastroenteritis de mayor o menor gravedad de acuerdo al microorganismo implicado y al estado de salud general de la persona que se ha contagiado. En algunos casos las manifestaciones pueden ser distintas de acuerdo al patógeno considerado. Así, por ejemplo, pueden producirse también afecciones neurológicas, como en el caso de poliovirus, ó síndrome urémico hemolítico cuando el agente causal es *Shigella* spp. y *Escherichia coli* O157:H7.

El número y tipo de microorganismos patógenos de origen humano presentes en las aguas superficiales va a depender, entre otros factores, del número en que se encuentren en las heces de las personas, de la densidad de población y las infecciones prevalentes en la comunidad y de la existencia o no de un tratamiento adecuado y eficiente de las aguas residuales cloacales que son vertidas a ese curso.

Una vez que alcanzan las aguas los microorganismos pueden disminuir por efecto de la dilución, por sedimentación o por destrucción debida a efectos medioambientales, como la exposición a la luz solar y la depredación entre otros. Con respecto al efecto de dilución, el número de microorganismos será mayor en la zona de descarga de la fuente de contaminación e irá disminuyendo en función de la distancia. El efecto dependerá también del caudal del cuerpo de agua y de su turbulencia. Además, el tiempo de supervivencia va estar relacionado con la temperatura del agua, la turbidez, la concentración de oxígeno y de nutrientes y la presencia de sustancias tóxicas y número de depredadores (Davies et al., 1995).

En los ambientes acuáticos los sedimentos pueden constituir un reservorio de microorganismos patógenos y compuestos químicos, por esta razón desde este compartimento pueden liberarse a las masas de agua por resuspensión, siendo este un factor importante a tener en cuenta en relación con su número y supervivencia (Haller *et al.*, 2009).

La supervivencia de microorganismos patógenos es más corta en los climas tropicales, en los cuales se estima en el orden de días, y puede extenderse a meses en invierno o en ambientes de clima frío. Debe tenerse en cuenta que la supervivencia va a depender además del tipo de microorganismo considerado (Seidel *et al.*, 2016; Chávez Díaz *et al.*, 2020). De modo general puede decirse que los patógenos bacterianos, en su forma vegetativa, son los menos persistentes. Los virus en cambio tienen una persistencia amplia, basada en características especiales como ser su pequeño tamaño, su estabilidad en un amplio rango de temperatura y pH, la resistencia a agentes químicos y la propensión a agregarse y adsorberse a superficies de partículas. La mayor persistencia es la que presentan los ooquistes de parásitos, que pueden sobrevivir durante semanas o meses en la mayoría de las aguas superficiales. Existen tiempos de supervivencia reportados de hasta 176 días (WHO, 2016). Los ooquistes de parásitos constituyen un serio desafío para los sistemas de potabilización de agua, ya que son también extremadamente resistentes a los procesos de desinfección convencionales. Su remoción depende principalmente del funcionamiento correcto de los sistemas de filtración.

Indicadores biológicos de contaminación

Habitualmente, debido a la dificultad para detectar y enumerar todos los microorganismos patógenos potencialmente presentes en el agua, se recurre al empleo de microorganismos indicadores de contaminación fecal. Se trata de microorganismos que están presentes de modo natural en el tracto gastrointestinal. Por lo tanto, en una persona o animal enfermo, coexistirán en su intestino los microorganismos indicadores y los patógenos. Su detección implica que en el agua analizada existe contaminación fecal y, por lo tanto, la posible presencia de los principales microorganismos patógenos vehiculizados por el agua, que tienen precisamente ese origen.

Para que un microorganismo sea útil como indicador su número en el tracto gastrointestinal debe ser elevado, debe excretarse continuamente con las heces, su supervivencia en agua debe ser mayor a la de los patógenos que se pretende buscar y los métodos para su detección deben ser sencillos (OMS, 2008). Los microorganismos indicadores permiten a las autoridades determinar el grado de contaminación del agua

de manera rápida y económica, y son los que suelen incorporarse a las normas que regulan su calidad para distintos usos. Si bien no existe un indicador ideal, hay muchos que son extensamente empleados a pesar de algunas limitaciones.

Los indicadores de contaminación fecal incluyen bacterias y virus. Entre los indicadores de contaminación fecal bacterianos podemos mencionar a *Escherichia coli* (cocobacilo Gram negativo), uno de los indicadores más extensamente utilizados, enterococos (cocos Gram positivos) y clostridios sulfito reductores, dentro de los cuales el más representativo es el *Clostridium perfringens* (bacilo Gram positivo, anaerobio, esporulado).

Los indicadores de contaminación fecal más empleados suelen ser bacterias por la mayor simplicidad para su determinación, sin embargo, existen virus y parásitos que sobreviven más tiempo que las bacterias en el agua. Uno de los puntos débiles de *Escherichia coli* como indicador es precisamente su supervivencia en el agua. En aguas superficiales, principalmente en agua de mar o en estuarios, puede darse el caso de que no se detecte el indicador *Escherichia coli*, pero aún puedan sobrevivir algunos patógenos. Por este motivo para estos fines se prefiere emplear simultáneamente otros indicadores más resistentes, como los enterococos, que presentan una mayor resistencia a condiciones adversas como la salinidad.

De acuerdo al uso del agua las normas exigen la investigación o el recuento de diferentes indicadores de contaminación fecal.

Para agua potable el Código Alimentario Argentino contempla la investigación de *Escherichia coli*. La exigencia para que el agua se considere apta para el consumo es su ausencia en 100 mL de muestra.

En el caso de los efluentes cloacales, en los que se asume la presencia de contaminación fecal, no es necesario realizar un análisis tan estricto. La legislación emplea como indicador a los coliformes termotolerantes, grupo de bacterias a las que pertenece *Escherichia coli*, sin necesidad de llegar a la identificación del género y la especie. Tampoco se exige ausencia, sino que se indica un valor límite. Habitualmente la legislación nombra a este grupo de bacterias como “coliformes fecales”, un término en desuso en el ámbito académico por haberse probado que incluyen especies que no son de origen intestinal. La técnica que sugiere la legislación vigente es la de recuento por número más probable (NMP). Se trata de un recuento estadístico rápido de realizar y que presenta una elevada dispersión en sus resultados. A pesar de esta imprecisión se privilegia emplear una técnica rápida y económica para estimar la contaminación fecal en una matriz que se sabe que la contiene.

Para aguas de uso recreativo se ha establecido una conexión estadística relevante entre la presencia de los indicadores *Escherichia coli* y enterococos, y la ocurrencia de síntomas gastrointestinales en las personas que las utilizaban (Wiedemann *et al.*, 2006). Esto ha motivado que sean los indicadores propuestos por las distintas normas a nivel mundial. Al igual que en el caso de los efluentes, la ausencia de estos microorganismos indicadores es muy difícil de lograr, por lo tanto, se fija un valor límite bajo para ambos microorganismos, estimando como aceptable un riesgo de 32 enfermos de gastroenteritis cada 1000 bañistas en el caso que se cumplan los límites establecidos (EPA, 2012). La técnica recomendada para la determinación es el método de filtración por membrana, estimando las unidades formadoras de colonia, una técnica más precisa que el NMP empleado para efluentes.

Si bien los indicadores bacterianos son los de empleo más frecuente en la legislación a nivel mundial podrían no reflejar los niveles de patógenos virales y parásitos, especialmente en situaciones en las cuales estos indicadores cumplen con los límites exigidos. Por lo tanto, se ha establecido un consenso general sobre la necesidad de utilizar indicadores microbiológicos complementarios que brinden información sobre la posible presencia de virus en las distintas matrices hídricas. Entre los indicadores virales propuestos para evaluar la contaminación se encuentran distintos grupos de bacteriófagos (virus que infectan bacterias), somáticos (Borrego *et al.*, 1991; Rezaeinejad *et al.*, 2014; Yahya *et al.*, 2015), F-específicos (Havelaar A. H. & Pot-Hogeboom, 1988; Havelaar *et al.*, 1993; Donnison & Ross, 1995; Haramoto *et al.*, 2015) y también bacteriófagos que infectan *Bacteroides fragilis* (Payan *et al.*, 2005). También han sido propuestos como indicadores los poliomavirus (PyV) humanos y animales (Bofill-Mas *et al.*, 2000; Andilara *et al.*, 2006; Nappier, 2015; Torres *et al.*, 2016) y los adenovirus (Muniain-Mujika, *et al.*, 2003), entre otros.

Organismos indicadores de contaminación fecal en la arena

En los estudios de calidad ambiental y sanitaria de las áreas ribereñas de uso recreacional, fluviales y marítimas, tradicionalmente se evalúa la calidad bacteriológica del agua, pero no se tiene en cuenta el riesgo sanitario que representa la arena de las playas y los sedimentos del fondo, que pueden ser un reservorio de microorganismos y contaminantes (Bonilla *et al.*, 2007). La arena funciona como un filtro natural que atrapa partículas, materia orgánica y microorganismos que arrastra el agua (Hijnen *et al.*, 2004). La superficie de los granos de arena provee gran superficie de soporte y de refugio para la supervivencia y crecimiento de los microorganismos (EPA, 1999). Incluso algunos autores sostienen la posibilidad de multiplicación de bacterias indicadoras de

contaminación fecal en esos ambientes (Carrillo *et al.*, 1985; Anderson *et al.*, 2005). Las arenas presentan un microambiente para la persistencia transitoria y replicación de microorganismos patógenos de origen entérico humano y animal, así como para la adquisición de genes de multirresistencia a los antibióticos de algunas cepas bacterianas presentes en el líquido cloacal crudo.

La zona intermareal, la franja de ribera que se cubre y descubre de agua dos veces por día por acción de las mareas, actúa como filtro del agua y sufre remoción por el oleaje. Las comunidades microbianas de arena incluyen especies autóctonas y alóctonas, como también las bacterias indicadoras de contaminación fecal y patógenos transmitidos por el agua, depositados por las olas, las escorrentías, el aire, los bañistas o los animales. El destino de estos microorganismos va desde la muerte hasta el establecimiento de poblaciones prósperas (naturalización) e integración a la comunidad autóctona (Ministerio de Salud de la Nación, 2017).

En lugares de comprobada mala calidad del agua, se impide el ingreso al agua, pero la población igual concurre a las playas y los niños permanecen en contacto directo con la arena durante muchas horas. Un estudio reciente realizado por Velonakis *et al.*, (2014) ha evidenciado presencia de un número de géneros y especies de microorganismos patógenos potenciales en la arena, que pueden entrar en contacto con humanos a través del contacto primario.

Resultados obtenidos en el área de trabajo

Indicadores de contaminación fecal en la descarga cloacal y en el área de estudio

El valor admitido por la legislación vigente en la Provincia de Buenos Aires para el vertido de efluentes cloacales a cuerpos de agua superficial (disposición ADA 336/03) es de 2.000 coliformes fecales, expresados como NMP/100 mL (número más probable/100 mL). La resolución indica expresamente que **este parámetro será controlado en descargas próximas a una zona de balneario**, y que **el valor indicado constituye el nivel máximo admisible a una distancia de por lo menos 500 metros de una playa o área destinada a deportes acuáticos**.

Los valores obtenidos de coliformes fecales, tanto para la descarga cloacal como para el canal aliviador superan en varios órdenes este valor máximo. El valor promedio para la descarga cloacal fue de $7,1 \times 10^6$ NMP/100 mL, mientras para el canal aliviador se obtuvo un valor promedio de $6,4 \times 10^5$ NMP/100 mL.

Es de esperar que estos elevados valores de contaminación en las descargas terminen impactando en las áreas adyacentes. La disminución de la contaminación en función de la distancia a la descarga cloacal y del canal aliviador puede verse cuando se analizan los coliformes fecales en otros puntos del río y en otras playas.

Para el caso del agua de río se obtuvieron los siguientes valores para las estaciones de muestreo, que fueron detalladas previamente en la descripción del área en estudio (Ver esquema con la ubicación de los sitios de muestreo en Figura 13 en página 29). Debe hacerse la aclaración que mientras que el valor consignado para la descarga está en NMP/100 mL, ya que así lo establece la legislación vigente para efluentes, los valores disponibles de estudios previos en el río se encuentran en cambio en UFC/100 mL. Al no existir en el área un valor límite legal para agua superficial para el indicador en estudio, se emplea como normas de comparación los niveles guía para protección de vida acuática de la Resolución 46/17 ACUMAR y para uso recreativo de la misma resolución de ACUMAR y de la resolución 28/19 de la CARU.

En la Figura 15, puede observarse que el valor de contaminación es máximo en la descarga cloacal y en el canal aliviador y que va disminuyendo a medida que la muestra es tomada en zonas más alejadas del río.

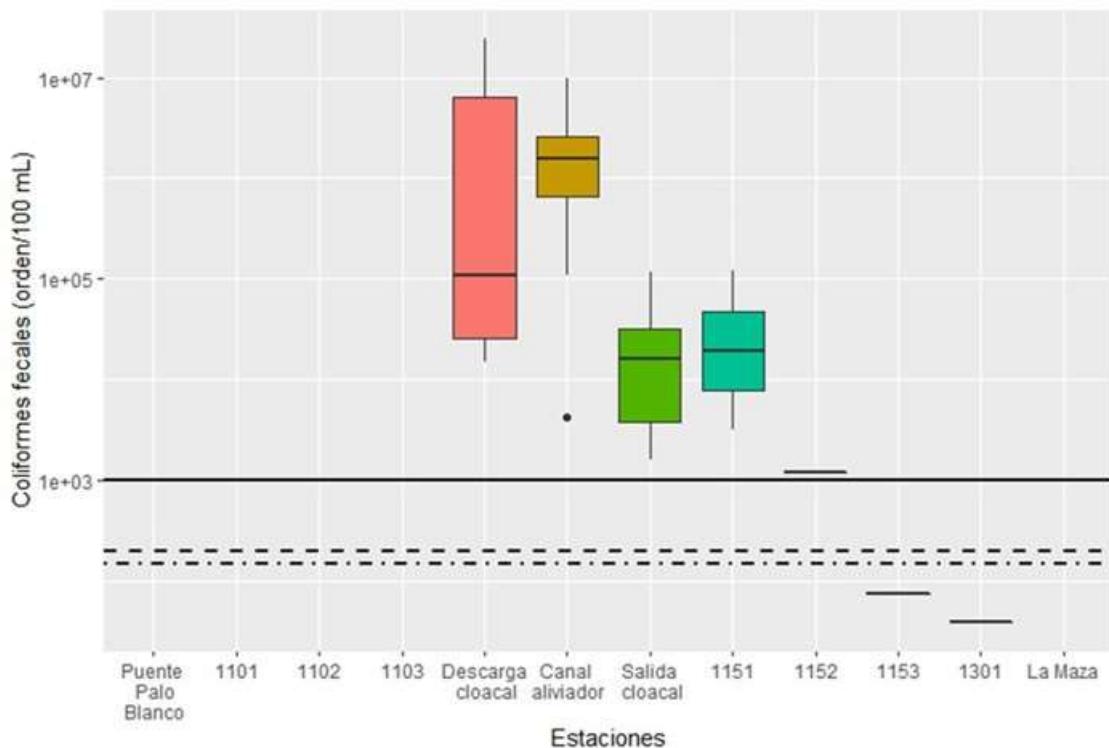


Figura 15: Coliformes fecales en la descarga cloacal y en el gradiente río (UFC/100 mL) en comparación con valores de referencia:

- (— • —) nivel guía para la protección de la vida acuática ACUMAR Res 46/17,
- (— —) nivel guía para uso recreativo ACUMAR Res 46/17, y
- (—) nivel guía para uso recreativo Res CARU 28/19

Recordemos que el punto “Salida cloacal” queda en el río justo frente a la descarga cloacal, mientras que los puntos 1151, 1152, 1153 quedan respectivamente a 500, 1500 y 3000 metro de la costa. La estación de muestreo 1301 se encuentra a 1500 metros de la costa, pero frente a la desembocadura del Arroyo La Maza.

