



UNIVERSIDAD  
NACIONAL  
DE LA PLATA



Facultad de Ciencias  
Naturales y Museo



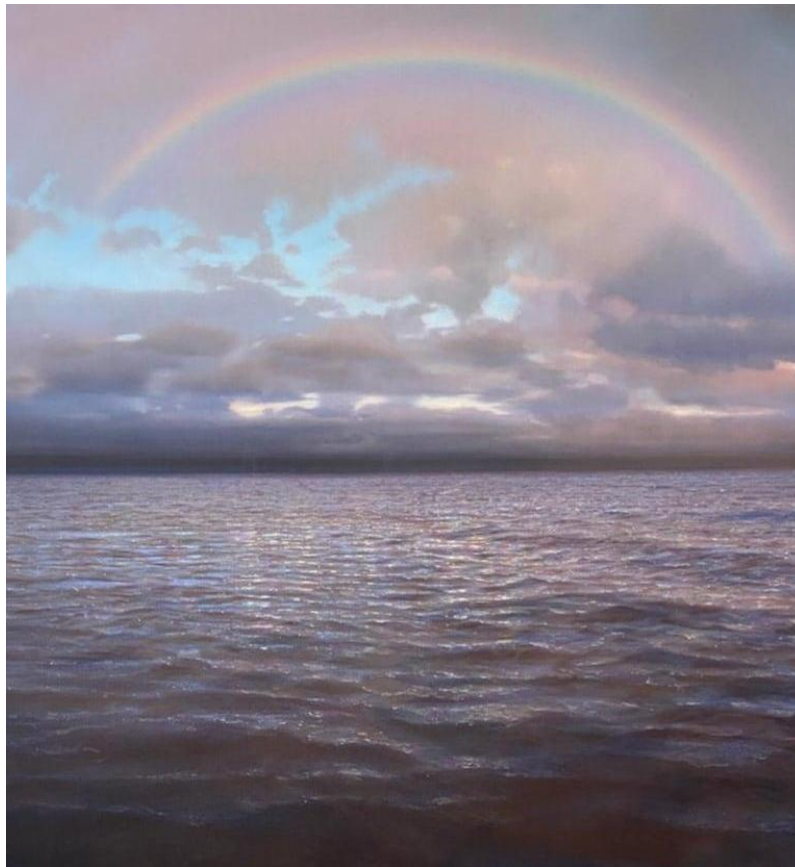
Centro Nacional de  
Diagnóstico e Investigación  
en Endemo - Epidemias

# Estudio de calidad bacteriológica y riesgo sanitario de las playas de uso recreacional en la ribera sur del Río de la Plata

Trabajo de tesis para optar por el título de Doctora en Ciencias Naturales

**Jimena Camila Suarez**

Directores: Dr. Alejandro J. Mariñelarena y Dr. Joaquín Cochero



*Obra dedicada al Río de la Plata, un óleo sobre lienzo del pintor argentino Helmut Ditsch.*

Facultad de Ciencias Naturales y Museo  
Universidad Nacional de La Plata  
Argentina  
2025

# RESUMEN

La contaminación de los ecosistemas acuáticos, como consecuencia de la descarga de efluentes cloacales e industriales sin tratamiento previo o pobremente tratados, es una problemática a nivel mundial. Uno de los problemas más críticos relacionados con la contaminación del agua es el riesgo sanitario. Las excretas contenidas en las aguas residuales domésticas contienen elevadas cantidades de microorganismos patógenos (parásitos, bacterias y virus) que pueden generar una gran variedad de enfermedades de transmisión hídrica. Estas consecuencias en la salud de las personas que mantienen contacto directo con el agua podrían evitarse si los procesos de depuración de aguas residuales se realizaran de manera adecuada. Las zonas costeras son susceptibles de sufrir contaminación fecal por escorrentías pluviales, descargas cloacales y presencia de animales.

En los estudios de calidad de las playas para uso recreacional, tradicionalmente se evalúa la calidad bacteriológica del agua, pero no se tiene en cuenta el potencial riesgo sanitario que representa la arena. Sin embargo, ésta funciona como un filtro natural que retiene y concentra partículas y provee soporte y refugio para la supervivencia de los microorganismos. Por otro lado, el estudio de otros contaminantes está alcanzando cada vez más importancia, como es el caso de los contaminantes emergentes. Estos se denominan así debido a que su presencia en el ambiente no es nueva, pero sí lo es su detección y el conocimiento de los riesgos que implican. Un ejemplo de contaminantes emergentes son los microplásticos ya que ingresan a los ecosistemas naturales luego de ser desechados y permanecen allí pudiendo funcionar como sustratos para diversos microorganismos patógenos y acarreándolos hacia zonas alejadas de su origen.

En la Franja Costera Sur del Río de la Plata se ubican balnearios que son visitados por la población bonaerense con fines recreativos y deportivos durante todo el año. Esta zona también recibe gran cantidad de aguas residuales domésticas e industriales de fuentes puntuales y difusas, tales como los colectores cloacales de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires, frente a Berazategui, y los de la ciudad de La Plata, Berisso y Ensenada. Éstos y otros aportes comprometen la calidad de las aguas de las playas, generando un riesgo para la salud de los usuarios. El objetivo principal de este trabajo de tesis doctoral ha sido estudiar el estado sanitario de las principales playas de uso recreacional en la Franja Costera Sur del Río de la Plata mediante el análisis del agua litoral y de la arena costera. El estudio se realizó en ocho playas situadas a lo largo de 90 km de ribera, desde la playa de la localidad de Bernal, próxima a la Ciudad Autónoma de Buenos Aires, hasta la de la localidad de Magdalena, ubicada al sur de la Ciudad de La Plata.

Para alcanzar el objetivo planteado, en cada sitio de muestreo se determinó el grado de contaminación fecal según el recuento de indicadores de contaminación reconocidos internacionalmente (*Escherichia coli* y enterococos), para cuya detección se utilizaron los métodos estandarizados del Número Más Probable miniaturizado conformes a las Normas ISO.

Los distintos objetivos específicos de la presente tesis doctoral estuvieron enfocados en la implementación de diferentes estrategias de muestreo y metodologías.

Entre los resultados obtenidos se observó que en la mayoría de las playas los niveles de concentración de bacterias indicadoras en el agua superaron los límites propuestos según la Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación para el uso de aguas recreacionales. El factor principal relacionado con el grado de contaminación en el agua y en la arena de cada playa, fue la distancia a las descargas cloacales más cercanas (ubicadas en Berazategui y Berisso).

Mediante muestreos específicamente diseñados para estudiar los patrones de distribución de las bacterias indicadoras de contaminación fecal en la superficie de la arena, se observó que éstas se encuentran presentes hasta una profundidad de 5 - 8 cm. Además, la cantidad de bacterias indicadoras en la arena aumenta con la distancia al agua en las playas de mejor calidad, mientras que su concentración disminuye con la distancia al agua en aquellas playas con mayor contaminación.

Mediante ensayos de supervivencia en el laboratorio se comprobó que los organismos indicadores sobreviven más en la arena que en el agua. En este sentido, *E.coli* no superó las 42hs en el agua, pero sobrevivió durante 30 días en la arena.

Para evaluar si la presencia de elevadas concentraciones de organismos indicadores de contaminación fecal podría indicar la presencia de organismos patógenos, se realizaron análisis específicos orientados a la identificación de los géneros *Salmonella* y *Shigella* en el agua y en la arena de las playas, y también en el colector mayor cloacal ubicado en Berisso. Los resultados demostraron que hay presencia de estos patógenos en el agua de la playa Bagliardi, que presenta la mayor contaminación fecal dentro de este estudio, lo que implica un alto riesgo para la salud de los usuarios.

Dada la creciente preocupación por los efectos de los contaminantes emergentes como los microplásticos sobre el ambiente, se desarrolló una experiencia orientada a conocer si los microplásticos hallados en el sedimento intermareal de siete playas del Río de la Plata pueden actuar como superficie de sustrato para los organismos indicadores de contaminación fecal. Los resultados mostraron que las bacterias de interés sanitario pueden mantenerse sobreviviendo sobre los microplásticos que se encuentran en el ambiente, confirmando su potencialidad como sustrato propicio para otros patógenos.

Como conclusiones principales que se desprenden de los resultados obtenidos en la presente tesis se puede afirmar que las playas de uso recreacional ubicadas en la Franja Costera Sur del estuario del Río de la Plata se enfrentan a una problemática ambiental de elevado riesgo económico y sanitario. Las medidas de acción resultan necesarias para poder darle un uso recreacional a estos ambientes sin que esto signifique un riesgo para la salud.

Mejorar la gestión del agua implica necesariamente la utilización de datos adecuados y herramientas apropiadas. Por ello, se requiere poseer datos locales actualizados que permitan evaluar el estado de contaminación de los cuerpos de agua del país, monitorear su evolución y aportar información a la ciudadanía y a los decisores públicos para la gobernanza de este recurso.

# ABSTRACT

The pollution of aquatic ecosystems, resulting from the discharge of untreated or poorly treated sewage and industrial effluents, is a global issue. One of the most critical problems related to water pollution is the health risk it poses. The waste contained in domestic wastewater carries high levels of pathogenic microorganisms (parasites, bacteria, and viruses) that can lead to a variety of waterborne diseases. These health consequences for individuals who come into direct contact with the water could be avoided if wastewater treatment processes were conducted properly. Coastal areas are particularly susceptible to fecal contamination from stormwater runoff, sewage discharges, and the presence of animals.

In recreational beach quality studies, the bacteriological quality of water is traditionally evaluated, but the potential health risk posed by sand is often overlooked. However, sand acts as a natural filter that retains and concentrates particles, providing support and refuge for the survival of microorganisms. Additionally, the study of other contaminants, particularly emerging pollutants, is gaining increasing importance. These pollutants are termed "emerging" because their presence in the environment is not new, but their detection and the understanding of the risks they pose are. An example of emerging pollutants is microplastics, which enter natural ecosystems after being discarded and persist there, potentially serving as substrates for various pathogenic microorganisms and transporting them to areas far from their origin.