Cuando se analizan los valores de coliformes fecales para el gradiente playas (Figura 16) se observan valores medios significativamente mayores en el canal aliviador ($2,8 \times 10^6$ UFC/100 mL) con respecto a las registradas en las playas Palo Blanco $8,1 \times 10^3$ UFC/100 mL, Municipal $1,5 \times 10^3$ UFC/100 mL y La Balandra $7,0 \times 10^3$ UFC/100 mL ($p<0,05$). También se observaron diferencias significativas entre las playas relevadas. Los valores registrados en la Playa Bagliardi ($1,2 \times 10^5$ UFC/100 mL) aledaña a las descargas cloacales fueron significativamente mayores que los observados en las playas Municipal y La Balandra ($p<0,05$).

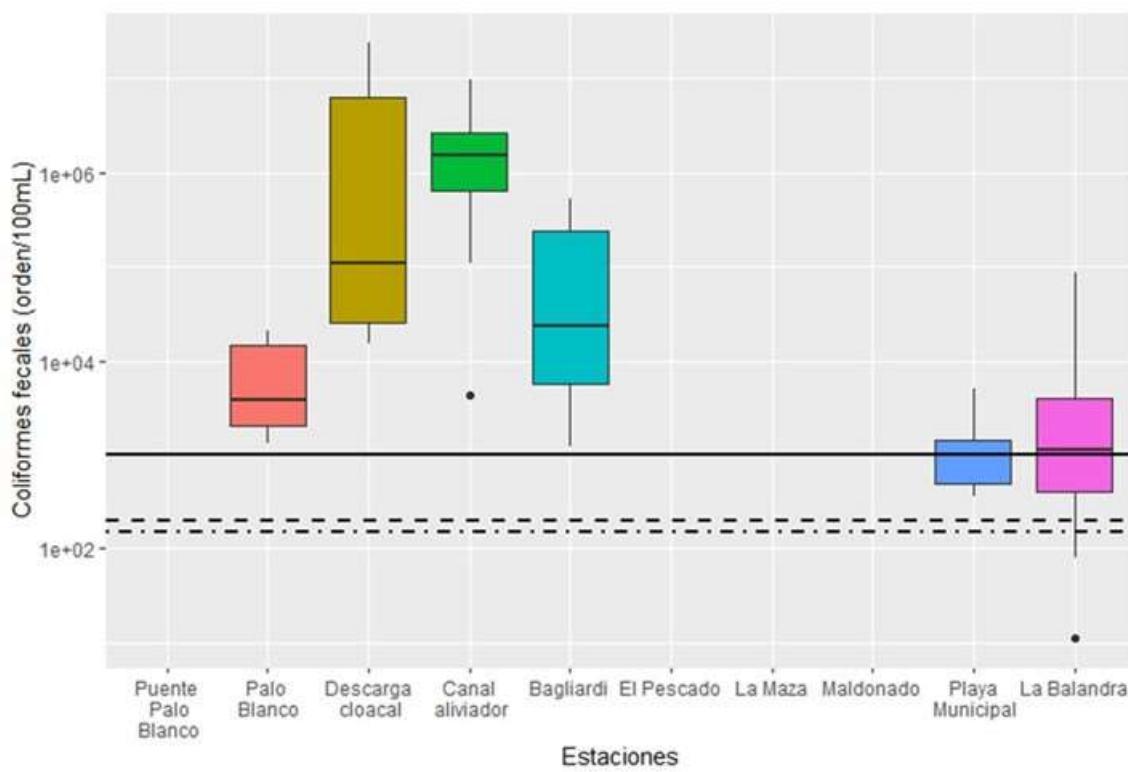


Figura 16: Coliformes fecales en la descarga cloacal y en el gradiente playas (UFC/100 mL) en comparación con valores de referencia.

(— • —) nivel guía para la protección de la vida acuática ACUMAR Res 46/17, (— —) nivel guía para uso recreativo ACUMAR Res 46/17, y (—) nivel guía para uso recreativo Res CARU 28/19

En la Tabla 1 se presenta un resumen de la información indicando el rango de valores obtenidos para cada estación de muestreo, el número de muestras disponibles para cada estación y la frecuencia con que estas muestras superan los valores guía de

referencia. En el caso del río puede verse que, salvo en las estaciones más alejadas, 1153 y 1301, en todos los demás puntos el 100% de las muestras (frecuencia 1,00) superan sistemáticamente cualquiera de los valores guía tomados como referencia.

Tabla 1: Frecuencia de valores de Coliformes fecales (UFC/100 mL) que superan los niveles sugeridos por las normas en los distintos puntos de muestreo

Sitio	Rango Coliformes fecales (UFC/100 mL)	Número de datos	Frecuencia <150 UFC/100 mL (1)	Frecuencia <200 UFC/100 mL (2)	Frecuencia <1000 UFC/100 mL (3)
Descarga cloacal	15000-24000000	6	1,00	1,00	1,00
Canal aliviador	4200-9800000	11	1,00	1,00	1,00
Salida descarga	1620-119000	7	1,00	1,00	1,00
1151	3162-120000	2	1,00	1,00	1,00
1152	1200	1	1,00	1,00	1,00
1153	75	2	0,00	0,00	0,00
1301	39	1	0,00	0,00	0,00
Palo Blanco	1300-20900	8	1,00	1,00	1,00
Bagliardi	1200-520000	20	1,00	1,00	1,00
Playa Municipal	350-5000	7	1,00	1,00	0,57
La Balandra	11-8730	25	0,88	0,88	0,6

(1)- Nivel guía para la protección de la vida acuática ACUMAR Res 46/17.

(2)- Nivel guía uso recreativo ACUMAR Res 46/17.

(3)- Nivel guía uso recreativo CARU Res 28/19

Los datos de coliformes fecales muestran claramente cómo se va dispersando la contaminación en el río a partir del punto de vuelco y cómo termina impactando en las playas. De todos modos, en las playas, es más adecuado analizar el impacto de la

descarga en base a los indicadores regulados por la resolución 42/06, *Escherichia coli* y enterococos. Los resultados obtenidos se presentan en las Figuras 17 y 18.

Puede verse que los límites admisibles son superados ampliamente en las playas más cercanas a la descarga, como Bagliardi y Palo Blanco, mientras que la situación mejora en las más alejadas.

Los valores de recuento obtenidos para *Escherichia coli* en el gradiente de playas registraron los valores medios más elevados en la descarga cloacal: $3,5 \times 10^7$ UFC/100 mL y en el canal aliviador $1,6 \times 10^7$ UFC/100 mL (Figura 17). Consistentemente con lo reportado para coliformes fecales también las playas cercanas a la descarga de los efluentes, Bagliardi y Palo Blanco, registraron valores elevados 7×10^4 y $6,1 \times 10^3$ UFC/100 mL respectivamente. Los valores descienden considerablemente en los balnearios más alejados, la playa Municipal (450 UFC/100 mL) y La Balandra (298 UFC/100 mL). Para estas últimas playas las diferencias fueron significativas con respecto al valor hallado para el canal aliviador ($p<0,05$).

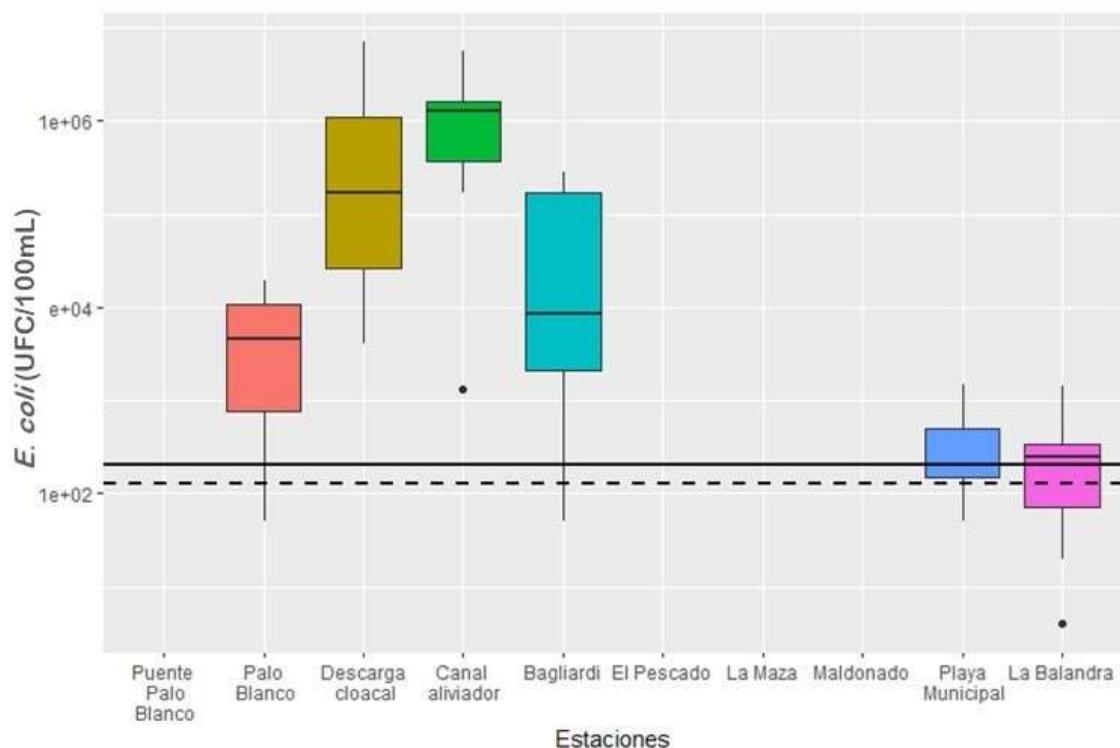


Figura 17: *Escherichia coli* en la descarga cloacal y en el gradiente playas (UFC/100 mL) en comparación con valores de referencia.

(---) Valor establecido para uso recreativo ADA Res 42/06. Nivel guía para uso recreativo ACUMAR Res 46/17.

(—) nivel guía para uso recreativo Res CARU 28/19

Tabla 2: Frecuencia de valores de *Escherichia coli* (UFC/100 mL) que superan los niveles sugeridos por las normas en los distintos puntos de muestreo en playas.

Sitio	Rango <i>E. coli</i> (UFC/100 mL)	Número de datos	Frecuencia >126 UFC/100 mL (1)	Frecuencia >200 UFC/100 mL (2)
Palo Blanco	50-19200	7	0,86	0,86
Descarga cloacal	4000-7000000	2	1,00	1,00
Canal Aliviador	130-5600000	12	1,00	1,00
Bagliardi	50-280000	19	0,95	0,95
Playa Municipal	50-1500	7	0,86	0,57
La Balandra	4-1400	26	0,58	0,58

(1)- Valor establecido para uso recreativo ADA Res. 42/06 y ACUMAR Res. 46/17.

(2)- Nivel guía uso recreativo CARU Res 28/19

Los resultados obtenidos para enterococos, el otro de indicador de contaminación fecal que indica la normativa vigente, muestran un comportamiento similar.

Los enterococos en el gradiente de playas muestran los valores medios más elevados en el canal aliviador ($1,4 \times 10^5$ UFC/100 mL). Los valores en las playas aledañas al canal aliviador también registraron valores medios elevados $1,5 \times 10^3$ UFC/100 mL y $7,8 \times 10^3$ UFC/100 mL para las playas Palo Blanco y Bagliardi respectivamente. Los valores descienden considerablemente en los balnearios más alejados, el Balneario Municipal y La Balandra, con valores promedio de 142 UFC/100 mL y 159 UFC/100 mL respectivamente. Como en el caso de *Escherichia coli* las diferencias para estas playas son estadísticamente significativas de los valores hallados para el del canal aliviador ($p<0,05$). Los resultados se presentan en la Figura 18, y son analizados en la Tabla 3.

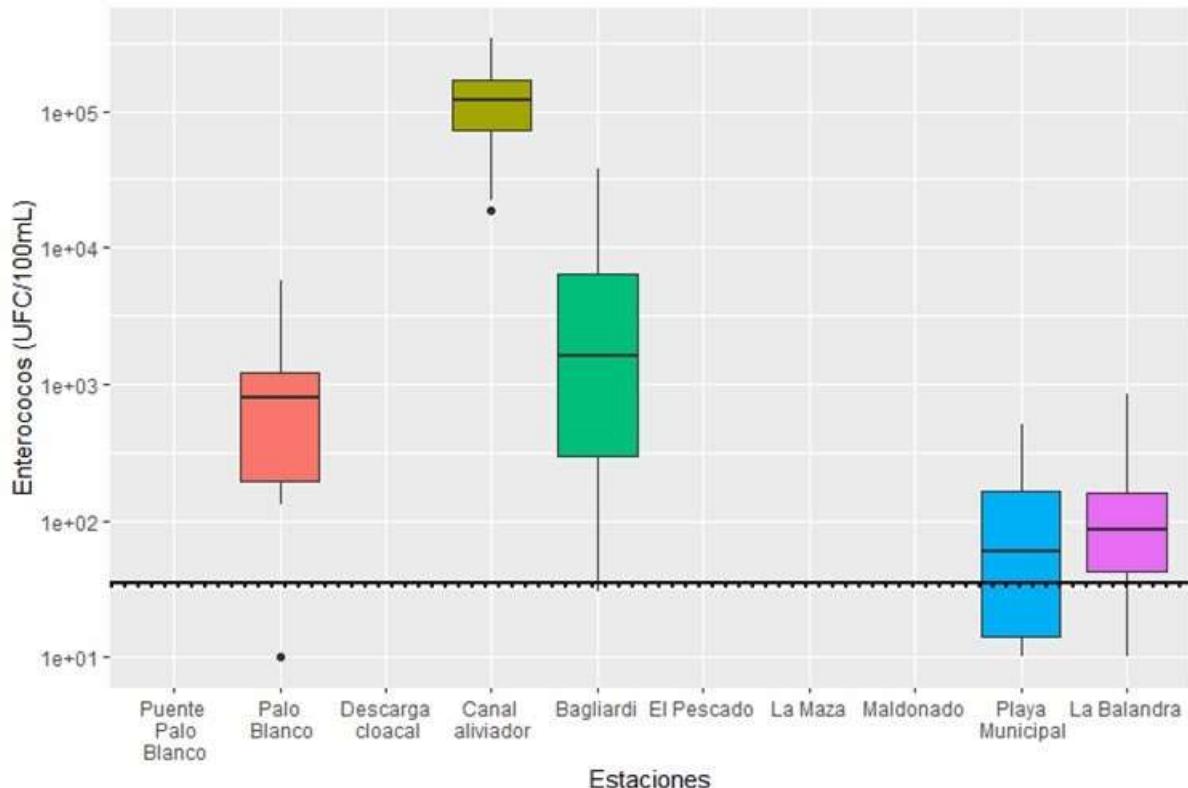


Figura 18: Enterococos en el gradiente playas (UFC/100 mL) en comparación con valores de referencia. (•) Valor establecido para uso recreativo ADA Res 42/06.
 (- - -) Nivel guía para uso recreativo Res CARU 28/19.