The Southern Coastal Strip of the Río de la Plata is home to beaches frequented by the Buenos Aires population for recreational and sporting purposes year-round. This area also receives significant amounts of domestic and industrial wastewater from point and diffuse sources, such as the sewage collectors from the Autonomous City of Buenos Aires, located opposite Berazategui, and those from the cities of La Plata, Berisso, and Ensenada. These and other contributions compromise the water quality of the beaches, posing a health risk to users. The main objective of this doctoral thesis has been to study the sanitary condition of the primary recreational beaches in the Southern Coastal Strip of the Río de la Plata through the analysis of coastal water and sand. The study was conducted at eight beaches along a 90 km stretch of shoreline, from the beach in Bernal, near the Autonomous City of Buenos Aires, to the beach in Magdalena, south of the City of La Plata.

To achieve the stated objective, the degree of fecal contamination was determined at each sampling site based on the count of internationally recognized contamination indicators (*Escherichia coli* and enterococci), using standardized miniaturized Most Probable Number methods in accordance with ISO standards.

The specific objectives of this doctoral thesis focused on the implementation of different sampling strategies and methodologies. Among the results obtained, it was observed that in most beaches, the levels of indicator bacteria in the water exceeded the limits set by the National Water Resources Subsecretariat for recreational water use. The main factor related to the level of contamination in both water and sand at each beach was the distance to the nearest sewage discharge (located in Berazategui and Berisso).

Through specifically designed sampling to study the distribution patterns of fecal contamination indicator bacteria on the sand surface, it was found that these bacteria were present up to a depth of 5-8 cm. Moreover, the number of indicator bacteria in the sand

increased with the distance from the water at the higher-quality beaches, while their concentration decreased with the distance from the water at more contaminated beaches.

Laboratory survival tests showed that indicator organisms survive longer in sand than in water. In this regard, *E. coli* did not survive beyond 42 hours in water but survived for 30 days in sand. To evaluate whether high concentrations of fecal contamination indicator organisms could indicate the presence of pathogenic organisms, specific analyses were conducted to identify the genera *Salmonella* and *Shigella* in the water and sand of the beaches, as well as in the main sewage collector located in Berisso. The results demonstrated the presence of these pathogens in the water at Bagliardi Beach, which showed the highest fecal contamination in this study, posing a significant health risk to users.

Given the growing concern about the effects of emerging pollutants like microplastics on the environment, an experiment was developed to determine whether microplastics found in the intertidal sediment of seven beaches along the Río de la Plata can act as a substrate surface for fecal contamination indicator organisms. The results showed that health-related bacteria can survive on microplastics present in the environment, confirming their potential as suitable substrates for other pathogens.

The main conclusions drawn from the results obtained in this thesis indicate that recreational beaches located in the Southern Coastal Strip of the Río de la Plata face an environmental issue of high economic and health risk. Action measures are necessary to allow for recreational use of these environments without posing a health risk.

Improving water management requires the use of adequate data and appropriate tools. Therefore, up-to-date local data is needed to assess the contamination status of the country's water bodies, monitor their evolution, and provide information to the public and decision-makers for the governance of this resource.

# AGRADECIMIENTOS

En primer lugar, agradezco a mis directores Alejandro y Joaquín, ya que fueron fundamentales para la producción de este trabajo. Siento admiración por cada uno de ellos por sus logros personales y por haberse comprometido conmigo de manera amable, empática y positiva. Gracias por no bajar los brazos y por darme fuerzas para seguir adelante hasta el final.

A los revisores de esta Tesis doctoral, por las sugerencias y palabras de elogio hacia este trabajo realizadas en el juicio crítico sobre los contenidos y aspectos formales del mismo.

A continuación, quiero dedicar unas palabras de agradecimiento a las autoridades de las siguientes Instituciones que fueron parte de mi recorrido profesional:

- La Universidad Nacional de La Plata (UNLP) y la Facultad de Ciencias Naturales y Museo (FCNyM): Fue un placer realizar mis estudios de grado y posgrado en estas instituciones que siempre mantuvieron una comunicación asertiva y demostraron su compromiso conmigo siendo alumna y luego como egresada de la casa.
- La Comisión de Investigaciones Científicas (CIC) y el Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET): Gracias por brindarme las herramientas y el soporte económico necesario para poder mantener una trayectoria profesional vinculada a la Ciencia argentina y la Investigación.
- El Instituto de Limnología "Raúl A. Ringuelet" (ILPLA): Al abrirme sus puertas me permitió conocer el mundo acuático a nivel macro y microscópico. También me conectó con personas comprometidas con su trabajo que hicieron que cada día en el Instituto sea valioso para el aprendizaje académico y personal. Todos mis compañeros del ILPLA siempre me dieron ánimo en el transcurso de este doctorado. Les agradezco especialmente a Rami, Jorge, Hugo, Palito y Flavia por ser unos compañeros de laboratorio y de campaña espectaculares. También agradezco a Nati por tenerme en cuenta, por aconsejarme con cariño y saber comprenderme en momentos muy importantes de mi vida.
- El Centro Nacional de Diagnóstico e Investigación en Endemoepidemias (CeNDIE - ANLIS Malbrán): Trabajar en esta Organización gubernamental fue un gran desafío en el que invertí todo mi tiempo y dedicación durante la última etapa de este doctorado. El aprendizaje en esta institución fue creciendo a pasos agigantados gracias a los profesionales de excelencia que tenemos en nuestro país. Agradezco a la directora Mariana Manteca Acosta y a todos mis compañeros, por haberme brindado un ambiente cálido y amable durante el tiempo transcurrido en el CeNDIE.

En cuanto a mis familiares y amigos, quiero destacar a Fer, mi compañero de vida, por ser mi gran sostén siempre. Gracias por ser incondicional y por transmitirme tu calma y amor siempre que lo necesite. Te amo y disfruto mucho la vida criando a nuestros tres hijos juntos.

A mis tres hijos Beltrán, Bauti y Fran, a quienes les dedico este cuento para que lo lean cuando sean más grandes. Espero que les sirva como base fundamental para entender la importancia

de estudiar nuestro entorno natural. Como no se puede defender lo que no se conoce, les propongo que estudien, conozcan lugares y tengan experiencias maravillosas en los ambientes naturales que nos provee nuestro planeta. Luego de conocer el ambiente en el que vivimos y entender los servicios que la madre naturaleza nos provee, podremos cuidarlo y defenderlo para seguir disfrutando de su belleza.

A la enorme red de mujeres que me acompañó durante todos estos años de tesis en los que desde su inicio coexistieron el trabajo y maternidad. Gracias por hacerse presentes en los momentos clave, por las palabras de aliento, por sostenerme emocionalmente y ayudarme a maternar con amor. Entre ellas destaco a mi mamá, a Patri y a todas las madres que siempre empatizaron con la situación de estar gestando y criando en medio de un doctorado.

A mis dos hermanas (Vir y Ami), a quienes amo y agradezco tener de compañeras y consejeras para siempre.

A mis amigos Adol, Gugú, Jessi y Pedro. Compartir la carrera universitaria y también la vida con ellos es un regalo que me dio la facultad y que me sigue acompañando en todo momento. Ellos fueron muy importantes para tomar fuerzas en la última etapa de la carrera de doctorado. Me enorgullece decirles que todos sus consejos y su ejemplo valieron la pena.

No quiero dejar de agradecerle a todas las personas, con las que compartí momentos importantes y que me ayudaron a cumplir con este objetivo. Este logro también lo dedico a todos ellos.

# ÍNDICE

## RESUMEN

<b>INTRODUCCIÓN</b>	<b>1</b>
1.1 Problemática actual	1
1.2 Aguas residuales y sus contaminantes	1
1.3 Contaminantes emergentes	3
1.4 Fuentes de contaminación microbiológica	5
1.5 Utilidades de estudiar las aguas residuales	5
1.6 Usos del agua	6
1.7 Indicadores de contaminación fecal	8
1.8 La arena como filtro de la contaminación	9
1.9 Niveles guía utilizados para el uso de agua recreacional	11
1.10 El Río de la Plata	12
1.11 Modificaciones estructurales de la costa por la actividad humana	16
1.12 Usos del agua de la FCS del Río de la Plata	17
1.13 Fuentes de contaminación en el Río de la Plata	18
1.14 Antecedentes de estudios bacteriológicos en el agua y la arena del Río de La Plata	19
1.15 Legislación ambiental para aguas residuales	21
<b>OBJETIVOS E HIPÓTESIS</b>	<b>24</b>
2.1 Objetivo general	24
2.2 Objetivos particulares	24
2.3 Hipótesis general	25
2.4 Hipótesis particulares	25
<b>MATERIALES Y MÉTODOS</b>	<b>26</b>
3.1 Área de estudio	26
3.1.1 Playas seleccionadas de la Franja costera sur del Río de la Plata	30
3.2 Diseño de muestreos	44
3.2.1 Muestreos de estado sanitario de las playas	46
3.2.2 Muestreos de distribución de indicadores en la arena	47
3.2.2.1 Muestreos de distancia al agua	48
3.2.2.2 Muestreos a lo largo de la línea de ribera	50
3.2.2.3 Muestreos en profundidad	51
3.2.3 Muestreos para detección de patógenos	53
3.2.4 Muestreos para detección de bacterias indicadores de contaminación fecal en microplásticos	54
3.3 Procesamiento de las muestras obtenidas en los muestreos	54
3.3.1 Recuentos bacteriológicos de indicadores de contaminación fecal	54
3.3.1.1 Método miniaturizado del NMP (Número Más Probable) por siembra en medio líquido	55
3.3.1.2 Filtro de membrana	58
3.3.2 Contenido de humedad, de materia orgánica y granulometría de las arenas	59
3.3.2.1 Contenido de humedad y de materia orgánica	59
3.3.2.2 Análisis granulométrico de las arenas	61
3.3.3 Detección de patógenos específicos: <i>Salmonella</i> sp. y <i>Shigella</i> sp.	63
3.3.4 Bacterias indicadoras de contaminación fecal sobre microplásticos	69
3.4 Ensayos de supervivencia	71
3.4.1 Ensayos preliminares de supervivencia en el agua y en la arena	72
3.4.2 Supervivencia de organismos indicadores en el agua y en arena ante distintas condiciones de humedad	72
3.5 Análisis de la información. Herramientas estadísticas	73

<b>RESULTADOS</b>	<b>74</b>
4.1 Estado sanitario de las playas	74
4.1.1 Calidad del agua	74
4.1.2 Calidad de la arena	77
4.1.3 Relaciones entre indicadores de agua y arena	80
4.1.4 Relación entre la abundancia de indicadores en el agua y en la arena	83
4.1.5 Características de la arena en los muestreos de calidad de las playas	85
4.1.6 Relación entre los microorganismos indicadores y las características del ambiente	89
4.1.6.1 Parámetros fisicoquímicos del agua	89
4.1.6.2 Vientos y calidad del agua litoral	95
4.1.6.3 Nivel de la marea y calidad de la arena	98
4.1.6.4 Variables ambientales y distancia al vuelco más cercano	100
4.1.7 Detección de patógenos específicos: <i>Salmonella</i> sp. y <i>Shigella</i> sp.	102
4.2 Distribución de los organismos indicadores	103
4.2.1 Y distancia al agua	103
4.2.2 A lo largo de la línea de la ribera	105
4.2.3 En profundidad	107
4.2.4 Características de la arena en los muestreos de distribución	111
4.3 Supervivencia de los organismos indicadores en el agua y la arena	116
4.3.1 Ensayos preliminares de supervivencia en el agua y en la arena	116
4.3.2 Supervivencia de organismos indicadores en el agua y en arena ante distintas condiciones de humedad	118
4.4 Microorganismos indicadores asociados a microplásticos	122
<b>DISCUSIÓN</b>	<b>125</b>
<b>CONCLUSIONES FINALES</b>	<b>135</b>
<b>BIBLIOGRAFÍA</b>	<b>137</b>

# 1. INTRODUCCIÓN

## 1.1 Problemática actual

Históricamente, las sociedades humanas se establecieron en zonas próximas a fuentes de agua para asegurar el abastecimiento de este bien vital. Necesitamos del agua no sólo para el consumo sino para todas nuestras actividades productivas. El incremento demográfico mundial ha tensado la puja por el uso de los recursos acuáticos para las actividades agronómicas, industriales y de consumo. Además, todas esas actividades generan residuos, en muchos casos vehiculizados por el agua. Estas aguas residuales, se vuelcan en los cuerpos de agua superficiales (ríos, lagos y mares) deteriorando su calidad original, alterando el funcionamiento equilibrado de los ecosistemas y dificultando su reutilización en las actividades humanas. La contaminación de los ecosistemas acuáticos es un problema mundial, tanto en los países desarrollados como en vías de desarrollo, por el vertido de aguas residuales domésticas e industriales sin tratamiento previo o pobremente tratados (Sardiñas Peña et al, 2006).

La alteración de la calidad de los recursos hídricos puede tener consecuencias directas sobre la salud, la pérdida del valor recreacional de los cursos de agua y el encarecimiento de los procesos de potabilización del agua. La ausencia o el funcionamiento deficiente de los procesos de depuración de aguas residuales trae aparejado uno de los problemas más críticos relacionados con la contaminación del agua: el riesgo sanitario. Las excretas contenidas en las aguas residuales domésticas contienen elevadas cantidades de microorganismos patógenos (parásitos, bacterias y virus), agentes etiológicos de numerosas infecciones gastrointestinales graves como cólera, disentería, fiebres tifoidea y paratifoidea, brotes de rotavirus y hepatitis, transmisión de *Cryptosporidium*, *Entamoeba* y *Giardia*, entre otras (Chigor et al., 2012). Estas enfermedades de transmisión hídrica provocan una importantísima morbilidad y mortalidad en la población mundial todos los años (Staley et al., 2012). Esto se corrobora en informes de organizaciones internacionales que consignan que alrededor de 2.200 millones de personas en todo el mundo no cuentan con servicios de agua potable gestionados de manera segura, 4.200 millones de personas no cuentan con servicios de saneamiento gestionados (UNICEF, 2019); que anualmente mueren 1,4 millones de personas debido a enfermedades diarreicas producto de la falta de agua potable (OMS, 2024); que las enfermedades diarreicas figuran como la 5ta causa de defunción en los países de bajos ingresos, mientras que no figuran entre las 10 primeras causas en los países de medianos y altos ingresos (OMS, 2020).

## 1.2 Aguas residuales y sus contaminantes

Las aguas residuales son las aguas de abastecimiento que, habiendo sido utilizadas para distintas actividades en viviendas, establecimientos comerciales, industriales o agropecuarios, se descartan transportando contaminantes orgánicos e inorgánicos, particulados y disueltos.

La composición de contaminantes va a depender de su origen. Las aguas residuales domésticas contienen principalmente aceites, grasas y materia orgánica producto de la preparación de comidas, jabones y detergentes producto de la higiene personal, del lavado de vajillas y ropas, y

grandes concentraciones de nitrógeno, fósforo y microorganismos patógenos contenidos en las excretas humanas (materia fecal y orina). Además, contienen pequeñas concentraciones de otros productos utilizados para la limpieza y desinfección del hogar (fragancias, desinfectantes) e infinidad de otros contaminantes en muy bajas concentraciones como consecuencia del descarte indiscriminado de todo tipo de productos de uso en el hogar (solventes, pinturas, medicamentos, fertilizantes, insecticidas, etc.). En las ciudades, las redes colectoras de aguas residuales domésticas reciben además los líquidos de establecimientos comerciales e industriales, los que agregan otra gran cantidad de contaminantes de la más variada naturaleza, siendo los más frecuentes algunos metales pesados (cromo, mercurio, cadmio), hidrocarburos aromáticos y alifáticos, fenoles, plaguicidas, detergentes, colorantes y cianuro, entre muchos otros.

El destino final de las aguas residuales y sus contaminantes son los cuerpos de agua superficiales (ríos, lagos, mares), y esas descargas afectan el normal funcionamiento de estos ecosistemas y sus comunidades.

Las grasas y aceites se caracterizan por presentar poca solubilidad en agua, baja o nula biodegradabilidad y flotan. Por ello, si no son controladas, se acumulan en la superficie alterando el aspecto del agua y significando un riesgo para la salud humana (Rodríguez-Heredia & Santana-Gómez, 2017).

La materia orgánica, disuelta y particulada, es fuente de energía para los microorganismos del agua, que la oxidan consumiendo el oxígeno disuelto, limitando ese recurso para el resto de la fauna. Si el aporte es de magnitud y la actividad respiratoria bacteriana excede la producción de oxígeno fotosintético, se agota el oxígeno disuelto y se produce descomposición anaeróbica de la materia orgánica que genera aspecto y olor desagradable en el agua y elimina la vida silvestre (Olmos, 2003).

Los nutrientes de nitrógeno y fósforo fertilizan el medio estimulando el desarrollo de algas planctónicas que modifican la apariencia original del ambiente e incrementan la biomasa vegetal que deberá degradarse (Fabre et al., 2010).

Los microorganismos patógenos convierten las aguas receptoras en un foco de riesgo sanitario. Los líquidos residuales no tratados provenientes de centros de salud pueden vehiculizar sustancias químicas con efectos tóxicos y genotóxicos sobre los organismos presentes en los ecosistemas acuáticos (Núñez, 2010). La enorme diversidad de sustancias tóxicas y/o contaminantes biológicos contenidos en muy pequeñas concentraciones en las aguas residuales causan alteraciones y daños en la fauna silvestre por exposición crónica (Lajmanovich et al., 2019, 2017).

Una gran variedad de compuestos químicos inorgánicos y orgánicos presentes en los efluentes líquidos pueden provocar efectos tóxicos sobre la flora y fauna de los cursos de agua, y directa o indirectamente sobre los seres humanos (Raimann et al., 2014).

Los metales pesados se acumulan a lo largo de la cadena alimentaria en peces y mariscos (bioacumulación) siendo los últimos eslabones los que van a presentar la mayor concentración (biomagnificación). Hay casos paradigmáticos de graves efectos sobre la salud humana por el

consumo de peces y mariscos con elevado contenido de metales pesados producto de la bioacumulación en sitios contaminados (Raimann et al., 2014).

Los compuestos fenólicos provenientes de la industria textil y química pertenecen al grupo de contaminantes más tóxicos y comunes de la industria de plásticos, tintes y papel ya que producen toxicidad aguda y crónica. Un gran número de fenoles han sido listados en la Directiva de la Comunidad Europea (ECD) y en la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (U.S. EPA). Por lo general, los compuestos fenólicos en agua potable emiten olores y sabores desagradables e irritantes en concentraciones tan bajas como 5 µg/L por lo que su presencia puede inutilizar un curso de agua como fuente de agua potable. Además, presentan alta toxicidad para la vida acuática, plantas y humanos como producto de la bio-concentración (Cuizano et al., 2009). Su peligrosidad puede alcanzar a las personas ya que, durante el proceso de potabilización, al desinfectar el agua con cloro, se pueden generar clorofenoles, compuestos altamente tóxicos y persistentes en los ecosistemas acuáticos.