Tabla 3: Frecuencia de valores de Enterococos (UFC/100 mL) que superan los niveles sugeridos por las normas en los distintos puntos de muestreo en playas.

Sitio	Rango Enterococos (UFC/100 mL)	Número de datos	Frecuencia >33 UFC/100 mL (1)	Frecuencia >35 UFC/100 mL (2)
Palo Blanco	10-5800	6	0,83	0,83
Canal Aliviador	19000-34000	11	1,00	1,00
Bagliardi	30-38000	18	0,94	0,94
Playa Municipal	10-500	6	0,67	0,67
La Balandra	10-850	24	0,79	0,79

(1)- Valor establecido para uso recreativo ADA Res. 42/06.

(2)- Nivel guía uso recreativo CARU Res 28/19

Los resultados obtenidos para los distintos microorganismos indicadores de contaminación fecal, tanto en el río como en las playas, señalan claramente que el origen de la contaminación es el efluente cloacal, y que la contaminación se va diluyendo a medida que las muestras son más lejanas al punto de vuelco. Los valores en los puntos más próximos superan ampliamente los valores admitidos o sugeridos por la legislación vigente para los distintos usos del agua. Recordemos que la Resolución 42/2006 de la Administración del Agua, norma vigente en el área, establece un valor límite de 126 UFC/100 mL para *Escherichia coli* y 33 UFC/100 mL para enterococos.

Indicadores de contaminación fecal en arena

En el caso de los indicadores de contaminación fecal en la arena, no existen hasta el momento límites internacionales pautados para el uso recreacional de las playas. Sin embargo, como se mencionó previamente, numerosos estudios comprueban que la presencia de este tipo de indicadores en la arena representa un riesgo para la salud de los usuarios que mantienen contacto directo con la misma.

En los resultados se observó que el número de bacterias indicadoras de contaminación fecal en la arena aumenta en aquellas playas en las que las concentraciones de estos indicadores son mayores en el agua. Los valores más altos fueron hallados en la arena de la playa Bagliardi, donde se han cuantificado valores entre 3500 y 20000 cada 100 gramos de arena para enterococos, y entre 2500 y 70000 para *Escherichia coli*. En cambio, en la playa La Balandra, se ha encontrado un valor máximo de 1400 enterococos y 3800 *Escherichia coli* cada 100 gr de arena.

Si bien falta un valor límite de referencia en la arena para determinar si una playa es apta para su uso recreacional o no, estos datos dejan evidencia de la capacidad de la arena para actuar como filtro y superficie de soporte para la adhesión y supervivencia de los microorganismos que contiene el agua litoral. La contaminación en la arena de las playas puede originarse a partir del agua del río que cubre la franja intermareal dos veces por día por la acción de las mareas.

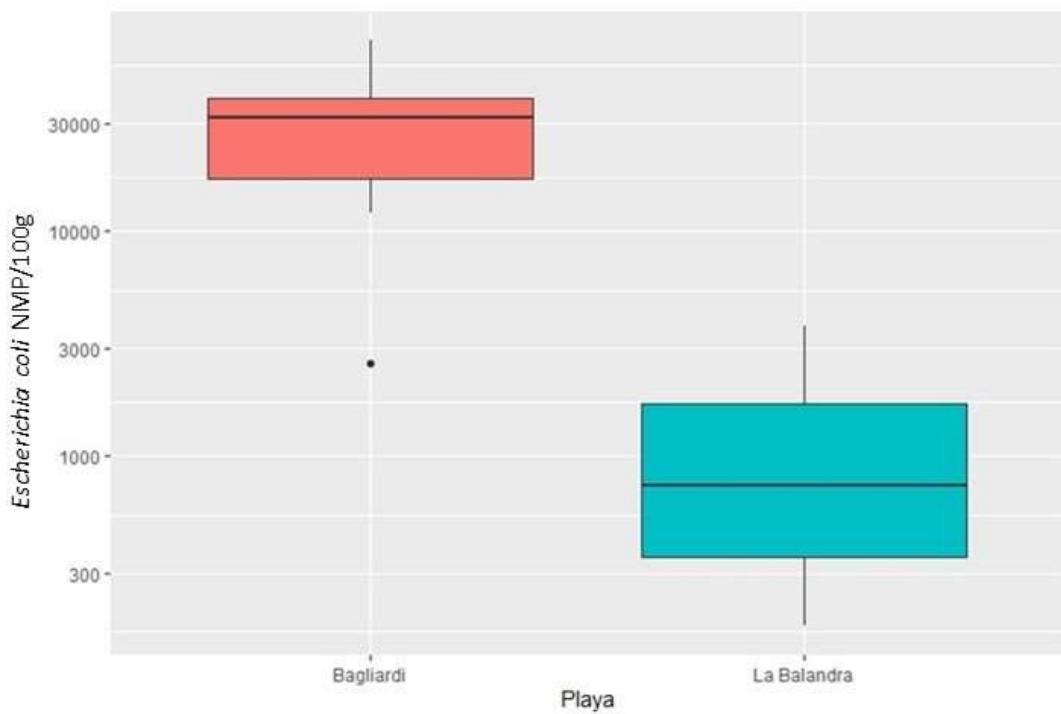


Figura 19: *Escherichia coli* en arena (NMP/100g) en las playas Bagliardi y La Balandra

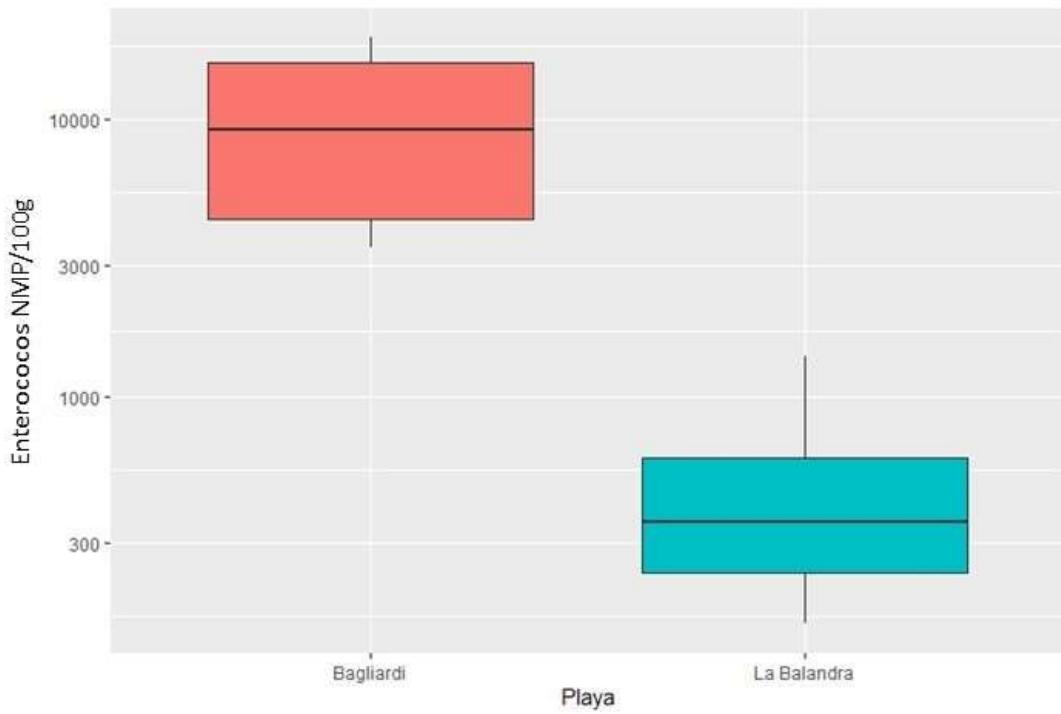


Figura 20: Enterococos en arena (NMP/100g) en las playas Bagliardi y La Balandra

Patógenos hallados en el área de estudio y significado

Para los fines de control la determinación de los distintos patógenos individuales es una tarea inabordable por el costo que representa, por esta razón la legislación vigente siempre emplea indicadores de contaminación fecal para estimar la posible presencia de los microorganismos patógenos.

Para el caso del área de estudio, sin embargo, se dispone de trabajos de investigación realizados a lo largo de varios años, en los que los investigadores pudieron identificar la presencia de algunos de los patógenos más relevantes. De este modo se puede avanzar en la estimación del riesgo que representa la descarga del efluente cloacal para los bañistas que concurren a la zona, ya no solamente con los valores más inciertos de un indicador, sino con el dato preciso del número de los patógenos encontrados o de la frecuencia con que fueron identificados en las distintas playas del Partido de Berisso.

En el caso de los parásitos identificados (*Giardia* spp., *Cryptosporidium* spp., *Entamoeba hystolitica*, *Blastocystis* spp., *Strongyloides stercoralis* y *Ascaris* spp.) se dispone de datos de recuentos en el vuelco del efluente. El número detectado es muy elevado y en la Tabla 3 se presenta la estimación de parásitos eliminados por hora en la ribera de Berisso.

Tabla 3: Estimación de la cantidad de formas parasitarias eliminadas por hora en la descarga cloacal

Parásito	Formas parasitarias eliminadas por hora
<i>Giardia</i> spp.	120 millones de quistes
<i>Cryptosporidium</i> spp.	13 millones de ooquistas
<i>Entamoeba hystolitica</i>	12 millones de quistes
<i>Blastocystis</i> spp.	9 millones de quistes
<i>Strongyloides stercoralis</i>	28 millones de larvas
<i>Ascaris</i> spp.	31 millones de huevos

Estos valores son muy elevados teniendo en cuenta las bajas dosis infectivas que presentan estos patógenos. Las personas que frecuentan las playas de influencia de la descarga cloacal, tales como Palo Blanco y Bagliardi, tendrían mayor riesgo de enfermar. Puede encontrarse información adicional sobre estos parásitos en las fichas que figuran en el Anexo 3.

Para las bacterias *Shigella* spp., *Salmonella* spp., *Escherichia coli* diarreigénicas, (DEC), *Escherichia coli* O157H7, y para norovirus, los datos de la frecuencia de su identificación

en las playas de La Balandra, más alejada de la descarga, y Bagliardi, más cercana a ella, permiten llegar a una estimación del número de bañistas cada 100.000 concurrentes que podrían resultar enfermos como consecuencia de la exposición a las aguas del río.

Los datos promedio se presentan en la Tabla 4.

Tabla 4: Estimación del riesgo de enfermedad debido a cada patógeno expresado como enfermos estimados cada 100.000 bañistas que frecuentan las playas de la ribera de Berisso.

Enfermedad	Playa Bagliardi	Playa La Balandra
	Estimación de enfermos cada 100.000 bañistas	Estimación de enfermos cada 100.000 bañistas
Shigelosis	7.380	135
Salmonelosis	22.210	604
Enfermedad por <i>E. coli</i> O157	137	<1
Enfermedad por <i>E. coli</i> diarreigénicas	653	<1
Gastroenteritis por norovirus	2.656	426

Si bien el dato que se presenta es la mediana de los resultados esperados y tiene, como toda estimación de riesgo, un elevado intervalo de confianza, permite brindar números concretos de lo que representa la contaminación fecal en el curso del río para la salud de las personas. Debe tenerse en cuenta que la concurrencia al balneario La Balandra en temporada (diciembre-marzo) se estima en 300.000 personas, mientras que en Bagliardi este número alcanza a 120.000 personas.

En los Anexos 1 y 2 de este informe se presenta una ficha detallada con la información recopilada para cada uno de los patógenos enumerados en el área de estudio.

Además de los patógenos vehiculizados por agua, que siguen una vía de contagio fecal oral se han detectado en el área otros grupos de microorganismos que tienen impacto en la salud pública.

Uno de ellos es el grupo de las cianobacterias. Estos organismos fotosintéticos procariotas son capaces de producir distintas toxinas que pueden causar problemas para la salud por contacto o ingestión (Ver ficha correspondiente en Anexo 1).

Otro grupo relevante por su implicancia en la salud pública son las bacterias multirresistentes (Ver ficha correspondiente en Anexo 1). La exposición de las bacterias a antimicrobianos va generando el desarrollo de cepas multirresistentes que pueden

terminar infectando a las personas o transfiriendo sus genes de resistencia a otras bacterias patógenas, tornando inútiles los antibióticos disponibles para combatir la infección. En la playa de La Balandra ha sido reportado el hallazgo de bacterias resistentes a carbapenemes, un grupo de antibióticos β -lactámicos de amplio espectro y resistentes a las β -lactamasas.

CONTAMINANTES QUÍMICOS

Las características químicas de un efluente cloacal dependerán principalmente del origen de las descargas que se reciben. Es de esperar que la mayoría de los contaminantes provengan de fuentes domésticas, aunque debe tenerse en cuenta que el sistema puede también recibir descargas industriales, a las que se les exige cumplir con ciertos límites para ser admitidas. Aunque las descargas industriales deben recibir un tratamiento previo a su vertido, es posible que los contaminantes no sean eficientemente removidos y alcancen igual la red cloacal (Tchobanoglous *et al.*, 2003). El control de estos aportes es fundamental, ya que el espectro de contaminantes que pueden estar presentes en un efluente líquido industrial es muy diverso y, habitualmente, se trata de compuestos persistentes, más difíciles de remover por las tecnologías convencionales de tratamiento.

Contaminantes regulados por la legislación

La legislación vigente establece límites para los vertidos de los distintos contaminantes con el objetivo de evitar impactos en el ambiente y en la salud de las personas. Además de regular las concentraciones de salida, también deben controlarse los caudales de vuelco, ya que el impacto a largo plazo de los contaminantes en el ambiente dependerá no solamente de la concentración sino también de su caudal másico, esto es, la masa total de contaminante vertido. Esto es particularmente importante para aquellos contaminantes resistentes a la degradación.

La materia orgánica en general, sobre todo aquella biodegradable, es un ejemplo de contaminante que tiene impacto en el ambiente y que puede ser aportada en gran cantidad por las aguas residuales domésticas. Al llegar a los ecosistemas acuáticos la materia orgánica es degradada rápidamente, principalmente por las bacterias aerobias presentes. En este proceso se consume el oxígeno disuelto en el curso de agua. Si la cantidad de materia orgánica es elevada, el oxígeno disuelto puede consumirse totalmente, con la consiguiente mortandad de peces y de todos los organismos aerobios presentes. Los análisis que permiten estimar la materia orgánica son la Demanda Química de Oxígeno (DQO) y la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO). La DQO es

una estimación de la materia orgánica basada en sus características reductoras, empleando un oxidante químico potente, dicromato de potasio en medio ácido. Por esta técnica se determina la mayor parte de la materia orgánica presente, tanto la biodegradable como la que no lo es. La DBO en cambio estima la fracción biodegradable, que en la práctica es la que va a afectar los valores de oxígeno disponible en el curso de agua. Para llevar a cabo este análisis se realiza una oxidación con una población microbiana mixta por un período de 5 días.

Las aguas residuales domésticas pueden ser responsables además de la contaminación por nitrógeno y fósforo. Estos compuestos, considerados macronutrientes, también pueden tener un importante impacto en el ambiente ya que son limitantes para el crecimiento de las algas. Si existe una descarga elevada de estos contaminantes las algas pueden crecer de modo desmedido. Esta biomasa de algas constituye un aporte de materia orgánica biodegradable al sistema y, como consecuencia de su degradación aerobia, se produce nuevamente una depleción del oxígeno en el ambiente acuático, con las mismas consecuencias que en el caso anterior. El proceso se conoce como eutrofización. Una complicación adicional se produce si las poblaciones de algas que se desarrollan son tóxicas, como ocurre con las cianobacterias. En este caso el daño no se limita solamente al ambiente, sino que puede haber toxicidad directa para los bañistas o verse afectado el recurso, si el curso de agua es utilizado como fuente de agua para potabilizar.

Otros compuestos que afectan los niveles de oxígeno disuelto son los detergentes, las grasas y aceites, y los colorantes. En el caso de los detergentes y las grasas y aceites el efecto se produce por formar una película sobre el agua que evita el intercambio de oxígeno con la atmósfera, mientras que los colorantes obstruyen el paso de la luz disminuyendo la fotosíntesis.

Si el efluente cloacal recibe el aporte de descargas industriales, su composición puede ser más compleja, ya que existe una gran variedad de compuestos químicos que pueden llegar a estar presentes dependiendo de la actividad industrial considerada. Muchos de estos compuestos pueden ejercer efectos tóxicos directos sobre la vida acuática y la salud humana. Algunos ejemplos clásicos de contaminantes de origen industrial son los fenoles, sulfuros, hidrocarburos, plaguicidas y metales pesados.

Los compuestos fenólicos producen toxicidad aguda y crónica para la vida acuática a concentraciones muy bajas. En presencia de fenol, al tratar el agua con cloro para consumo humano, se generan clorofenoles, compuestos altamente tóxicos y persistentes en los ecosistemas acuáticos.

La presencia de sulfuro puede deberse a su uso como insumo en ciertas industrias o también a la respiración bacteriana anaeróbica producida en los cuerpos de agua o plantas de tratamiento. En ausencia de oxígeno existen bacterias que pueden utilizar el sulfato, ubicuo en los ambientes naturales, y transformarlo en sulfuro de hidrógeno, un gas que, además de producir molestias por su intenso olor, es un tóxico.

Los hidrocarburos son compuestos orgánicos constituidos por átomos de carbono e hidrógeno, cuya conformación y estructura de sus moléculas abarca desde la más simple, el metano (CH_4), hasta aquellas de elevada complejidad como los hidrocarburos aromáticos policíclicos. Los hidrocarburos que contaminan los ambientes acuáticos son principalmente derivados del petróleo, conocidos como hidrocarburos totales de petróleo (HTP o TPH, en inglés) (ATSDR, 1999). Dependiendo de su composición química, algunos TPH son líquidos incoloros o de color claro que se evaporan fácilmente, mientras que otros son líquidos espesos de color oscuro o semisólidos que no se evaporan a temperatura ambiente (ATSDR, 1999). Debido al gran número de hidrocarburos involucrados, generalmente no es práctico analizar cada uno de ellos, sino que se determina la cantidad total del conjunto de hidrocarburos que se encuentran en una muestra de suelo, agua o aire. Su detección y control periódico en recursos acuáticos es relevante dado que, dependiendo de su composición química y cantidad en el ambiente, los hidrocarburos pueden afectar el ecosistema de distintas maneras. Los hidrocarburos más pesados pueden disminuir el contenido de oxígeno y la tensión superficial y afectar al sistema costero por asfixia. Los hidrocarburos más livianos en cambio pueden producir cambios ecológicos y toxicidad química que puede traducirse en efectos letales o subletales. Hay que tener en cuenta que algunos de estos compuestos han sido identificados como carcinogénicos, mutagénicos y/o teratogénicos en humanos (OMS, 2005).

En cuanto a los plaguicidas, se trata de sustancias o mezclas de sustancias destinadas a prevenir, destruir o controlar plagas en sistemas terrestres (FAO, 1999). Las fuentes de plaguicidas son netamente antrópicas y pueden alcanzar ambientes acuáticos a través del vuelco de efluentes industriales y procesos de escorrentía y lixiviación de zonas agrícolas. De acuerdo a su composición química se clasifican en cuatro grandes grupos: organoclorados, organofosforados, carbamatos y piretroides, estando regulado el vuelco de los dos primeros grupos por la normativa 336/03 de la Provincia de Buenos Aires. El organismo responsable del registro de agroquímicos en Argentina, el Servicio Nacional de Sanidad Vegetal y Calidad Agroalimentaria (SENASA) mediante diferentes resoluciones fue restringiendo y prohibiendo el uso de los plaguicidas organoclorados, organofosforados y carbamatos debido a sus conocidos efectos adversos sobre la salud

humana y el ambiente, así como en el caso de los clorados, a su elevada persistencia. La Resolución 32/2019 del SENASA brinda un listado actualizado de los principios activos prohibidos o de uso restringido. A pesar de estas restricciones, algunas que datan ya desde los años 70, se ha demostrado en la actualidad su presencia en ambientes acuáticos, razón por la cual, resulta relevante su análisis.

Por último, los metales pesados se han clasificado como esenciales, beneficiosos o perjudiciales (Nordberg *et al.*, 2002). En el último grupo se encuentran elementos como el Mercurio (Hg), Cadmio (Cd) y Plomo (Pb), que no tienen función metabólica conocida, y para los cuales los organismos manifiestan síntomas de toxicidad incluso a muy bajas concentraciones. La problemática asociada a los metales pesados tiene que ver con la elevada persistencia en el medio, ya que son elementos que no se degradan por acción de agentes físicos, químicos o biológicos, se magnifican en las redes tróficas, es decir que a medida que se asciende en los niveles tróficos aumenta la concentración del metal en los tejidos, y suelen presentar efectos sinérgicos cuando se encuentran junto a otros metales, es decir que los efectos pueden ser mayores al estar en conjunto que la suma de sus efectos de manera individual. Debe tenerse en cuenta que el impacto de un metal pesado en los organismos/ecosistemas, dependerá de la naturaleza de dicho elemento. Por ejemplo, Hg y Pb generan alteraciones neurológicas, Cd en cambio renales y óseas. Es por ello que se deben analizar de manera individual en las matrices biológicas.

Contaminantes no regulados por la legislación

Cierta clase de compuestos químicos, considerados “contaminantes emergentes”, han adquirido relevancia en el último tiempo. Se definen como: “cualquier sustancia sintética o natural o microorganismo cuya presencia en el medio ambiente puede datar de hace varios años, pero la preocupación por las posibles consecuencias se ha planteado recientemente”. Entre estos compuestos podemos mencionar a los microplásticos, productos farmacéuticos de uso humano y veterinario, pesticidas, productos químicos industriales, surfactantes y productos de cuidado personal, retardantes de llama y desinfectantes. Para estos compuestos aún no existe legislación que establezca límites de vuelco, niveles guía para el ambiente o residuos máximos permitidos.

Uno de los contaminantes que genera gran preocupación a nivel mundial son los microplásticos ya que el uso de plásticos se ha visto incrementado en los últimos años en la sociedad (Thomson *et al.*, 2009). Los microplásticos son fracciones muy pequeñas de plásticos que pueden originarse por ruptura de materiales plásticos o estar presentes como microesferas en formulaciones cosméticas o en tejidos sintéticos. Teniendo en cuenta esto, pueden llegar a las aguas residuales domésticas como consecuencia del

lavado de prendas elaboradas con fibras sintéticas o por la higiene personal. En las plantas de tratamiento de aguas residuales convencionales estos contaminantes no son removidos eficientemente. De este modo pueden llegar a los cursos de agua donde persisten por largos períodos de tiempo en el medio ambiente. Los efectos adversos sobre diferentes organismos de las cadenas tróficas están ampliamente demostrados (Menéndez Pedriza & Jaumot, 2020; Turner *et al.*, 2020).

En el caso particular del análisis de aguas residuales, los productos farmacéuticos toman especial relevancia ya que son consumidos por la población y luego eliminados por heces u orina llegando a los cuerpos de agua receptores de aguas servidas o tratadas. Estos productos incluyen antiinflamatorios, analgésicos, antidepresivos, antiepilépticos, reguladores de lípidos, antidiabéticos, compuestos disruptores endocrinos (hormonas), antibióticos y drogas oncológicas. Del mismo modo, como se mencionó para microplásticos, la problemática de estos contaminantes radica en que la mayoría poseen estructuras químicas complejas que hacen que su remoción no se logre eficientemente en las actuales plantas de tratamiento de aguas residuales, diseñadas para eliminar contaminantes convencionales. Por consiguiente, las descargas cloacales son consideradas una de las principales vías de ingreso de los fármacos al ambiente (Carriquiriborde & Somoza, 2015). El avance en el desarrollo de métodos analíticos altamente sensibles y selectivos ha posibilitado en los últimos años demostrar la presencia de estos contaminantes en diferentes matrices ambientales, incluidas las aguas residuales.

Debido a que se trata de sustancias bioactivas, los fármacos que alcanzan los ecosistemas acuáticos representan un riesgo para los organismos que en ellos habitan. Los efectos adversos han sido demostrados por varios autores a nivel mundial (Sauvé & Desrosiers, 2014; Noguera Oviedo & Aga, 2016). Entre los productos farmacéuticos, los antibióticos revisten especial atención ya que sus residuos en el medio ambiente no sólo pueden afectar a los ecosistemas por su toxicidad y persistencia, sino que además representan una amenaza potencial para la salud humana y animal, ya que intervienen en el proceso de selección de bacterias resistentes (Berendonk *et al.*, 2015). Las aguas costeras contaminadas por materia fecal pueden ser un punto crítico de contacto donde las personas están expuestas a bacterias resistentes a antibióticos mientras participan en deportes o actividades recreativas que se juegan o practican en el agua (Nappier *et al.*, 2019). El medio ambiente acuático se considera como un escenario fundamental para la liberación, transformación, mezcla y persistencia de residuos de antibióticos, y diseminación de bacterias resistentes a antibióticos.

Resultados obtenidos en el área de trabajo

Contaminantes regulados por la legislación

Los análisis disponibles de la descarga cloacal y del canal colector permiten establecer que el principal origen de los efluentes es domiciliario. Los valores de contaminantes que en algunos casos se encuentran elevados en la descarga son compatibles con los presentes en un agua residual proveniente de este origen, como ser materia orgánica (DQO/DBO), amonio y fósforo.

No se han detectado en niveles significativos contaminantes que revelen un posible origen industrial, como fenoles, sulfuros, hidrocarburos, plaguicidas o metales pesados.

Análisis de los resultados obtenidos para DBO

El promedio de los valores obtenidos para DBO en la descarga se encuentra dentro de los límites exigidos por la legislación vigente para cursos de agua superficial. De todos modos, estos valores, tratándose de un caudal importante y continuo, igual pueden causar un impacto en el ambiente, reduciendo los valores de oxígeno disuelto (OD) y afectando a la vida acuática. Este impacto se analiza a continuación.

La variación de la concentración de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) a lo largo del gradiente río y del gradiente playas muestra un patrón similar al ya analizado para los contaminantes biológicos: un impacto mayor en la cercanía de la descarga que va reduciéndose en los puntos más alejados.

En el gradiente río (Figura 21) se obtuvieron valores de 37,9 y 29,6 mg O₂/L, para el canal aliviador y la descarga cloacal respectivamente. El análisis estadístico revela que la DBO registrada en el canal aliviador resultó significativamente mayor que la observada río adentro en la estación 1102, la cual presentó el valor más bajo ($p<0,05$).

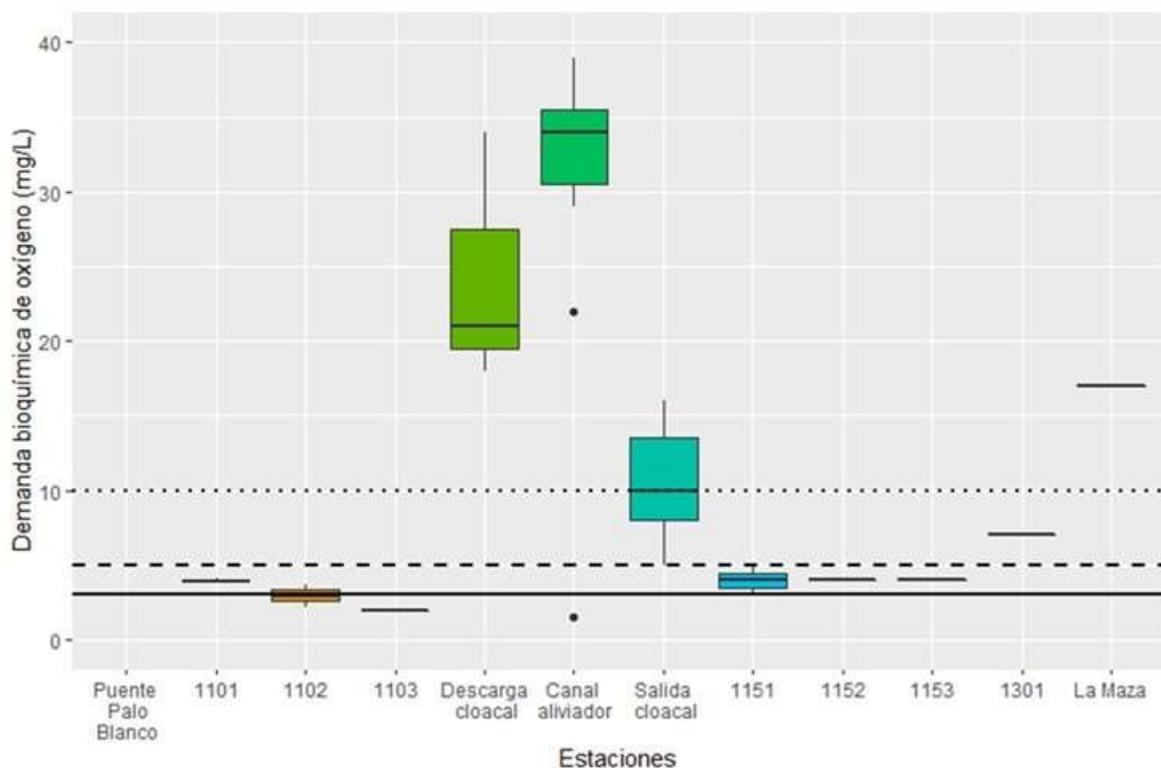


Figura 21: DBO (mg O₂/L) en gradiente río,
 (•••) nivel guía para uso recreativo ADA Res 42/06,
 (— —) nivel guía para la protección de la vida acuática ACUMAR Res 46/17
 (—) nivel guía para uso recreativo Res CARU 28/19

Los valores medios de DBO para el gradiente playas (Figura 22) también van disminuyendo progresivamente desde la descarga cloacal y el canal aliviador, hacia las playas ubicadas aguas arriba y aguas abajo de los mencionados puntos. El menor valor registrado fue el correspondiente a la playa municipal. Las concentraciones registradas resultaron significativamente mayores en el canal aliviador que en la playa Palo Blanco (18,3 mg O₂/L), ubicada aguas arriba, y que en las playas Municipal (10,8 mg O₂/L) y La Balandra (22,4 mg O₂/L) ubicadas aguas abajo ($p<0,05$).