Las escorrentías agropecuarias aportan a las aguas superficiales y subterráneas residuos tóxicos sobre la salud humana y el ambiente y muy persistentes como son los plaguicidas, fertilizantes (nitratos y fosfatos) y trazas de fármacos utilizados en medicina veterinaria. La contaminación de los alimentos por los plaguicidas puede controlarse respetando lo que se llama tiempo de carencia (tiempo necesario para que el residuo de un plaguicida en un alimento alcance una concentración por debajo del Límite Máximo de Residuo) antes de introducirlos en el mercado. El organismo responsable del registro de agroquímicos en Argentina, el Servicio Nacional de Sanidad Vegetal y Calidad Agroalimentaria (SENASA), fue restringiendo y prohibiendo mediante diferentes resoluciones el uso de los plaguicidas organoclorados, organofosforados y carbámicos. Sin embargo, debido a que Argentina es un país productor agrícola cuya economía primaria se basa en cultivos como la soja, maíz, trigo, girasol, entre otros, actualmente se siguen utilizando numerosos productos químicos entre los que se encuentran los herbicidas como el glifosato, acetoclor y atrazina, y los insecticidas como cipermetrina, lambdacialotrina y clorpirifos.

### **1.3 Contaminantes emergentes**

Recientemente una nueva clase de contaminantes denominados “emergentes” ha adquirido relevancia por su persistencia en el medio y por los efectos que evidencia la biota de su exposición crónica a estas sustancias. Una característica común de todos los contaminantes emergentes es que, por haber sido detectados recientemente en las distintas matrices ambientales, no existe mucha información acerca de sus efectos o de los lugares en los que se encuentran, faltan métodos analíticos estandarizados para su detección y no están definidos los criterios o normas regulatorias para la protección de la salud humana o el medio ambiente. Entre los contaminantes emergentes contenidos en las aguas residuales domésticas se puede mencionar productos farmacéuticos de uso humano y veterinario, pesticidas, productos químicos industriales, surfactantes y productos de cuidado personal, retardantes de llama, desinfectantes y microplásticos.

Los principios activos de los productos farmacéuticos de uso más frecuente (antiinflamatorios, analgésicos, antidepresivos, antiepilépticos, reguladores de lípidos, antidiabéticos, hormonas, antibióticos y drogas oncológicas), son moléculas de difícil metabolismo y por ende, de alta persistencia en el medio. Muchos sortean indemnes su paso por las estaciones depuradoras de aguas residuales. Los antimicrobianos (antibióticos) requieren especial atención ya que se ha demostrado que sus residuos en el medio inducen a la aparición de resistencia a esos compuestos en cepas de bacterias ambientales (Baquero et al., 2008).

Por otro lado, numerosos estudios han asociado las patologías observadas en distintas especies animales y en el hombre con la exposición a contaminantes ambientales con actividad hormonal. Se ha acuñado el término de disruptores endocrinos (Endocrine Disrupting Chemicals / EDCs) para definir el conjunto de compuestos químicos que interactúan con el sistema endocrino. Los compuestos químicos que son disruptores endocrinos se encuentran presentes en ciertos productos de uso cotidiano como en el revestimiento de las latas de conserva, determinados tipos de plástico, algunos materiales de uso sanitario, detergentes industriales, cosméticos y pesticidas. La lista es interminable lo que hace pensar que la exposición humana es masiva y universal. Estos compuestos liberados al ambiente con las aguas residuales afectan el comportamiento y la sexualidad de los organismos acuáticos provocando, entre otros efectos, la feminización de peces machos (Jobling & Sumpter, 1993). En cuanto al ser humano, hay estudios que indican que los compuestos acumulados en la grasa son transmitidos a la descendencia a través de la madre durante la gestación y después durante la lactancia (Rivas et al., 2004). Los efectos sobre la salud humana de la exposición continua a los disruptores endocrinos necesitan ser investigados en mayor profundidad.

Los medicamentos psicoactivos también se han demostrado efectos adversos en el comportamiento de especies de peces como en su capacidad de socializar, patrones de alimentación, rutas migratorias e incluso su apareamiento (Polverino et al., 2021).

En la actualidad la contaminación por plásticos es un tema de gran preocupación ya que los plásticos en los océanos han alcanzado aproximadamente un volumen de 8 millones de toneladas al año (Rodrigues et al., 2019). Las aguas residuales domésticas e industriales aportan infinidad de partículas de plástico menores a 5 mm, denominadas microplásticos (MPs) a los sistemas acuáticos (Arthur et al., 2009), y son considerados por el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente como uno de los diez problemas emergentes, debido a que se encuentran ampliamente distribuidos en muchos ecosistemas en todo el mundo (Lithner, 2011). Los MPs son ingeridos inadvertidamente por los organismos acuáticos y su superficie funciona como sustrato de concentración y transporte de diversos microorganismos patógenos y contaminantes orgánicos (De Tender et al., 2015; Dussud et al., 2018; Hoellein et al., 2017; McCormick et al., 2014; Oberbeckmann et al., 2014; Zettler et al., 2013).

Recientemente se ha comenzado a estudiar el potencial peligro de las comunidades microbianas asociadas a los MPs, ya que éstos funcionarían como vectores favoreciendo la distribución de los posibles agentes patógenos desde zonas de descarga de aguas residuales, hacia ecosistemas acuáticos anteriormente no afectados (Oberbeckmann et al., 2014). Asimismo, el

biofilm que coloniza la superficie de los MPs, podría actuar como reservorio para indicadores de contaminación fecal como *Escherichia coli*, por lo tanto, resulta importante tener una mejor comprensión del potencial de los MPs para facilitar la supervivencia de estos organismos y, por lo tanto, aumentar las rutas de exposición en humanos al proporcionar un vehículo para la dispersión alrededor de las aguas costeras (Rodrigues et al., 2019). Además de la colonización con patógenos, se ha discutido el papel de los MPs como portadores de genes de resistencia a antibióticos (Arias-Andres et al., 2018). Si bien la mayoría de los trabajos sobre colonización en MPs se centran en ambientes marinos, es importante estudiarlos en ecosistemas estuariales debido a los servicios ecosistémicos que aportan y la gran carga de contaminantes que reciben sus costas.

#### **1.4 Fuentes de contaminación microbiológica**

La contaminación bacteriológica de los cuerpos de agua puede resultar de fuentes puntuales o difusas (Calderon et al., 1991; Solo-Gabriele et al., 2000). Las descargas de colectores cloacales urbanos con pobre tratamiento son un ejemplo de las fuentes puntuales (De Paepe et al., 2001) y son consideradas las principales fuentes de contaminación fecal en las aguas y playas de uso recreacional. Entre las fuentes no puntuales se incluyen las escorrentías agropecuarias, especialmente de la actividad ganadera (Doran & Linn, 1979), los aportes del sedimento adyacente a los ríos y bancos de arroyos (Hardina & Fujioka, 1991), las excretas de aves (Obiri-Danso, 2000; Whitman & Nevers, 2003) y de otros animales domésticos o silvestres presentes en la playa (Shibata et al., 2004) y por último, la contaminación de la arena costera (Bonilla et al., 2007; Whitman & Nevers, 2003; Zehms et al., 2008). Las lluvias, las mareas y los vientos de costa también pueden causar dramáticos incrementos en la concentración de microorganismos presentes en el agua costera, exacerbando el problema de contaminación (Whitman & Nevers, 2003), pero la extensión de la contaminación en el agua depende principalmente de la cantidad y calidad del aporte contaminante (Elmanama et al., 2005). A pesar de que las fuentes no puntuales pueden degradar significativamente la calidad del agua superficial (Wyer et al., 1997) y ser responsables de la mala calidad de las aguas recreacionales, éstas suelen estar enmascaradas por las fuentes puntuales y son de difícil acceso o difíciles de identificar (Skalbeck et al., 2010).

#### **1.5 Utilidades de estudiar las aguas residuales**

Es importante destacar los beneficios que puede traer orientar los estudios a investigar las aguas cloacales, por ejemplo, cuando ocurre una epidemia de enfermedades transmitidas por el agua. En estos casos puede ser importante buscar los patógenos individuales en el agua ya que pueden servir como una señal de alerta para observar que la enfermedad se está diseminando en la comunidad y así anticiparse al brote. Cuando la enfermedad deja de circular en la comunidad el monitoreo de las aguas residuales puede servir de alerta para evidenciar una nueva aparición del patógeno.

Sin embargo, este tipo de análisis no necesariamente debe restringirse a los organismos transmitidos por el agua ya que, si de algún modo el patógeno considerado termina siendo excretado por heces u orina, llegará al agua residual, independientemente que el agua no sea la vía habitual de transmisión de la enfermedad. Un ejemplo de esto es el caso de la pandemia del SARS-CoV-2, que se desarrolló a nivel mundial durante el 2020 y 2021. En este período se ha creado una Red de Vigilancia de este virus que resulta fundamental para llevar a cabo estrategias de control y de prevención. En Argentina, se están orientando numerosas investigaciones en este sentido. La Facultad de Farmacia y Bioquímica de la UBA forma parte de uno de los centros de vigilancia de este virus, donde a partir de la detección ambiental se permite estudiar la distribución del virus en la comunidad e incluso se puede identificar las cepas que circulan. Al tener acceso a los datos emitidos por los centros de investigación en las distintas plantas de efluentes de cada región, se puede correlacionar con los casos de ese lugar y así anticipar la circulación del virus.

Otra de las aplicaciones de estudiar las aguas residuales radica en el monitoreo de genes de resistencia a antibióticos que circulan en una comunidad. Para este problema ambiental existe una Red de Vigilancia denominada “Global Sewage Surveillance Project” (Compare Europe, 2020), en la que participan centros de investigación de numerosos países incluida la Argentina, que tiene como objetivo generar una base de datos a nivel mundial con los genes de resistencia que circulan en los ambientes acuáticos a partir de muestras colectadas y analizadas bajo los mismos protocolos.