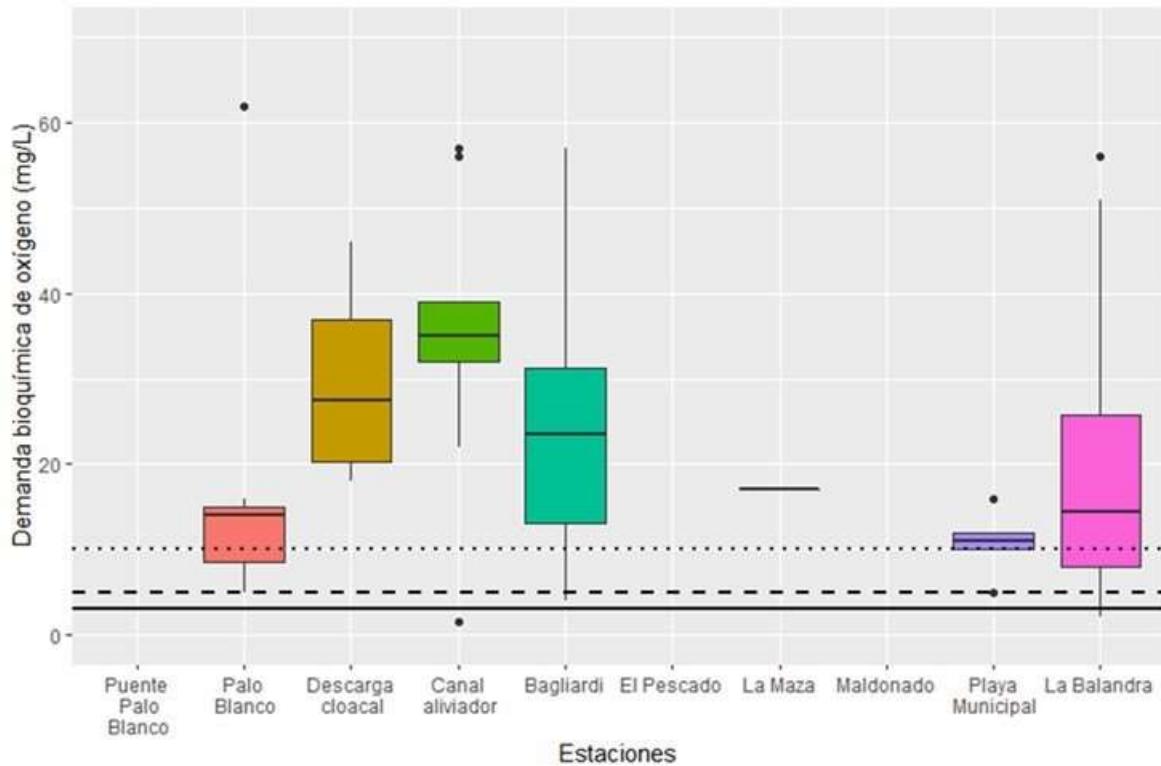


Figura 22: DBO (mg O₂/L) en gradiente playas,
 (•••) nivel guía para uso recreativo ADA Res 42/06,
 (—) nivel guía para la protección de la vida acuática ACUMAR Res 46/17
 (—) nivel guía para uso recreativo Res CARU 28/19

La consecuencia directa del vuelco de materia orgánica es la depleción de oxígeno debida a su empleo por los microorganismos en la degradación aeróbica que se produce. Altos valores de DBO se traducen en bajos valores de oxígeno disuelto (OD) que terminan impactando en la vida acuática.

En el gradiente río (Figura 23) los valores medios de OD observados en la descarga cloacal y en el canal aliviador fueron críticos, con registros de 0,9 mg/L y 0,8 mg/L respectivamente. Los valores medios de OD más elevados se registraron en las estaciones de muestreo más alejadas de la zona costera, observando valores de 8,5 mg/L y 7,4 mg/L en las estaciones 1103 y 1153 respectivamente. Esto evidencia el efecto de dilución causado por el río, disminuyendo a mayor distancia del punto de descarga de efluentes cloacales. Este efecto también puede verse comparando los valores medios de la descarga cloacal y el canal aliviador, con el valor obtenido en el río en el sitio inmediatamente frente a la descarga (identificado como Salida cloacal) que fue de 5,4 mg/L.

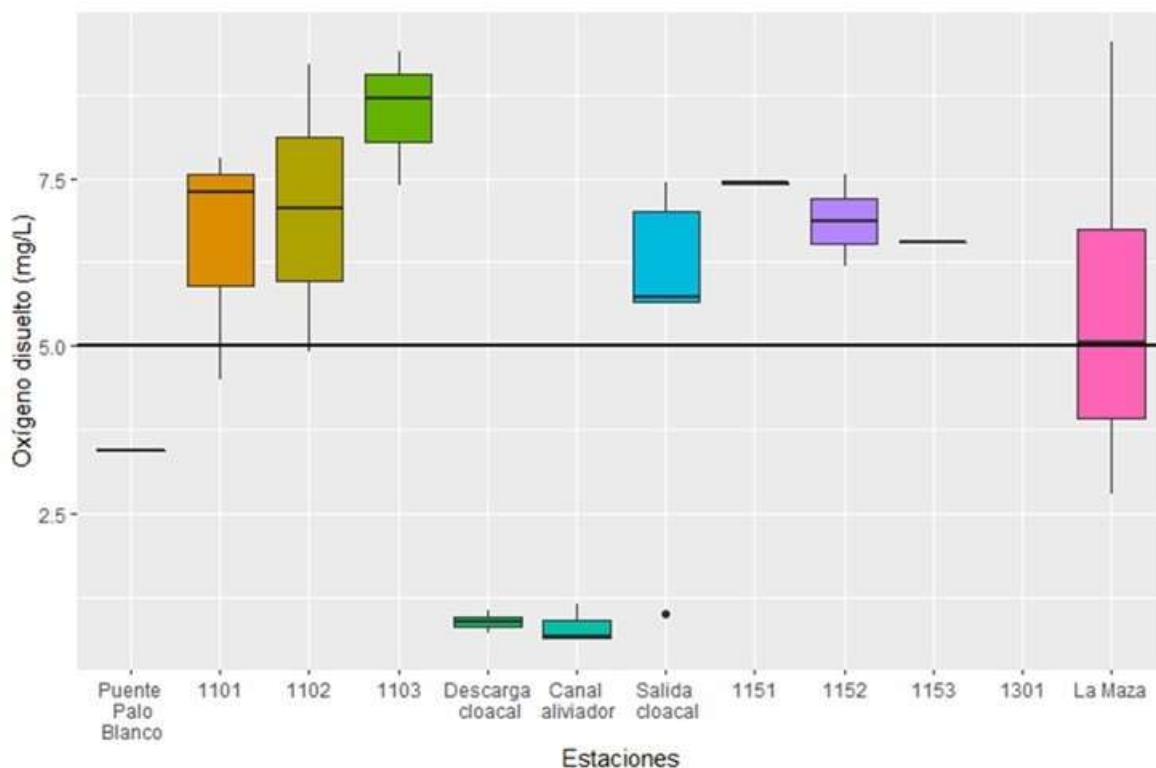


Figura 23: Oxígeno disuelto (mg/L) en gradiente río
 (—) nivel guía para protección de la vida acuática Res CARU 28/19.

Cuando los datos se analizan en comparación con el nivel guía de protección de la vida acuática que establece CARU Res 28/19, puede verse que a medida que aumenta la distancia de la costa mejoran las condiciones para la protección de la vida acuática. En el río, frente a la descarga, recién a una distancia de 3000 metros de la costa (estación 1103) no se evidencian efectos en el oxígeno disuelto. Tampoco se observan efectos en las estaciones 1151, 1152 y 1153 desplazadas más al sur de la salida del conducto cloacal (Ver el mapa de muestreo en la Figura 13 en página 29)

Un patrón similar puede verse cuando se analizan los datos en el gradiente playas (Figura 24). Los valores obtenidos en la descarga cloacal y el canal aliviador fueron comparativamente más bajos que los registrados en las playas ubicadas aguas arriba y abajo. El valor medio más elevado fue el registrado en la playa Municipal (9 mg/L). El análisis estadístico confirma que las concentraciones registradas en la descarga cloacal y en el canal aliviador resultaron significativamente menores que las reportadas para las playas Bagliardi, Palo Blanco, Municipal y La Balandra ($p<0,05$).

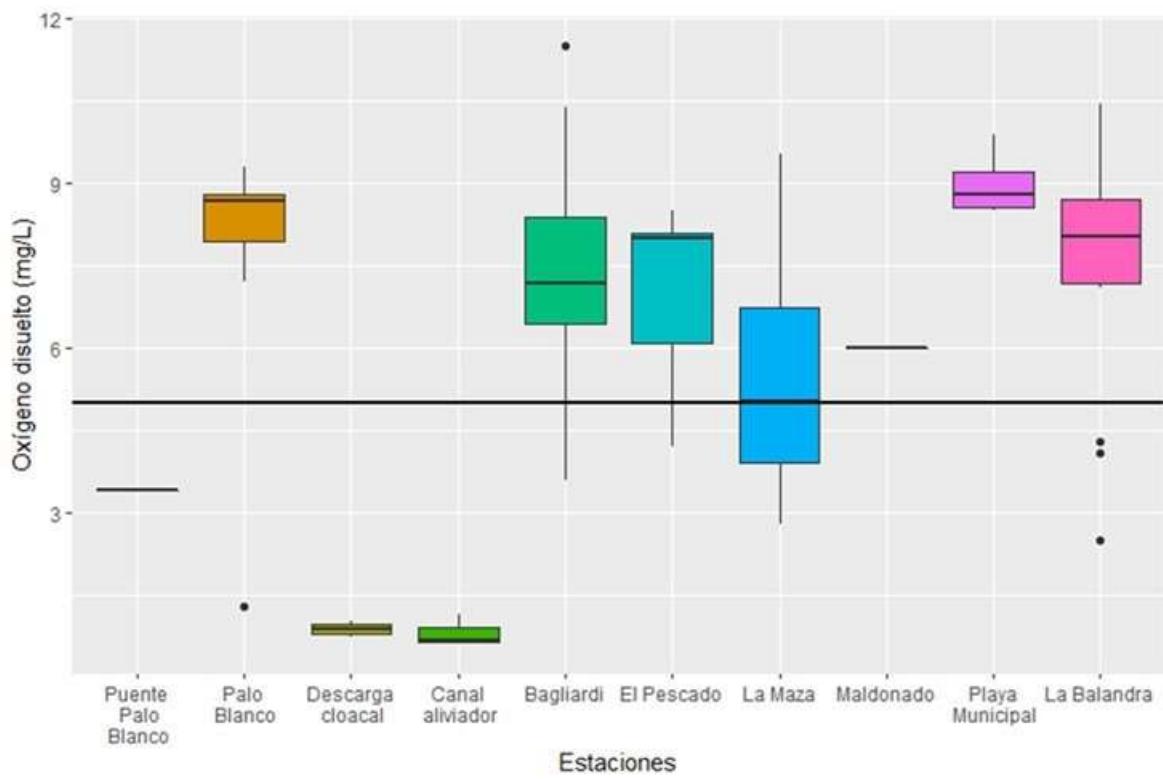


Figura 24: Oxígeno disuelto (mg/L) en gradiente playas
 (—) nivel guía para protección de la vida acuática Res CARU 28/19.

Puede observarse que también el Arroyo Palo Blanco tiene un valor bajo de OD disuelto. No puede descartarse por lo tanto que esto tenga también un cierto impacto en la playa de Palo Blanco, aunque hay que considerar que por caudal y contaminación presente se tratará de un aporte poco significativo en comparación con el del vuelco cloacal.

Análisis de los resultados obtenidos para macronutrientes

En los análisis realizados se ha detectado en la descarga cloacal valores superiores al límite para fósforo total (2,46 mg/L). En cuanto al valor obtenido para Nitrógeno total Kjeldahl (23,6 mg/L), si bien se encuentra por debajo del límite de 35 mg/L indicado por las normas vigentes, debe tenerse en cuenta que hay que considerar que se trata de un vertido continuo de un caudal considerable. El impacto en el ambiente no depende solamente de la concentración en el vuelco, sino de la masa total de contaminante que termina alcanzando efectivamente el curso de agua. El efecto de estos dos contaminantes, fósforo y nitrógeno en el ambiente, son complementarios: ambos constituyen los nutrientes limitantes para el crecimiento de las algas, con los problemas ya descriptos en la sección de contaminación biológica. Como hemos señalado previamente se han detectado tanto cianobacterias como sus toxinas en el ambiente, y es lógico atribuir su presencia a la presencia de estos nutrientes en la descarga.

El origen cloacal de los nutrientes puede ser rastreado midiendo la concentración de amonio en los cursos de agua, parámetro para el que se dispone de información histórica tanto en el gradiente río como en el gradiente playas. El amonio es un subproducto de la degradación de la materia orgánica nitrogenada y ha sido señalado como un indicador de la presencia de aguas residuales (APHA, 2012)

Los datos de amonio en el gradiente río (Figura 25) registraron valores en algunos casos dos o tres órdenes de magnitud mayores en la descarga cloacal y en el canal aliviador con respecto a las estaciones de muestreo que se encuentran alejadas de la zona costera. Los valores más bajos fueron registrados en la estación 1102 y 1152, 0,05 mg/L y 0,06 mg/L respectivamente. El valor medio del sitio de salida de la descarga fue de 4 mg/L.