## 1.6 Usos del Agua

Todas las aguas residuales, aún si están debidamente tratadas, cuando se vierten en un cuerpo de agua receptor, afectan en mayor o menor medida la calidad de dicho ecosistema, condicionando el desarrollo de la vida silvestre y los posibles futuros usos del agua, ya sea como fuente para su potabilización o con fines recreativos (balneario, pesca, práctica de deportes acuáticos entre otros.).

Las aguas costeras, los ríos y lagos son utilizados para una variedad de actividades recreativas que implican un contacto estrecho y prolongado con el agua (nadar, bucear), intermedio (windsurf) o mínimo (pescar y navegar). Esto incluye algunas actividades profesionales como las de guardavidas y buzos (López Sardi et al., 2016). En todos los casos, entrar en contacto con aguas de mala calidad constituye un factor de riesgo que puede desencadenar una enfermedad o accidente laboral. Ese riesgo es proporcional al tipo y tiempo de contacto con el agua en cuestión.

De acuerdo con las guías de la OMS, los grados de contacto con el agua recreativa se pueden clasificar en:

- No contacto: actividad recreacional durante la cual normalmente no hay contacto con el agua (pesca desde la orilla), o donde el agua es incidental en el desarrollo de la actividad (tomar sol en la playa).

- **Contacto incidental:** actividad recreacional en la cual solamente las extremidades están regularmente mojadas, y en la cual un contacto mayor es inusual (incluso la ingesta de agua): remar, pescar, vadear.
- **Contacto total del cuerpo:** actividad recreacional en la cual todo el cuerpo, desde la cara y el tronco, están frecuentemente inmersos, o la cara está húmeda debido al aerosol acuático, o se puede tragar agua involuntariamente: natación, canotaje, inmersión accidental, por arrastre o error.

Conocer la clasificación de los cuerpos de agua destinados para diferentes usos según su riesgo sanitario resulta fundamental para poder establecer medidas de prevención a la sociedad y para establecer criterios acertados en los procesos de tratamiento y potabilización del agua.

Existen numerosos criterios de clasificación para el uso del agua propuestos por diversos organismos nacionales e internacionales. A continuación se detalla el criterio mencionado por reconocidos autores que basaron sus estudios en la dispersión de contaminantes en el Río de la Plata (Menéndez et al., 2011):

- **Uso I** – “Apta como fuente para potabilización con tratamiento convencional”, entendiéndose por tratamiento convencional a aquel que consiste en etapas de coagulación, floculación, sedimentación, filtración y desinfección final.
- **Uso II** – “Apta para actividades recreativas con contacto directo”, considerando a aquellas actividades para las cuales se produce la inmersión total en el agua, con altas probabilidades de ingerir agua (también denominadas de contacto primario). Ejemplos de estas son: la natación, el buceo, el esquí acuático, el surf, entre otras.
- **Uso III** – “Apta para actividades recreativas sin contacto directo”, para las cuales existe un eventual contacto con el agua, pero es improbable que se produzca su ingesta (también denominadas de contacto secundario). Ejemplos de estas son: el remo, el vadeo, la navegación y la pesca.
- **Uso IV** – “Apta para actividades recreativas pasivas”, refiriéndose a aquellas que apuntan sólo al disfrute estético del ambiente mediante la apreciación del paisaje. Algunos ejemplos son los miradores, circuitos pedestres y sendas para ciclismo.
- **Uso V** – “Apta para preservación de vida acuática con exposición prolongada”. Esto se define para agentes o sustancias tóxicas presentes en el agua que no tienen la capacidad de causar toxicidad crónica en la biota ni efectos adversos como consecuencia de una exposición prolongada en el tiempo (del orden de meses).
- **Uso VI** – “Apta para preservación de vida acuática sin exposición prolongada”. En este caso se define para agentes o sustancias tóxicas presentes en el agua que no tienen

capacidad de causar toxicidad aguda en la biota ni efectos adversos como consecuencia de una exposición corta en el tiempo (del orden de horas).

- **Uso VII** – “Apta para preservación de especies de peces sin efectos subletales”. Se define para agentes o sustancias tóxicas presentes que no tienen capacidad de producir efectos en un proceso fisiológico importante, como crecimiento, reproducción, comportamiento, desarrollo, etc. Son efectos que ocurren por exposición a concentraciones o dosis del contaminante por debajo de la que produce muerte del individuo.
- **Uso VIII** – “Apta para preservación de especies de peces sin efecto letal”. Se define para agentes o sustancias tóxicas presentes que no tienen capacidad de producir efecto adverso como consecuencia de un período de exposición usualmente de pocos días, implicando como efecto final la muerte.

Cabe consignar que la Autoridad de Cuenca Matanza Riachuelo (ACuMaR) aceptó la definición del Uso IV como referencia para el objetivo de gestión del plan de recuperación de los cursos de agua de la Cuenca Matanza-Riachuelo.

### 1.7 Indicadores de contaminación fecal

El control de la calidad microbiológica del agua requiere determinar el riesgo de la presencia de microorganismos causantes de infecciones gastrointestinales graves de transmisión hídrica, tanto protozoos, virus o bacterias, entre las que se pueden mencionar: *Salmonella spp*, *Shigella spp*, *Escherichia coli* enterotoxigénica, *Vibro cholerae*, *Yersinia enterocolitica* y *Campylobacter fetus*. Estos microorganismos patógenos se encuentran en muy bajas cantidades en el agua y su detección requiere de técnicas específicas, arduas y onerosas.

En su lugar se utiliza la detección y enumeración de indicadores de contaminación fecal. Estos son microorganismos que forma parte de la flora normal de las heces de animales de sangre caliente, que se hallan en números muy superiores a los patógenos y que tienen una capacidad de supervivencia en el ambiente igual o superior a aquellos, por lo que son mucho más fáciles de detectar (Méndez Novelo et al., 2010).

Para que un microorganismo pueda ser considerado como indicador de contaminación fecal, este debe cumplir los siguientes requerimientos:

1. Debe ser un constituyente normal de la microbiota intestinal de individuos sanos
2. Estar presente de forma exclusiva en las heces de animales homeotermos y cuando los microorganismos patógenos intestinales lo están, presentarse en número elevado, facilitando así el aislamiento y la identificación
3. Debe ser incapaz de reproducirse fuera del tracto gastrointestinal del ser humano y de los animales homeotermos
4. Su tiempo de supervivencia debe ser igual o superior al de las bacterias patógenas

5. Su resistencia a los factores ambientales debe ser igual o superior al de los patógenos de origen fecal
6. Debe ser fácil de aislar y cuantificar
7. Debe estar ausente en agua no contaminada.

Los indicadores de contaminación fecal más utilizados universalmente son dos grupos de bacterias denominados coliformes fecales y enterococos. Todos los coliformes (bacterias que fermentan la lactosa produciendo gas y ácido láctico) conforman un grupo de bacterias presentes en el contenido intestinal pero también muy frecuentes en la naturaleza, asociadas con el suelo y los vegetales. Del grupo original, muy amplio, los mejores indicadores son los de subgrupo coliformes fecales o termotolerantes, capaces de crecer en cultivo a 44,5 °C, que comprende a *Escherichia coli* y algunas especies de los géneros *Klebsiella*, *Enterobacter* y *Citrobacter*, más específicos del grupo intestinal. Ya entrado el siglo XXI, se han desarrollado técnicas sencillas para detectar específicamente a *Escherichia coli*, basadas en sustratos cromogénicos o fluorescentes. Por su origen exclusivamente intestinal, por ser la especie más numerosa de esa flora (95 – 97%) y por no haberse demostrado que pueda reproducirse en el ambiente, *E. coli* es hoy el principal indicador de contaminación fecal en aguas.

Los enterococos son un grupo de bacterias intestinales incluidas dentro del género *Enterococcus* (*E. faecalis*, *E. faecium*, *E. gallinarum* y *E. avium*), previamente clasificado como *Streptococcus* Grupo D. La mayor parte de las normas internacionales (U.S EPA, OMS, y NHMRC) utilizan estos dos indicadores (*E. coli* y enterococos), para evaluar la calidad de las aguas de uso recreacional, en cuanto a su riesgo sanitario para la población humana.

### **1.8 La arena como filtro de la contaminación**

En la zona ribereña de los ambientes acuáticos el agua está en constante y estrecho contacto con los sedimentos costeros. Ese contacto se hace más estrecho por la acción mecánica del oleaje y la resuspensión de las capas superficiales del sedimento. Los microorganismos suspendidos en el agua tienen tendencia a adherirse por cargas eléctricas a la superficie de los granos de arena que a su vez les proveen soporte y refugio para la supervivencia y, en algunos casos, crecimiento (Shibata et al., 2004). A diferencia de las bacterias que se encuentran libres en el agua, las que están adheridas a las partículas de arena y pueden persistir más tiempo que en el agua. Esto se debe a que la arena funciona como un filtro natural que atrapa partículas, materia orgánica y microorganismos que se encuentran en el agua (Hijnen et al., 2004; Bauer et al., 2011). Varios estudios han demostrado que la arena de las playas costeras alberga concentraciones bacterianas de varios órdenes de magnitud superiores a los que se encuentran en aguas recreativas adyacentes (Byappanahalli et al., 2003; Gast et al., 2011; Wheeler Alm et al., 2003; Whitman & Nevers, 2003; Yamahara et al., 2007; Bonilla et al., 2007; Whitman et al., 2014). Cuando las aguas contienen microorganismos de riesgo sanitario también se los puede hallar concentrados en los sedimentos. Muchos autores han encontrado asociación entre las elevadas concentraciones de organismos indicadores de contaminación fecal en la arena de las

playas y el riesgo de contraer enfermedades entéricas (Heaney et al., 2012; Whitman et al., 2009). Incluso algunos autores sostienen la posibilidad de multiplicación de bacterias indicadoras de contaminación fecal en esos ambientes (Carrillo et al., et al., 1985; Solo-Gabriele et al., 2000; Anderson et al., 2005; Craig et al., 2004). La resuspensión de arena por acción del viento, el oleaje y el régimen de mareas, puede dispersar los microorganismos alojados y empeorar la calidad de las aguas aumentando el riesgo sanitario para los usuarios (Bonilla et al., 2007).