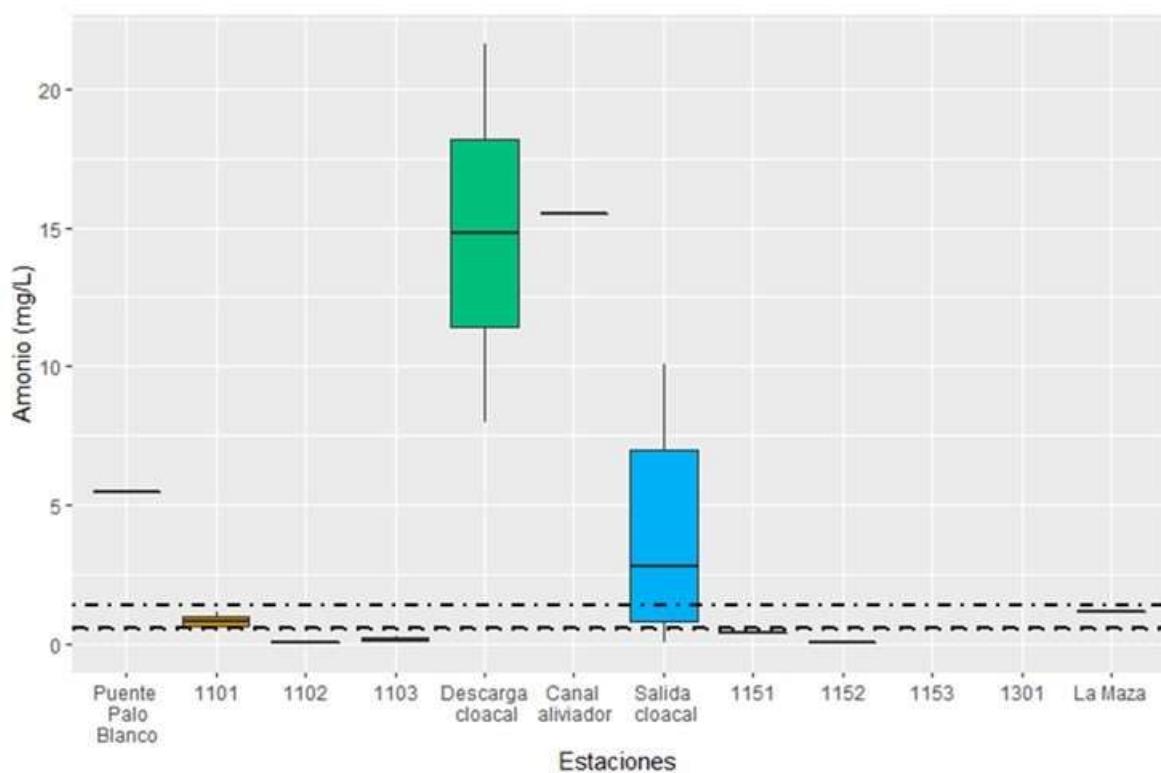


Figura 25: Amonio (mg/L) en gradiente río, (----) nivel guía para uso recreativo ADA Res 42/06 y nivel guía para uso recreativo Res CARU 28/19, (—●—) nivel guía para protección de la vida acuática decreto nacional 831/93, y (—) nivel guía para la protección de la vida acuática ACUMAR Res 46/17.

Para el gradiente de playas (Figura 26) los valores más elevados fueron registrados en los sitios correspondientes a la descarga cloacal y el canal aliviador (14,8 mg/l y 15,5 mg/l respectivamente), mientras que los valores más bajos se observaron en los balnearios que registran mayor distancia a las descargas, esto es el Balneario Municipal y la playa La Balandra con valores promedios de 0,2 mg/L y 0,9 mg/L respectivamente. El análisis estadístico de los datos demostró que la concentración de amonio en la

descarga cloacal resultó significativamente mayor que la registrada para la playa Municipal ($p<0,05$).

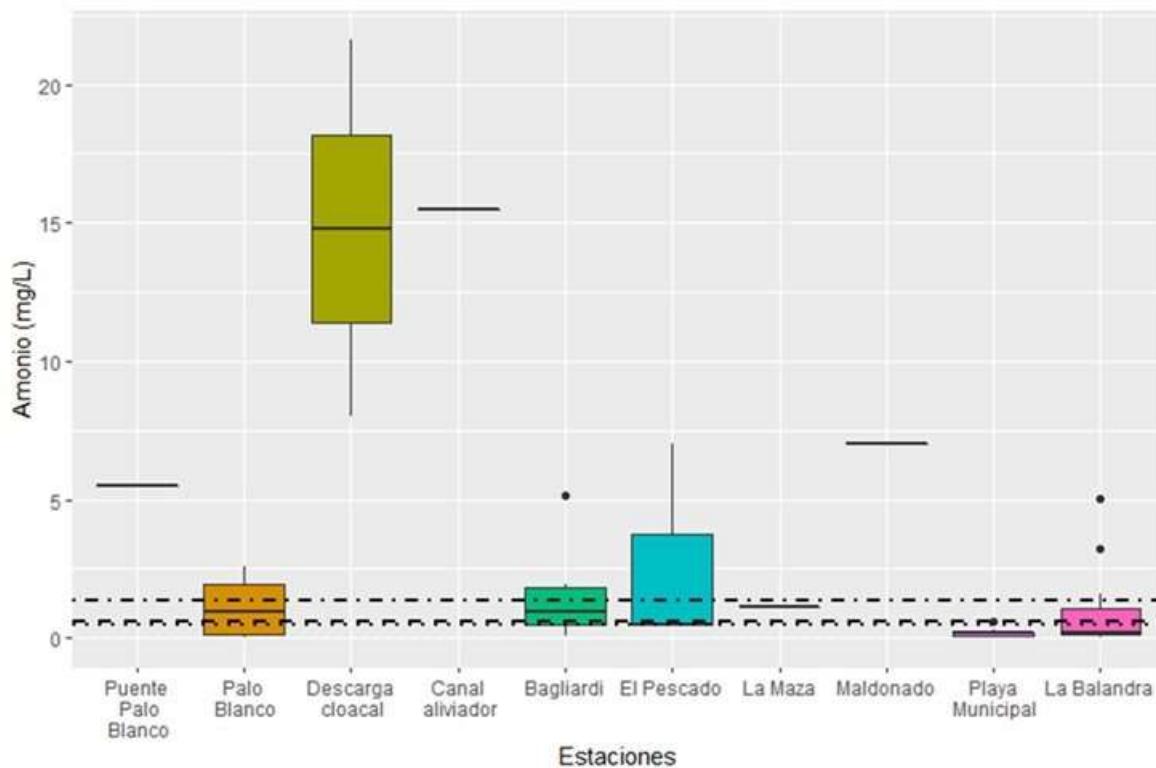


Figura 26: Amonio (mg/L) en gradiente playas, (----) nivel guía para uso recreativo ADA Res 42/06 y nivel guía para uso recreativo Res CARU 28/19, (—●—) nivel guía para protección de la vida acuática decreto nacional 831/93, y (—) nivel guía para la protección de la vida acuática ACUMAR Res 46/17.

Resumiendo, puede verse que la contaminación química presente en el área puede ser atribuida principalmente a aguas residuales de origen domiciliario. El principal impacto de estos contaminantes será más para el ambiente que para la salud humana. El gradiente de valores obtenido para DBO, OD y amonio permite establecer que el origen de la contaminación es el vertido del conducto cloacal y del canal aliviador.

Contaminantes no regulados por la legislación

Si bien, como expresa el título, no existe legislación que indique límites para estos contaminantes, no puede dejar de mencionarse el hecho que tanto los microplásticos como muchos productos farmacéuticos han sido detectados en el agua superficial del área de estudio.

Los hallazgos obtenidos para estos dos grupos, así como las implicancias de su presencia, se discuten en las respectivas fichas en los anexos (Ver fichas correspondientes en los Anexos 4 y 5).

ANÁLISIS DE LOS DATOS EN CONJUNTO: ÍNDICE DE CALIDAD DE AGUA

Un índice de calidad (ICA) es un instrumento matemático desarrollado por Horton (1965). Su objetivo es transformar grandes cantidades de datos en un número simple que representa el estado del curso de agua. Para ello sintetiza la información aportada por distintos parámetros físicos, químicos y biológicos que son considerados relevantes y los integra dentro de un índice global que es empleado a modo de comparación o señal de alerta. De este modo se eliminan los juicios subjetivos sobre la calidad y se obtiene un único valor de resumen.

La mayoría de los países pioneros en gestión de los recursos hídricos, como Estados Unidos, Canadá o Australia, poseen índices de calidad desarrollados por sus organismos. Cuando se quiere analizar una situación particular puede adoptarse alguno de estos índices ya establecido o desarrollar un nuevo ICA en base a la metodología empleada por los anteriores.

Para este caso en particular, se ha utilizado el ICA desarrollado por el Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME, 2002). Este índice tiene en cuenta el grado de cumplimiento o incumplimiento de objetivos de calidad de aguas, esto es, considera que deben cumplirse valores máximos o mínimos de ciertos parámetros indicadores para asegurar que un cierto uso del agua esté protegido. Los parámetros seleccionados para este índice son pH, DBO, turbidez, recuento de *Escherichia coli*, recuento de enterococos, fósforo total, amonio y nitrato

El ICA está basado en 3 factores que implican la medida del cumplimiento de los objetivos de calidad de agua o, para este caso, de los mencionados valores de referencia. Los factores miden:

- El número de objetivos que no se cumplen.
- La frecuencia con que esos objetivos no se cumplen.
- La magnitud o grado en la que no se cumplen esos objetivos.

De acuerdo al valor obtenido para el índice se establecen las siguientes calidades para el recurso.

- Excelente: El o los usos considerados se consideran protegidos. Ningún uso considerado se interrumpe jamás. Las condiciones son iguales o muy próximas a los niveles deseables, aceptables o naturales.
- Buena: Todos los usos considerados están protegidos con sólo un grado pequeño de deterioro o perjuicio. Ningún uso se interrumpe. Las condiciones raramente se apartan de los niveles deseables, aceptables o naturales.
- Aceptable: La mayoría de los usos considerados están protegidos, pero algunos pueden estar deteriorados o amenazados de deterioro. Un uso puede verse temporalmente interrumpido. Las condiciones a veces se apartan de los niveles deseables, aceptables o naturales.
- Regular: Varios de los usos considerados están comprometidos o verse amenazados de deterioro o perjuicio. Más de un uso puede estar temporalmente interrumpido. Las condiciones se apartan a menudo de los niveles deseables, aceptables o naturales.
- Mala: La mayoría de los usos considerados se ven perjudicados o dañados. Varios usos pueden estar temporalmente interrumpidos. Las condiciones casi siempre se apartan de los niveles deseables, aceptables o naturales.

La relación entre el valor del índice y el rango de valores sobre la base de la cual se establecen los grados de calidad para un cuerpo de agua, se resume en la Tabla 5 Para una comparación visual rápida también se suele adjudicar un color a cada rango.

Tabla 5: Clasificación de calidad de las playas en función del valor del índice obtenido y escala de colores para su identificación

Clasificación de calidad	Valor del índice	Escala de colores
Excelente	95-100	Verde
Buena	80-94	Amarillo-verde
Aceptable	65-79	Amarillo
Regular	45-64	Naranja
Mala	0-44	Rojo

Elaboración de un índice de calidad para aplicar al uso recreativo en Berisso

Para evaluar el estado general de las aguas se confeccionó el ICA recreativo para las playas de la localidad y para la descarga cloacal con la información disponible de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos durante el período 2017-2019.

Para la comparación se utilizaron los “Valores de referencia de calidad de aguas dulces y marinas destinadas al uso recreativo en la zona de uso exclusivo del Río de la Plata y su frente marítimo” vigentes por la Resolución N° 42/06 de la Autoridad del Agua de la Provincia de Buenos Aires (ADA).

Como herramienta comparativa adicional, y utilizando la misma metodología de cálculo se contrastó también el ICA resultante con los “Valores guía para la consideración de objetivos y estándares de calidad para aguas y sedimentos destinados a actividades de recreación, deportivas, culturales y turísticas con contacto directo” de acuerdo con la Resolución 28/19 de la Comisión Administradora del Río Uruguay (CARU).

La Tabla 6 muestra los parámetros elegidos para el armado del ICA y sus valores de referencia según la legislación aplicada:

Los valores de referencia del ADA son más restrictivos respecto a los del CARU en los parámetros microbiológicos (*E. coli* y Enterococos) mientras que, en los parámetros fisicoquímicos los valores son igual o más permisivos, con excepción del Fósforo total. Esto hace que el resultado obtenido presente diferencias (Tabla 7).

Tabla 6: Parámetros tenidos en cuenta para la elaboración del ICA, y valores máximos admitidos según Resolución N° 42/06 ADA y Resolución 28/19 CARU

Parámetro	Valor de referencia	
	ADA	CARU
pH	6,5-8,5	6,5-8,5
DBO (mgO ₂ /L)	10	3
Turbidez (UNT)	100	65
<i>Escherichia coli</i> (UFC/100 mL)	126	200
Enterococos (UFC/100 mL)	33	35
Fósforo total (mg/L)	0,025	0,1
Amonio (mg/L)	0,5	0,5
Nitrato (mg/L)	125	10

Índice de calidad de las playas de la zona y significado

Al utilizar los valores de referencia del ADA se observó una **Mala** calidad del agua en las playas Palo Blanco, Bagliardi y la descarga cloacal. En las playas Municipal y La Balandra la calidad es **Regular**. Esto significa que, de acuerdo a la legislación vigente en la Provincia de Buenos Aires, ninguna de las playas de la zona logra una calificación **Aceptable** (Tabla 7).

Tabla 7: Clasificación de las playas de acuerdo a los resultados obtenidos en este informe.

Sitio	Calidad		Escala de color	
	ADA	CARU	ADA	CARU
Palo Blanco	Mala	Regular	Red	Orange
Descarga	Mala	Mala	Red	Red
Bagliardi	Mala	Mala	Red	Red
Municipal	Regular	Regular	Orange	Orange
La Balandra	Regular	Aceptable	Orange	Yellow

Los mismos resultados se presentan en un mapa indicando la calidad de modo visual con el color correspondiente a la calidad (Figura 27).

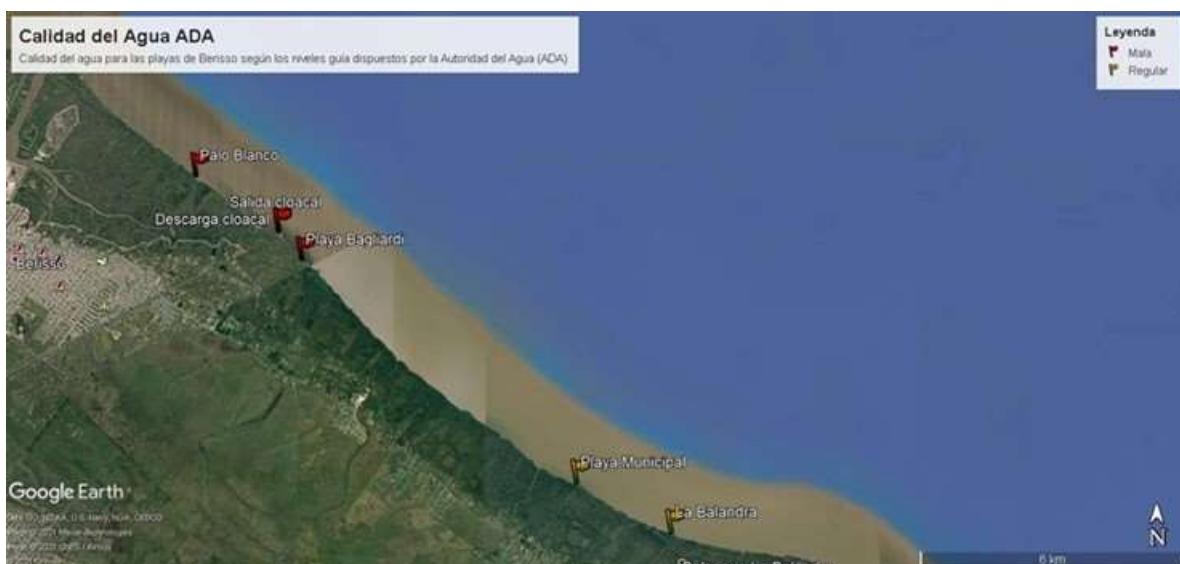


Figura 27: Mapa indicando el ICA para cada playa, calculado en base a ADA

Cuando se emplean como valores de referencia los de CARU se observa una **Mala** calidad del agua en la playa Bagliardi y la descarga cloacal, mientras que en las playas Palo Blanco y Municipal la calidad es **Regular**. En este caso solamente La Balandra muestra una calidad **Aceptable** (Tabla 7 y Figura 28).

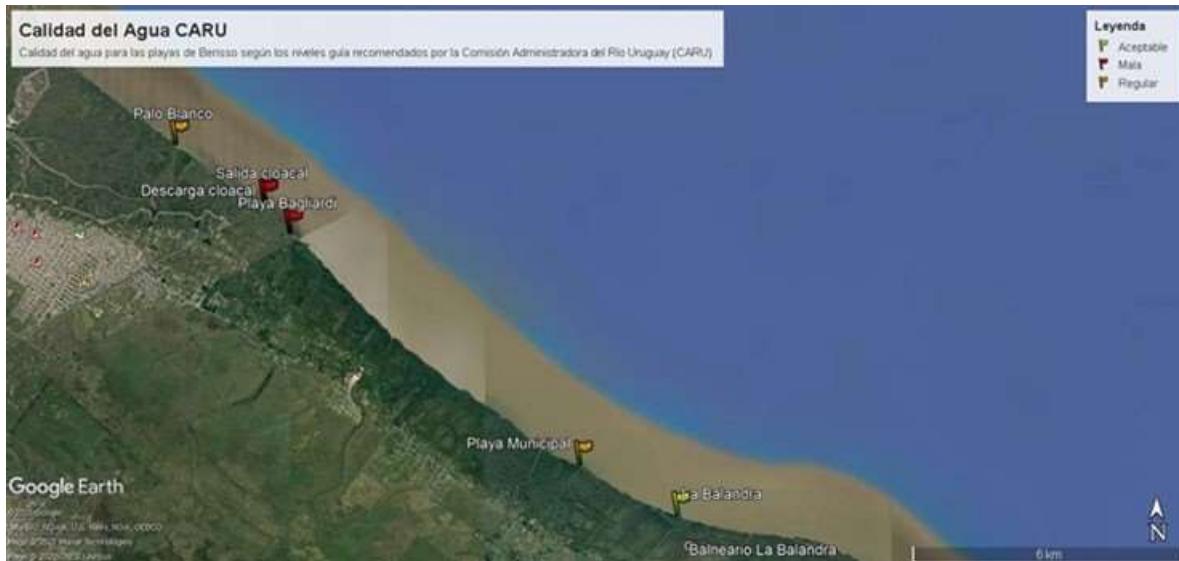


Figura 28: Mapa indicando el ICA para cada playa, calculado en base a CARU

En concordancia con los valores microbiológicos que se obtuvieron en este informe, la calidad del agua para uso recreacional en la playa Bagliardi muestra un impacto permanente, principalmente debido a la contaminación microbiológica que se descarga desde el cloacal y el canal aliviador. Esto también ocurre en el Balneario Palo Blanco, aunque en él puede admitirse un componente de contaminación local debido al arroyo. De todos modos, como se ha señalado previamente, el aporte de esta contaminación local es irrelevante frente al caudal y el grado de contaminantes biológicos que aporta el vuelco cloacal.

En las playas Municipal y La Balandra la influencia de la descarga cloacal, aunque menor, sigue afectando la calidad de agua de las playas, que no llega a ser aceptable cuando se la compara con los valores que exige la legislación local.

El ICA permite presentar de modo gráfico una combinación de parámetros de calidad de agua que permiten visualizar rápidamente el estado de una playa. Puede ser utilizado como un modo de presentación para futuros datos de monitoreo.

CONCLUSIONES FINALES

- Se ha demostrado que existe contaminación en las playas de Berisso y que el origen de la contaminación proviene de la descarga cloacal, con valores máximos de contaminantes en las inmediaciones del vuelco y un descenso gradual en función de la distancia.
- La salida del efluente cloacal proveniente de la planta de pre-tratamiento no cumple con los valores límite que establece la Resolución 336/2003 para cuerpos de agua superficial en los siguientes parámetros: Coliformes fecales, Fósforo total y Sólidos suspendidos.
- Particularmente grave es la desviación que muestra el valor de coliformes fecales, un indicador de contaminación fecal. Para este parámetro se obtuvo un valor promedio en el efluente cloacal de 7.100.000 NMP/100 mL, varios órdenes mayores al límite de 2000 NMP/100 mL establecido por la norma vigente.
- El previsible impacto de esta contaminación fecal en las playas de Berisso ha sido confirmado mediante la determinación del número de *Escherichia coli* y enterococos en aguas del río y de las playas. Las playas Palo Blanco y Bagliardi, cercanas a la descarga, superan ampliamente los valores de *Escherichia coli* y enterococos que exige la Resolución ADA 42/2006. Las playas más alejadas, aunque muestran un menor impacto, igual superan estos en promedio los valores límite para aguas recreacionales de la citada resolución.
- Se ha demostrado que tanto *Escherichia coli* como enterococos también están presentes en número significativamente mayor en la arena de las playas más cercanas a la descarga, como Bagliardi, que en las más distantes como La Balandra. Esto sugiere que no solamente el baño en las aguas podría ser riesgoso sino también permanecer en la arena de la playa.
- Además de estos microorganismos indicadores se han hallado en las playas bacterias y virus patógenos (*Shigella* spp., *Salmonella* spp, *Escherichia coli* O157, *Escherichia coli* diarreigénicas y Norovirus) y se ha estimado el riesgo de contraer las enfermedades que causan para las playas Bagliardi y La Balandra.
- En la salida de la descarga cloacal también se ha detectado un número sumamente elevado, del orden de varios millones por hora de descarga, de formas de resistencia de distintos parásitos patógenos (*Giardia* spp., *Cryptosporidium* spp., *Blastocystis* spp., *Entamoeba histolytica*, *Strongyloides stercoralis*, *Ascaris* spp) que son constantemente volcados al agua del río.
- Los datos obtenidos para los contaminantes químicos son compatibles con un origen predominantemente domiciliario de las aguas residuales.
- Aunque el efluente cloacal cumple el valor de concentración máxima permitido por la legislación para demanda bioquímica de oxígeno (DBO) debe tenerse en cuenta el elevado caudal del vertido, lo que hace que la masa de contaminantes que efectivamente recibe el río sea elevada. Esto se traduce en una disminución del oxígeno disuelto en las inmediaciones de la salida.

- El aporte de macronutrientes, como fósforo y nitrógeno, puede ser responsables de provocar floraciones algales con producción de toxinas en el área.
- Además de los contaminantes enumerados, existen estudios en la zona que han reportado la presencia de distintos contaminantes emergentes, como ser fármacos, microplásticos y bacterias multirresistentes.
- Se desarrolló un índice de calidad de agua para la evaluación de las playas que podría utilizarse como un modo de presentación de resultados para futuros monitoreos. Actualmente ninguna de las playas muestreadas presenta una calidad aceptable cuando se emplean para el cálculo del índice los valores que establece la Resolución N° 42/06 (ADA).
- Por todo lo expuesto se hace imperioso tomar medidas urgentes para evitar la exposición de las personas a las aguas contaminadas con los vertidos, seguidas de medidas a mediano y largo plazo para garantizar un tratamiento adecuado de los efluentes cloacales en el área.

RECOMENDACIONES

Respecto a las alternativas a abordar para mejorar/mitigar la calidad en la descarga de aguas residuales y de esta manera prevenir la contaminación en las playas de la zona, haciendo mención que, dada la particularidad del sistema cloacal en la zona, deberían comulgar los tres Municipios involucrados y hacer equipo a la hora de buscar las inversiones necesarias.

El primer aspecto tiene que ver con tomar conciencia de que en Argentina toda inversión en saneamiento será limitada y muchas veces, tardía en el tiempo en relación al crecimiento poblacional. Una manera de hacer más eficiente y duradero en el tiempo un determinado sistema de tratamiento (sea primario ó primario más secundario) es que el líquido residual que ingresa sea el que efectivamente genera una comunidad. Una primera acción corresponde a evitar/minimizar el derroche de agua en los domicilios e industrias y es posible abordarlo con políticas educativas y controles/mediciones del consumo. Con simples cálculos es posible conocer si el caudal que recibe el sistema de tratamiento se corresponde a la población servida con cloacas. Otra fuente de agua no-residual que se sabe puede ingresar a la red cloacal se corresponde con aguas de napas en caso de colectores cloacales antiguos y en mal estado, y pluviales en ciudades donde están conectados. Todo este caudal en exceso que no debería ingresar al sistema cloacal, repercute negativamente en la eficiencia de los sistemas de tratamiento, implica mayores inversiones para tratar líquido que no lo necesita, quitándole vida útil a las obras de infraestructura y afectando los cálculos de diseño.

Se debería conocer en detalle los caudales generados y la calidad del mismo en distintos puntos de la red cloacal, tanto antes como después del sistema de tratamiento primario, lo cual colaboraría con el punto anterior y permitiría generar estrategias de manejo hídrico y dimensionar las necesidades de tratamiento reales.

Como se mencionó en el cuerpo del informe, un tratamiento primario no está diseñado para la remoción de bacterias ni de nutrientes, y en muy baja medida removerá materia orgánica y sólidos.

1) RECOMENDACIONES A CORTO PLAZO: Restringir el acceso de personas a las playas con mayor influencia de la descarga cloacal

- Con base en los resultados obtenidos es claro que las playas más cercanas a la descarga cloacal no deberían estar habilitadas para actividades recreacionales, acceso al agua o actividades de pesca artesanal.

- Evitar el acceso al agua y a la arena, ya que en la arena también se encontró contaminación biológica asociada a la descarga cloacal, particularmente en la playa Bagliardi.
- Utilizar índices de calidad del agua para establecer el acceso a las cinco playas de la ribera de Berisso, de acuerdo al esquema desarrollado en la página 63 “índices de calidad del agua”.
- Realizar análisis microbiológicos y físico-químicos especificados en la normativa vigente (ADA Res 42/06) e informar adecuadamente a los visitantes. Para realizar los análisis se sugiere contar con profesionales calificados y de esta manera evitar inconvenientes con los laboratorios.
- Trabajar coordinadamente con el Ministerio de Ambiente de la Nación, ya que se toman muestras en las playas de Berisso bajo coordinación de la Red de Intercambio de Información de los Gobiernos Locales (RIIGLO).
- Evitar enfáticamente el acceso de personas al área de la desembocadura de la descarga cloacal y del canal aliviador. Para ello se sugiere colocar barreras físicas que impidan el acceso a la desembocadura del caño cloacal y a la desembocadura del canal aliviador.
- Maximizar el tratamiento primario, de manera de que trabaje las 24 horas del día, los 7 días de la semana. Si con la infraestructura actual no alcanza, se debería buscar financiación de manera de ampliar y/o generar una infraestructura extra de manera de poder tratar el 100% del líquido cloacal generado en La Plata más el líquido cloacal de Berisso y Ensenada, que al día de hoy no cuentan con pre-tratamiento y se vuelca crudo al Río.

2) RECOMENDACIONES A MEDIANO PLAZO: Construir un emisario

Si bien no genera una solución integral, permite alejar el impacto de la zona de playas. Este emisario debería descargar río adentro y la obra deberá ser evaluada y diseñada oportunamente.

3) RECOMENDACIONES A LARGO PLAZO: Tratamiento secundario de las aguas residuales

Esta solución integral y de base implica indudablemente la generación de un proyecto de tratamiento secundario, la consecuente búsqueda de financiación (ya que escapa a presupuestos municipales y provinciales, seguramente a través del ENOHSA), construcción y puesta en marcha. En lo que se refiere a qué tecnología de tratamiento secundario se podría incorporar, creemos necesario dejar expuesto las bondades de los

sistemas de lagunas de estabilización, respecto a los sistemas convencionales: menores costos de construcción, operación (no requiere de personal calificado) y mantenimiento, nulo consumo de energía eléctrica. Dichas características no son menores en un país como el nuestro en el cual las inversiones en la operación y el mantenimiento de plantas de tratamiento cloacales muchas veces se ven relegadas y es así como existen muchas plantas convencionales que han visto su funcionamiento perjudicado con el correr del tiempo. En paralelo, las lagunas de estabilización se caracterizan por una elevada eficiencia en la remoción de materia orgánica y organismos patógenos (virus, bacterias y huevos de parásitos). La principal contra de este tipo de sistemas es el requerimiento de superficie, que en el caso de la zona en estudio cuenta con una gran superficie de tierras públicas en las inmediaciones (del orden de 5.000 hectáreas, y en un cálculo rápido con un 10% de esa superficie se trataría la totalidad de los efluentes de La Plata, Berisso y Ensenada). Obviamente que esto merece un estudio pormenorizado de diversos aspectos como drenaje, napas, topografía, etc. En esta misma dirección, existe una nota de febrero de 2016 presentada al Municipio de La Plata por parte del Dr. Mariñelarena (en aquel entonces Investigador Científico de la Comisión de Investigaciones Científicas de la Pcia. de Bs. As.) presentando a las lagunas de estabilización como una solución efectiva a los efluentes cloacales de La Plata y Berisso. La generación de un polo de tratamiento de aguas residuales mediante lagunas de estabilización permitiría recrear un cuerpo de agua atractivo, con afluencia de aves (en varios lugares del Mundo se generan espacios turísticos de avistajes de aves), generando un líquido tratado con potencialidad de ser reutilizado en riego (productivo y/o forestal) y/o de ser volcado al río.

LIMITACIONES DEL INFORME

La mayor limitación para la realización del informe fue la falta de resultados continuos, tanto biológicos como químicos. Principalmente se debe destacar la falta de respuesta del sector público, específicamente de la autoridad de aplicación de la Provincia de Buenos Aires (OPDS) y la empresa público-privada ABSA, a las notas oportunamente enviadas (Anexos 6 y 7) mediante las que se solicitó información necesaria para poder realizar el presente informe.