En lugares de comprobada mala calidad del agua se prohíbe el baño, pero la población concurre a las playas y los niños permanecen en contacto directo con la arena durante muchas horas. Con respecto a las zonas de arena seca, donde el agua no llega durante las mareas altas y llega sólo en exceptuadas ocasiones de mareas muy altas (o sudestadas en el Río de la Plata), suele ser un área descuidada por los propios usuarios, que dejan residuos en el lugar y es frecuentada por los animales (silvestres o mascotas) para alimentarse y también para la deposición de excretas. Es por ello, que como se ha observado en varios estudios, no queda exenta de la presencia de contaminación fecal e incluso puede presentar concentraciones de organismos indicadores aún mayores que en el agua y que en la arena húmeda

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 de acuerdo con lineamientos locales o nacionales (U.S EPA; NHMRC; UE; Health Canada) pero no se tiene en cuenta el riesgo sanitario que representa la arena de las playas y del fondo, que puede ser un reservorio de microorganismos y contaminantes (Bonilla et al., 2007).

Debido a la potencial presencia de patógenos en la arena, el contacto prolongado con la misma puede ser una amenaza para los visitantes de la playa, sobre todo para los niños menores de 5 años, los ancianos y personas inmunodeprimidas. Los niños están particularmente en riesgo ya que pasan gran parte de su tiempo realizando juegos en contacto directo con la arena, ya sea cavando y manipulando la arena húmeda y hasta en muchos casos ingiriéndola. Los niños menores de 3 años ponen sus manos u otros objetos en la boca cada 2 ó 3 minutos y diversos estudios realizados en areneros mostraron una ingesta media de 40 mg por día, con máximos de 5 a 8 g por día, en niños de 1 a 4 años (Calabrese et al., 1989). Este comportamiento normal en la etapa oral los expone particularmente a la contaminación del medio. Si bien los trabajos científicos que analizan la arena de las playas son muy numerosos, también hay registros de estudios realizados específicamente en areneros para niños de plazas públicas (Anzaudo et al., 2000; Staley et al., 2016).

Si bien clasificar el uso de agua resulta de gran utilidad para la toma de decisiones y para el manejo de los sistemas acuáticos, en ninguna de ellas hace referencia a la necesidad de clasificar también el riesgo que supone el contacto con los sedimentos de las zonas costeras. Sería importante considerar la concentración de los contaminantes en esta matriz teniendo en cuenta que en muchos casos el tiempo de contacto de los bañistas (especialmente de los niños) con los sedimentos suele ser mayor que con el agua.

En el sitio web del Ministerio de Salud de Argentina, en el apartado de "Calidad del agua", se menciona la importancia de la calidad de las playas para la salud humana (Ministerio de Salud

de la Nación, 2020). Se plantea aquí el concepto del binomio playa, constituido por la arena de playa más el agua de uso recreativo en cuya interfase se producen numerosos procesos hidrológicos, físicos y químicos, los cuales condicionan, favorecen y mantienen una comunidad de organismos patógenos vivos. También se menciona la importancia de la adquisición de genes de multirresistencia a los antibióticos de algunas cepas bacterianas, presentes en el líquido cloacal crudo y/o la obtenida en la arena, resaltando que la presencia de enteropatógenos (patógenos primarios y oportunistas) -bacterias y virus- y microorganismos oportunistas de vida libre representa un riesgo a la salud humana por la exposición a aguas recreativas y a las arenas de playa en la República Argentina.

### **1.9 Niveles guía utilizados para el uso de agua recreacional**

Los niveles guía de calidad microbiológica del agua de uso recreacional son el resultado de estudios epidemiológicos en los que se vinculan datos de concentraciones de indicadores microbiológicos en aguas y las tasas de gastroenteritis en individuos expuestos a contacto directo con las mismas.

La U.S EPA realizó un amplio estudio de este tipo entre 1973 y 1982, comparando playas marinas y lacustres, contaminadas y limpias, en muy variados lugares de USA y correlacionando la calidad del agua con los focos de gastroenteritis ocurridos entre los usuarios (EPA, 1986). Este estudio permitió definir que en el ambiente dulceacuícola son aceptables 8 casos de gastroenteritis cada 1000 usuarios mientras que en el ambiente marino son 19 cada 1000. También permitió establecer una correlación muy significativa entre aguas contaminadas con aguas residuales domésticas (cloacas) y riesgo sanitario para los usuarios y establecer que en el agua salada los mejores microorganismos indicadores de contaminación fecal son los Enterococos, mientras que en el agua dulce *Escherichia coli* fue algo mejor que Enterococos, pero sin una diferencia significativa.

Sobre los resultados de este estudio la U.S. EPA propuso una concentración máxima de 126 UFC/NMP de *E.coli*/100 ml de agua y 33 UFC/NMP de Enterococos/100 ml de agua como media geométrica de al menos 5 muestras tomadas en agua dulce durante un lapso no mayor de 30 días. Mientras tanto en el agua de mar los valores límites son de 35 UFC/NMP de Enterococos/100 ml de agua y 104 UFC/NMP de Enterococos/100 ml de agua como medias geométricas de al menos 5 muestras tomadas en un lapso no mayor de 30 días.

Si los valores de un monitoreo de aguas superan estos límites, se debe concluir que el agua no es apta para el uso recreacional, en el que supone un contacto directo con la misma.

Para los sedimentos ribereños no existen recomendaciones similares. Si bien se utilizan los mismos organismos indicadores para analizar el grado de contaminación fecal en los sedimentos y, a pesar del creciente número de estudios que demuestran que éstos implican riesgo sanitario, no hay niveles guía internacionales para determinar si la arena de una playa es apta para el contacto directo de los visitantes.

Además, a diferencia de los monitoreos ambientales de calidad de aguas, los métodos específicos para la cuantificación de organismos indicadores de contaminación en la arena no

están bien establecidos. Actualmente, la cuantificación requiere la creación de una suspensión de arenas muestreadas, generalmente utilizando una solución buffer de fosfato y finalmente se analiza el líquido sobrenadante mediante el método de filtración por membrana o el número más probable diseñado originalmente para la evaluación de la calidad del agua.

Actualmente en Argentina no se cuenta con información epidemiológica que permita establecer correlaciones entre las densidades de microorganismos patógenos y/o microorganismos indicadores y los efectos sobre la salud de los individuos que utilizan el agua con fines recreativos. Sin estos datos, no se pueden establecer Niveles Guía de Calidad de Agua Ambiente propios del país y es por ello por lo que la elección de estos parámetros microbiológicos de calidad se basa en información proveniente del exterior.

La Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación (SSRH) es el ente regulador que interviene en la elaboración y ejecución de la política hídrica nacional argentina y de la política relativa a los servicios públicos de abastecimiento de agua potable y saneamiento. Esta recomienda utilizar los Niveles Guía sugeridos por LA U.S EPA para los estudios de monitoreo de calidad de agua por ser los más utilizados internacionalmente. Una vez establecidos, estos permiten realizar en el país la clasificación sanitaria de las aguas para diferentes usos, la determinación de criterios para las normas de calidad, la identificación de contaminantes, el control de procesos de tratamiento de agua y estudios epidemiológicos, etc. (SSRH, 2003).

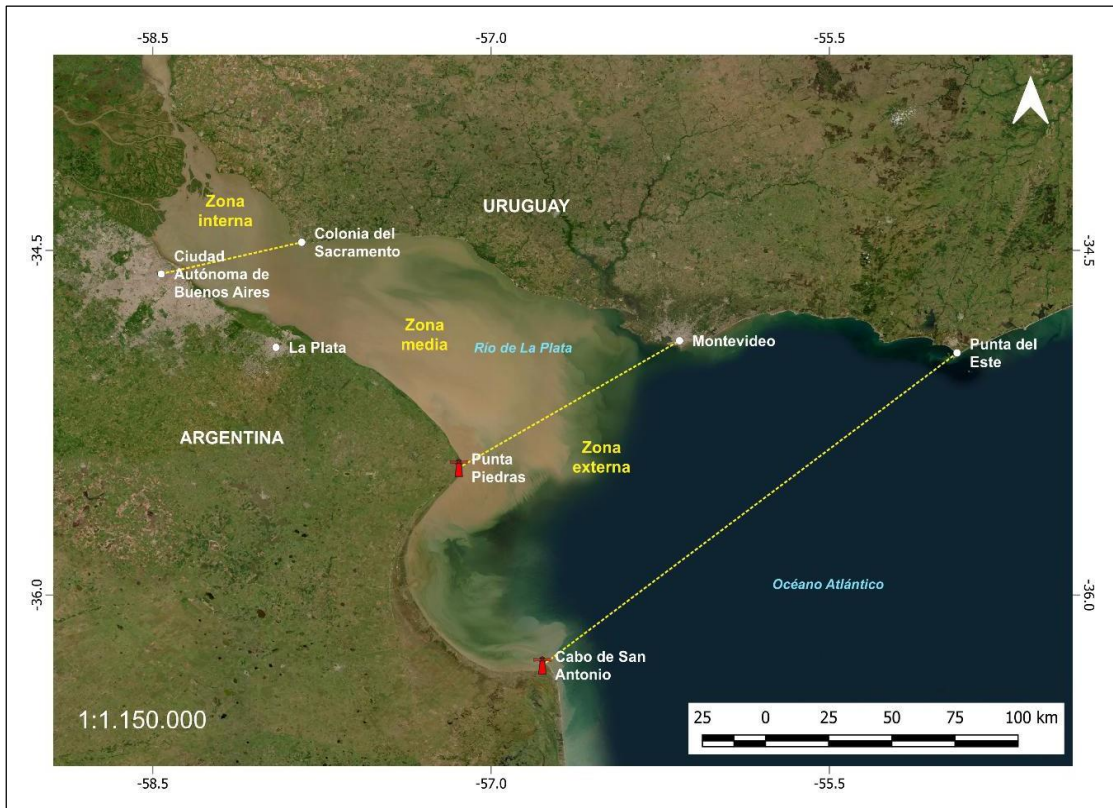
Es considerable destacar que la SSRH de La Nación también ha publicado valores límites para los organismos indicadores cuando las muestras se toman de manera aislada y según la frecuencia del uso del cuerpo de agua a analizar que puede clasificarse como altamente frecuente, moderadamente frecuente, escasamente frecuente o uso infrecuente.