Otro gran aspecto limitante fue el vacío de información la falta de información actualizada sobre las enfermedades que afectan a la población de Berisso, como así también la carencia de estudios epidemiológicos actuales en la región. Sin esta información es necesario considerar una mayor incertidumbre sobre la estimación de riesgo de enfermar por parte de la población que frecuenta los balnearios de Berisso.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Agüero, A.L. 2020. Poliomielitis en Argentina: Epidemias, políticas sanitarias, tratamientos e instituciones. Revista Argentina de Salud Pública. 12:e1 Disponible en Internet en: http://rasp.msal.gov.ar/rasp/articulos/vol12/HyP_Agueroe21.pdf (Acceso 17 de abril de 2021).
- Alleman, J.E.; Prakasam; T.B.S. 1983. Reflections of seven decades of activated sludge history. Journal Water Pollution Control Federation. 55(5):436-443.
- Anderson, K.L.; Whitlock, J.E.; Harwood, V.J. 2005. Persistence and Differential Survival of Fecal Indicator Bacteria in Subtropical Waters and Sediments. Appl. Environ. Microbiol. 71(6):3041–3048.
- Andilara, G.M.; Avridou, A.M.; Ambiri, M.L.; Atopoulos, A. V.; Igas, F.R. 2006. The use of Bacteriophages for monitoring the microbiological quality of sewage sludge. Environ Technol. 27(4):367-75.
- Anzorena E.B. 2001. "Campo Espejo del aglomerado gran Mendoza, República Argentina". Proyecto Regional: Sistemas Integrados de Planeamiento y Uso de Aguas Residuales en América Latina: realidad y potencial. IDRC-OPS/HEP/CEPIS
- APHA (American Public Health Association). 2012. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 22nd Ed. Washington, DC.
- ATSDR (Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades). 1999. Resumen de salud pública hidrocarburos totales de petróleo. Departamento de Salud y Servicios Humanos de los EEUU, División de Toxicología y Medicina Ambiental, 6 páginas.
- Berendonk, T.U.; Manaia, C.M.; Merlin, C.; Fatta-Kassinos, D.; Cytryn, E.; Walsh, F.; Martinez, J.L. 2015. Tackling antibiotic resistance: the environmental framework. 2015. Nature Reviews Microbiology. 13(5):310–317.
- Bofill-Mas, S.; Pina, S.; Girones, R. 2000. Documenting the epidemiologic patterns of polyomaviruses in human populations by studying their presence in urban sewage. Applied and Environmental Microbiology. 66(1):238-245.
- Bonilla, T.D.; Nowosielski, K.; Cuvelier, M.; Hartz, A.; Green, M.; Esiobu, N.; McCorquodale, D.S.; Fleisher, J.M.; Rogerson, A. 2007. Prevalence and distribution of fecal indicator organisms in South Florida beach sand and preliminary assessment of health effects associated with beach sand exposure. Marine Poll. Bull. 54:1472–1482.

- Borrego, J.; Cornax, R.; Preston, D.; Farrah, S.; McElhaney, B.; Bitton, G. 1991. Development and application of new positively charged filters for recovery of bacteriophages from water. *Applied and Environmental Microbiology*. 57(4):1218-1222.
- Carrillo, M.; Estrada, E.; Hazen, T.C. 1985. Survival and enumeration of the fecal indicators *Bifidobacterium adolescentis* and *Escherichia coli* in a tropical rain forest watershed. *Appl Environ Microbiol*. 50(2):468–476.
- CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). 2002. Canadian environmental quality guidelines (Vol. 2). Canadian Council of Ministers of the Environment.
- Carriquiriborde, P.; Somoza, G.M. 2015. ¿Representan nuestros efluentes cloacales un riesgo para los ecosistemas acuáticos y la salud? *Ciencia e Investigación*. 65(2):72-77.
- Cavallo, M. 2013. Breve reseña de la historia del abastecimiento de agua en La Plata. *Museo*. 26:13-26
- Colwell, R. 1996. Climate and Infectious Disease: The Cholera Paradigm. *Science* 274(5295):2025-2031.
- Chávez-Díaz, L.; Gutiérrez-Cacciabue, D.; Poma, H.R.; Rajal, V.B. 2020. Sediments quality must be considered when evaluating fresh water aquatic environments used for recreational activities. *Int J Hyd Environ Health*. 223(1):159–170.
- Davies, C.M.; Long, J.A.; Donald, M.; Ashbolt, N.J. 1995. Survival of fecal microorganisms in marine and freshwater sediments. *Appl. Environ. Microbiol*. 61:1888-1896.
- Devia, L. 2018. Derecho ambiental internacional En Portal Derecho Abierto. Facultad de Derecho, Universidad de Buenos Aires. Disponible en Internet en: <http://www.derecho.uba.ar/academica/derecho-abierto/clase-derecho-ambiental-internacional-devia-S2.php>. (Acceso 17 de abril de 2021).
- Donnison, A.M.; Ross, C.M. 1995. Somatic and F-specific coliphages in New Zealand waste treatment lagoons. *War. Res.* 29:1105-1110.
- EPA (United States Environmental Protection Agency). 1999. Action plan for beaches and recreational waters. Office of Research and Development, Washington, DC, EPA-600-R-98-079.
- EPA (United States Environmental Protection Agency). 2012. Recreational water quality criteria. Office of Water EPA-280-F-12-061. Disponible en Internet en: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-10/documents/rec-factsheet-2012.pdf> (Acceso 17 de abril de 2021).

Faleschini M., Esteves J.L., and Camargo Valero M. 2012. The effects of hydraulic and organic loadings on the performance of a full-scale facultative pond in a temperate climate region (Argentine Patagonia). Water, Air and Soil Pollution. 223:2483-2493

FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación). 1990. Los plaguicidas, en cuanto contaminantes de agua. Disponible en Internet en: <http://www.fao.org/>. Disponible en <http://www.fao.org/3/w2598s/w2598s06.htm>. Acceso 28 de abril 2021.

Garzonio, O. 2012. Cronología del desarrollo de los servicios de agua y saneamiento. 1º Ed. FODECO, Buenos Aires.

Gerba, C.P.; Pepper I.L. 2019. Cap. 22 Municipal wastewater treatment. En Brusseau M.L., Pepper, I.L., Gerba, C.P. (Editores) Environmental and Pollution Science 3º Ed. Academic Press. 392-418

Haller, L.; Amedegnato, E.; Poté, J.; Wildi, W. 2009. Influence of freshwater sediment characteristics on persistence of fecal indicator bacteria. Water Air Soil Pollution 203:217-227.

Hanela, S.D.; Duek, A.; Tagliavini, D.; Gómez, C.E.; Reale, M.; Yesica, R.; Comellas, E.A.; Salinas, M.B., 2016. Sistematización de la normativa argentina relacionada con el control de la contaminación hídrica, aplicable a establecimientos industriales y comerciales. 3º Encuentro de Investigadores en Formación en Recursos Hídricos Buenos Aires. Disponible en Internet en: https://www.ina.gob.ar/ifrh-2016/trabajos/IFRH_2016_paper_61.pdf. (Acceso 17 de abril de 2021).

Haramoto, E.; Fujino, S.; Otagiri, M. 2015. Distinct behaviors of infectious F-specific RNA coliphage genogroups at a wastewater treatment plant. Science of the Total Environment. 520:32-38.

Havelaar, A.H.; Pot-Hogeboom, W.M. 1988. F-Specific RNA-Bacteriophages as Model Viruses in Water Hygiene: Ecological Aspects. Water Sci Technol. 20 (11-12):399–407.

Havelaar, A.H.; Van Olphen, M.; Drost, Y.C. 1993. F-specific RNA bacteriophages are adequate model organisms for enteric viruses in fresh water. Applied and environmental microbiology. 59(9):2956-2962.

Hijnen, W.A.M., Beerendonk, E.F., Medema, G.J. 2006. Inactivation credit of UV radiation for viruses, bacteria and protozoan (oo) cysts in water: a review. Water research. 40(1):3-22.

Horton, R.K. 1965. An index number system for rating water quality. J Water Pollut Control Fed, 37(3):300-306.

Ledermann, W.D. 2003a. El bacilo de Eberth va a la guerra con la Royal Army. Revista Chilena de Infectología. 20:65-67

Ledermann, W.D. 2003b. Una historia de la *Shigella*, desde Jerjes a Saddam Hussein. Revista Chilena de Infectología. 20:76-79

López, H.; Colautti, D.C.; Baigún, C.R.M. 2012. Peces y pesca en la zona metropolitana: Una perspectiva histórica. En “Buenos Aires: la historia de su paisaje natural” Athor, J. (editor) Fundación de Historia Natural Félix de Azara. Buenos Aires. 233-247.

Mac Kenzie, W.R.; Hoxie, N.J.; Proctor, M.E.; Stephen Gradus, S.; Blair, K.A.; Peterson, D.E.; Kazmierczak, J.J.; Addiss, D.G.; Fox, K.R.; Rose, J.B.; Davis, J.P. 1994. A Massive Outbreak in Milwaukee of Cryptosporidium Infection Transmitted through the Public Water Supply. New England Journal of Medicine. 331:161-167

Mazzeo, V. 2017. La tendencia histórica de la mortalidad Infantil y la situación reciente en la Ciudad de Buenos Aires. Población de Buenos Aires, 14(6):47-60.

Menéndez Pedriza, A.; Jaumot, J. 2020. Interaction of Environmental Pollutants with Microplastics: A Critical Review of Sorption Factors, Bioaccumulation and Ecotoxicological Effects. Toxics. 8(2):40.

Metcalf & Eddy. 1996. Engineering of wastewater: treatment, disposal and reuse. 3rd Edition, McGraw-Hill.

Ministerio de Salud. 2017. Directrices sanitarias para uso seguro de aguas recreativas, Módulo II: Directrices sanitarias para enteropatógenos y microorganismos oportunistas en agua ambiente. (Res. SGS 2523/2019)

Muniain-Mujika, I.; Calvo, M.; Lucena, F.; Girones, R. 2003. Comparative analysis of viral pathogens and potential indicators in shellfish. International journal of food microbiology. 83(1):75-85.

Nappier S. 2015. Review of coliphages as possible indicators of fecal contamination for ambient water quality 820-R-15-098. EPA Office of Water Office of Science and Technology Health and Ecological Criteria Division.

Nappier, S.P.; Hong, T.; Ichida, A.; Goldstone, A.; Eftim, S.E. 2019. Occurrence of coliphage in raw wastewater and in ambient water: A meta-analysis. Water Research. 153: 263-273, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.12.058>.

Noguera-Oviedo, K.; Aga, D.S. 2016. Lessons learned from more than two decades of research on emerging contaminants in the environment. Journal of Hazardous Materials. 5:316 242-51. doi: 10.1016/j.jhazmat.2016.04.058.

Nonna, S.; Waitzman, N.; Dentone, J.M. 2011. Ambiente y residuos peligrosos: anexo normativo / con la colaboración de E. Fonseca Ripani. Editorial Estudio, Buenos Aires.

Nordberg, G.F.; Sandström, B.; Becking, G.; Robert, A. G. 2002. Capítulo 1: Essentiality and Toxicity of Metals. En Heavy metals in the environment Ed. Sarkar, B. 270 páginas.

OMS (Organización Mundial de la Salud). 2008. Aspectos Microbiológicos. En: Guías para la calidad del agua potable- Volumen 1. Recomendaciones. Disponible en Internet en: https://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq3_es_7_fig.pdf (Acceso 17 de abril de 2020).

OMS (Organización Mundial de la Salud). 2005: Petroleum products in drinking-water. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/05.08/123).

OMS-UNICEF, 2017. Progresos en materia de agua potable, saneamiento e higiene. Disponible en Internet: https://www.who.int/water_sanitation_health/publications/jmp-2017/es/ (Acceso 17 de abril de 2021).

Payan, A.; Ebdon, J.; Taylor, H.; Gantzer, C.; Ottoson, J.; Papageorgiou, G.T.; Blanch, A.R.; Lucena, F.; Jofre, J.; Muniesa, M. 2005. Method for isolation of *Bacteroides* bacteriophage host strains suitable for tracking sources of fecal pollution in water. *Appl. Environ. Microbiol.* 71:5659–5662.

Polizzi, P. 2021. Guía de Trabajos Prácticos. Parte A: EFLUENTES DOMÉSTICOS LÍQUIDOS. Ecotoxicología. Universidad Nacional de Mar del Plata. 4 páginas.

Rezaeinejad, S.; Vergara, G.G.R.V.; Woo, C.H.; Lim, T.T.; Sobsey, M.D., Gin, K.Y.H. 2014. Surveillance of enteric viruses and coliphages in a tropical urban catchment. *Water Res.* 58:122-131.

Riffat, R. 2013. Fundamentals of wastewater treatment and engineering. CRC Press, Boca Raton, Florida

Romero Rojas, J.A. 1999. "Tratamiento de aguas residuales por lagunas de estabilización". Alfaomega Grupo Editor - Editorial Escuela Colombiana de Ingeniería. 281 páginas.

Sauvé, S.; Desrosiers, M. 2014. A review of what is an emerging contaminant. *Chemistry Central Journal.* 8(1):15.

Seidel, M.; Jurzik, L.; Brettar, I.; Höfle, M.G.; Griebler, C. 2016. Microbial and viral pathogens in freshwater: current research aspects studied in Germany. *Environmental Earth Sciences* 75:1384.

Tchobanoglous, G.; Burton, F.; Trillo, J.; Trillo, I. 2003. Ingeniería de las Aguas Residuales. Tratamiento y Reúso. 4ta edición. McGraw Hill. España.

Thompson, R.C.; Moore, C.J.; vom Saal, F.S; Swan, S.H. 2009. Plastics, the environment and human health: current consensus and future trends. Philosophical Transactions of the Royal Society B. 364:2153-2166.

Torres, C.; Barrios, M.E.; Cammarata, R.V.; Cisterna, D.M.; Estrada, T.; Martini Novas, S.; Cahn, P.; Blanco Fernández, M.D.; Mbayed, V.A. 2016. High diversity of human polyomaviruses in environmental and clinical samples in Argentina: detection of JC, BK, Merkel-cell, Malawi, and human 6 and 7 polyomaviruses Sci. Total Environ. 542:192-202

Turner, A.; Holmes, L.; Thompson, R.; Fisher, A. 2020. Metals and marine microplastics: Adsorption from the environment versus addition during manufacture, exemplified with lead. Water Research. 173:115577-15598.

Velonakis, E.; Dimitriadi, D.; Papadogiannakis, E.; Vatopoulos, A. 2014. Present status of effect of microorganisms from sand beach on public health. Journal of Coastal Life Medicine. 2(9):746-756.

Veronelli, J.C.; Veronelli Correch, M. 2004. Los orígenes institucionales de la Salud Pública en la Argentina 1º Ed. OPS/OMS, Buenos Aires.

WHO (Word Health Organization). 2016. Protecting surface water for health. Identifying, assessing and managing drinking-water quality risks in surface-water catchments. Disponible en Internet en:
<https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/246196/9789241510554-eng.pdf?sequence=1&isAllowed=y> (Acceso 18 de febrero 2021).

Wiedemann, A.; Krüger, P.; Dietz, K.; López-Pila, J.M.; Szewzyk, R.; Botzenhart, K. 2006. A randomized controlled trial assessing infectious disease risks from bathing in fresh recreational waters in relation to the concentration of *Escherichia coli*, intestinal enterococci, *Clostridium perfringens*, and somatic coliphages. Environmental Health Perspectives. 114: 228-236

Yahya, M.; Hmaied, F.; Jebri, S.; Jofre, J.; Hamdi, M. 2015. Bacteriophages as indicators of human and animal faecal contamination in raw and treated wastewaters from Tunisia. J Appl Microbiol. 118(5):1217-25.