## 1.10 El Río de la Plata

El Río de la Plata, es un estuario de llanura extenso y poco profundo, ubicado en la costa este de Sudamérica entre los 34°- 36° S y 55°- 59° O. Está orientado de noroeste a sudeste y presenta una forma de embudo cuya boca lo une con el océano Atlántico. La longitud del Río de la Plata es de 320 km, mientras que su ancho es variable, con aproximadamente 220 km en la boca y 40 km en la parte superior (Balay, 1961). Posee un área de 35.000 km<sup>2</sup> de los cuales el 37% están ocupados por agua dulce. Se origina en la confluencia de los ríos Paraná y Uruguay, los cuales aportan el 97% de su caudal, cuyo promedio anual es de ~22,500 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>, pero puede variar hasta un máximo de 90,000 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> y un mínimo de ~7800 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> en condiciones coincidentes con eventos intensos del ciclo de El Niño Oscilación del Sur (ENOS) (Jaime et al., 2002; Robertson & Mechoso, 1998). La profundidad media es de 5 m siendo máxima en la boca del estuario con entre 18 y 20 metros de profundidad (Baigún et al., 2018).

El Río de la Plata puede ser dividido en tres zonas: la interna o superior, la media o de transición y la zona externa (Jaime & Menéndez, 1999). Cada una presenta diferentes características en cuanto a la calidad de agua, geomorfología y ecología. En las dos primeras zonas las aguas del Río de la Plata son de un tinte amarillento opaco y se mantienen dulces, mientras que en la tercera tiene lugar la interacción entre las aguas dulces y saladas, típica de los estuarios. La

salinidad y, consecuentemente, la densidad de las aguas aumentan de manera más o menos regular en dirección al mar y, además, crece con la profundidad. En la Figura 1.1 puede observarse una imagen satelital del Río de la Plata en la que se indican estas tres zonas de división<sup>1</sup>.



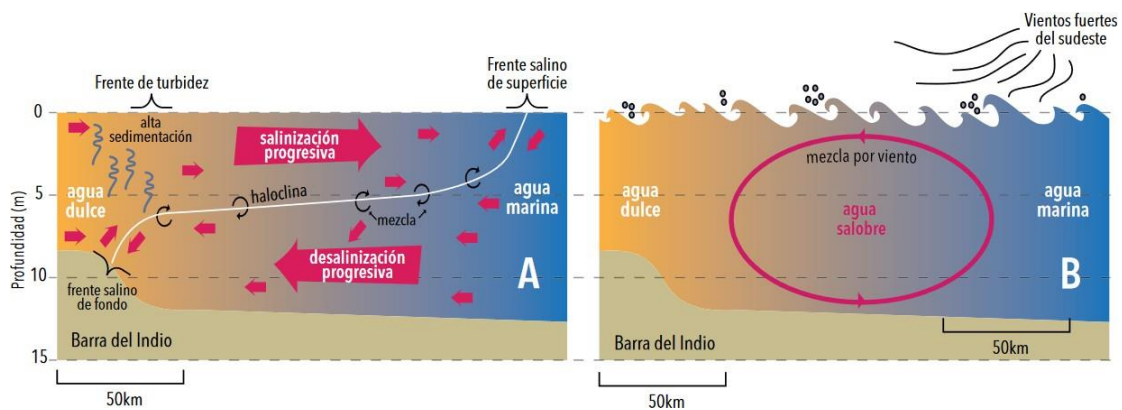
**Figura 1.1.** Estuario del Río de la Plata y las zonas de división (línea punteada)<sup>1</sup>.

La zona interna o superior se extiende desde la desembocadura de los ríos Paraná y Uruguay hasta la línea imaginaria que une Buenos Aires (Argentina) y Colonia (Uruguay). Es una zona dulceacuícola que posee características hidroquímicas de río. Presenta una salinidad menor a 0,2 g/L y en ella se depositan los sedimentos más gruesos. La zona media o de transición se extiende hasta la línea que une Punta Piedras (Arg.) y Montevideo (Uru.). En esta zona los sedimentos son más finos que en la zona interior y posee características más estuarinas con un rango de salinidad de 0,04 y 10 g/L. La zona externa se caracteriza por un arco de sedimentos pelíticos limitando un importante cuerpo arenoso y presenta un rango de salinidad entre 5 y 25 g/L (Guerrero et al., 2010).

El estuario del Río de la Plata está caracterizado por un amplio rango de salinidad (0-33 ups), y por una enorme área mixohalina. La salinidad muestra además un pronunciado gradiente vertical (haloclina), debido a que el agua menos salina y por ende más liviana se superpone a una capa de agua más salina y densa. La profundidad de la haloclina resulta más o menos constante, dando lugar a la formación de una cuña salina entre ella y el fondo, cuya profundidad disminuye río arriba. La cuña salina puede alcanzar una longitud superior a 250 km y es una característica casi permanente del estuario. Como se observa en la Figura 1.2, la misma se origina en el frente salino de fondo, se extiende a lo largo de la haloclina y finaliza en el frente salino de superficie

(Mianzan et al., 2001; Guerrero et al., 1997). Este sistema contribuye significativamente a los balances de nutrientes, sedimentos, carbono y agua dulce del Océano Atlántico Sur (Guerrero et al., 2004), afecta la hidrografía de la Plataforma Continental adyacente y la dinámica costera hasta los 23°S (Piola et al., 2000).

La circulación del agua en el Río de la Plata está determinada principalmente por tres forzantes: la descarga fluvial de sus tributarios, la onda de la marea oceánica y los vientos predominantes. La extensión, la forma y la orientación del Río de La Plata, determinan que los procesos atmosféricos, como el régimen de vientos, tenga una importancia fundamental en la dinámica del río.



**Figura 1.2.** Esquema conceptual de la distribución de salinidad en un corte longitudinal del estuario. Las flechas rojas indican la dinámica de las aguas. A) Condición típica (alta estratificación). B) Efecto de la sudestada: los vientos fuertes del sector marítimo producen la mezcla vertical de la columna de agua (tomado de Acha y Mianzan, 2003).

La amplitud de marea en el estuario es micromareal (<1 m) y está acoplado a un régimen astronómico semidiurno. La onda de marea se propaga de sur a norte, a una velocidad media de 30 km/h y le toma aproximadamente 12 hs recorrer desde un extremo al otro del Río de la Plata (Simionato, 2002).

El viento actúa sobre la superficie del agua variando los niveles, la velocidad de propagación de la onda de marea y la mezcla vertical. Por estar situado bajo la influencia del anticiclón del Atlántico Sur, los patrones climáticos dependen principalmente de la posición característica de esta importante circulación.

El Río de la Plata se encuentra en una de las áreas de mayor ciclogénesis del hemisferio sur. Las ciclogénesis sobre el área tienen una frecuencia media de alrededor de 120 eventos por año (Gan & Rao, 1990).

En general los vientos sobre el Río de la Plata son leves y la intensidad promedio anual es muy uniforme elevándose a cerca de  $5 \text{ m s}^{-1}$  en la costa (Nagy et al., 2008).

Los vientos más intensos son los provenientes del sector Sur y los más débiles los del sector Norte. Los vientos del Noroeste y Oeste producen bajantes, mientras que los provenientes de los sectores Este, Noreste y Sur producen crecientes (Jaime & Menéndez, 1999). Los vientos del Norte y del Nor-Este prevalecen durante todo el año en el área de influencia del Río de la Plata. En invierno, el desplazamiento hacia el Norte de un intenso frente de presión subtropical provoca

un incremento de la frecuencia de los vientos del Oeste, mientras que en verano se presentan flujos del Este y del Sudeste. La primavera presenta características similares al verano, pero con vientos menos intensos, mientras que en el otoño los vientos son relativamente débiles presentando una alta variabilidad espacial en su dirección (Ré & Menéndez, 2003).

Se ha comprobado una estrecha vinculación entre los vientos y las alteraciones que sufre el nivel de las aguas en el Río de la Plata (Balay, 1961). Además, modifican la velocidad de propagación de la onda de marea y generan olas.

El efecto de máximas crecientes es provocado por los vientos provenientes del Sudeste. Esto se debe a que el plano coincide con la disposición relativa del eje del Río de la Plata (Freplata, 2005). Cuando los vientos del sudeste son muy intensos (conocidos localmente como sudestadas) producen un efecto de dique ya que detienen la descarga de agua dulce, mientras que, de todos modos, los ríos Paraná y Uruguay continúan realizando su aporte. Como consecuencia, crece el nivel de las aguas del Río de la Plata en la costa argentina, elevando hasta seis veces el nivel natural de la marea astronómica. Las consecuencias son muchas veces desastrosas para las zonas ribereñas de Buenos Aires y sus alrededores al provocar grandes inundaciones que involucran gastos económicos muy importantes para el mantenimiento de infraestructuras tales como puertos, muelles y servicios para los afectados.

Los intensos vientos del sudeste se consideran la mayor forzante que incide en la dinámica del estuario, no solo por aumentar considerablemente el nivel de agua en la costa, sino también porque homogenizan la columna vertical de agua (Guerrero et al., 1997). En esta situación deja de haber dos capas de diferente salinidad y en pocas horas, el hábitat de los organismos del estuario cambia en forma marcada (Acha & Mianzan, 2003). Las especies que habitaban por debajo de la haloclina resultan expuestas a una menor salinidad, y sucede lo opuesto con las especies que ocupaban el estrato superior. Para sobrellevar la situación, los organismos con mayor movilidad pueden desplazarse en busca de aguas más semejantes a las que normalmente habitan, mientras que los menos móviles se ven forzados a soportar las nuevas condiciones y resistir el cambio de presión osmótica.

### La Franja Costera Sur

La Franja Costera Sur (FCS) se encuentra ubicada en la margen del Río de la Plata interior y medio correspondiente a la República Argentina. Fue definida por la Comisión Administradora del Río de la Plata (CARP) como el sector costero argentino comprendido entre el Río Luján y el Cabo San Antonio, estando representado por un plano inclinado que se extiende entre la costa y la isobata de los 6-9. Corresponde a la región del Río de la Plata con mayor desarrollo urbano e industrial (Freplata, 2005).

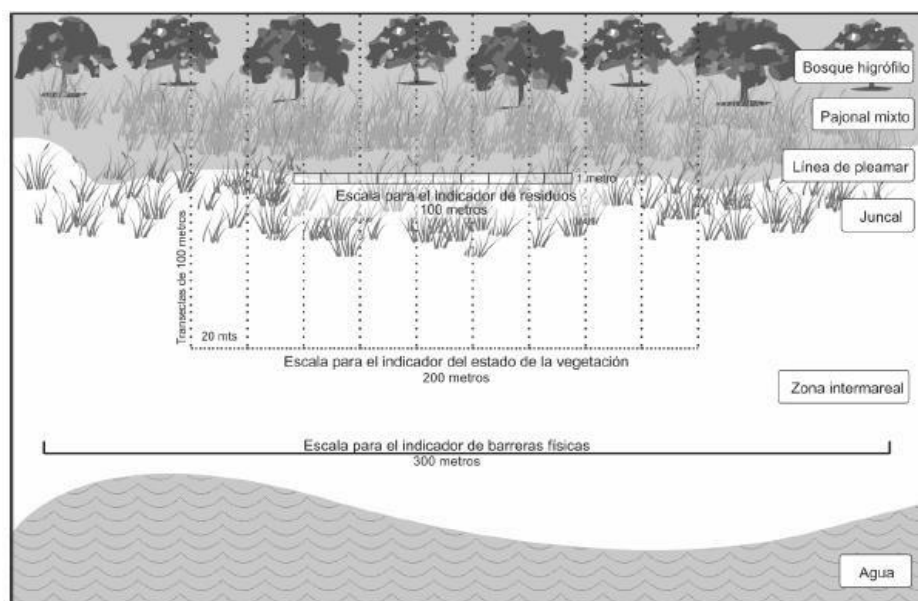
La combinación de factores que gobiernan la hidrodinámica del río hace que la masa de agua ubicada frente a la costa de la FCS no tenga una tasa de renovación elevada. A pesar de la alta capacidad de dilución y de autodepuración teórica del Río de La Plata, las descargas de aguas residuales domésticas e industriales que se vuelcan en la FCS, no sufren el proceso de dilución

y dispersión esperable y generan efectos negativos significativos sobre ese ambiente afectando la calidad del agua y los sedimentos.

### **1.11 Modificaciones estructurales de la costa por la actividad humana**

Hace dos siglos, una gran parte de las selvas y bosques nativos de Argentina se encontraban formando una selva marginal sobre la costa del Río de la Plata desde la desembocadura del río Paraná hasta Magdalena, con una extensión de hasta 6 kilómetros de ancho en algunos sitios. Actualmente esta zona está retraída, quedando circunscrita solamente a sectores costeros declarados como áreas protegidas. Este es el caso de la Reserva Natural Integral Punta Lara (RNPL) que, con 6000 hectáreas de extensión, actualmente representa un relicto particular de biodiversidad entre Buenos Aires y La Plata. Está compuesta por 3 zonas: Un núcleo intangible de acceso limitado destinado a la investigación científica, un área de reserva de acceso controlado destinado a la educación ambiental y una zona de amortiguación de uso recreativo y aprovechamiento forestal. Es de destacar que la RNPL es parte de la Reserva de Biósfera Pereyra Iraola, por ser el sector con mayor prioridad de conservación de la biodiversidad. En las zonas más conservadas de la selva marginal se pueden apreciar numerosas especies arbóreas que en su mayoría son originarias del extremo NE de Argentina (Corrientes, Misiones y sur de Brasil) y llegaron por las corrientes de los ríos Uruguay y Paraná. También habitan allí 115 especies de mariposas, 300 de aves, 60 de peces, 19 de anfibios, 24 de reptiles y 35 de mamíferos (Albina, 2023).

Las playas de la Franja costera sur del Río de la Plata presentan una sucesión vegetal de diferentes tipos de especies según el grado de intervención de la actividad humana (Hurrell et al., 2004). En las costas con bajo impacto antrópico, puede observarse sobre la zona intermareal comunidades de juncos (con el predominio de la especie *Schoenoplectus californicus*) que se extienden hasta la línea de pleamar constituyendo una barrera natural que disminuye la velocidad de avance del agua sobre las costas. Estos son sucedidos por pajonales mixtos compuestos por variadas especies vegetales (como *Cortaderia selloana*, *Scirpus giganteus*, *Zizaniopsis bonariensis*, entre otras) y luego por el bosque higrófilo conformado por especies nativas arbóreas principalmente sauces (*Salix humboldtiana*) y ceibos (*Erythrina crista-galli*). En determinadas ocasiones, pueden observarse densas masas de camalotes principalmente de las especies *Panicum elephantipes* y *Eichhornia azurea*, como consecuencia de las variaciones del caudal de los ríos Paraná y Uruguay (Figura 1.3. Gómez & Cocheró, 2013).



**Figura 1.3.** Sucesión vegetal típica de la zona ribereña de la FCS del Río de la Plata para calcular el índice de hábitat del Río de la Plata (tomado de Gómez y Cochero, 2013).

La costa del Río de la Plata hoy consiste en una combinación de paisajes urbanísticos, portuarios y de playas naturales. Muchas zonas de balnearios, con el objetivo de poder asistir las necesidades de los visitantes, desarrollaron infraestructuras de servicios como baños públicos, sitios de atención primaria de la salud, puestos de guardavidas con equipamiento completo, proveedurías, zonas de acampe, muelles para pesca, entre otros. En algunos casos, se ha logrado una coexistencia entre la conservación del ambiente natural y la presencia de tales servicios. En otros, con el objetivo de contener al río y de generar espacios bien compactados para los visitantes, se realizaron rellenos artificiales, se construyeron terraplenes y murallones de hormigón paralelos a la línea de costa, avenidas costaneras y hasta se depositaron escombros remanentes de las actividades productivas de construcción y renovación de infraestructuras de las ciudades sobre la costa del río o formando escolleras en la zona intermareal.

### 1.12 Usos del agua de la FCS del Río de la Plata

El Río de la Plata representa un recurso muy valioso para la República Argentina. Sus aguas son potabilizadas en las plantas de Palermo, Bernal y Punta Lara para provisión de agua potable al Área Metropolitana de Buenos Aires (AMBA<sup>2</sup>), la que corresponde al mayor conglomerado urbano del país (Portal oficial del Estado argentino, 2021). A través de sus aguas se transportan mediante la navegación la mayoría de las importaciones y exportaciones del país.

La población utiliza sus riberas para apreciación del paisaje y concientización social en las Reservas Naturales de Bernal, Punta Lara y El Destino. También las utiliza con fines recreativos mediante la práctica de variadas actividades deportivas como el yachting, canotaje, windsurf, pesca deportiva y en época estival, como zona de balneario permaneciendo largas jornadas en contacto directo con la arena y el agua de las playas.

Se puede decir que la FCS del Río de La Plata, cumple con todos los usos propuestos por la OMS ya que es utilizada para realizar actividades recreativas de contacto primario y secundario y también para apreciación del paisaje y la concientización social.

### 1.13 Fuentes de contaminación en el Río de la Plata

En la zona ribereña del Río de la Plata de la República Argentina durante los últimos dos siglos se estableció el mayor conglomerado urbano del país que incluye a la Ciudad Autónoma de Buenos Aires (CABA) y a 40 municipios de la provincia, formando en conjunto, el conglomerado denominado Área Metropolitana de Buenos Aires (AMBA<sup>2</sup>). Esta región tiene una superficie de 13.934 km<sup>2</sup> y según el censo de 2010, cuenta con 14.800.000 habitantes que representan el 37% de los habitantes de la Argentina cuya fuente principal de agua potable es el Río de la Plata (alrededor del 89% del recurso).

Las plantas potabilizadoras de agua del estuario para la provisión de agua potable se encuentran ubicadas en las localidades de Palermo, Bernal y Punta Lara. En conjunto estas proveen aproximadamente 6.000.000 m<sup>3</sup> día<sup>-1</sup> de agua (ABSA, 2024; AySA, 2024).

Por otra parte, la mayoría de los establecimientos industriales correspondientes al área metropolitana de Buenos Aires y al Gran La Plata vuelcan sus efluentes directamente a los ríos, arroyos y canales receptores que finalmente desaguan en la costa del Río de la Plata.

De norte a sur, las zonas más problemáticas son:

1. El Río Luján que recibe los aportes del Río Reconquista (la segunda cuenca con mayor influencia de descargas industriales en la zona, luego de la Matanza-Riachuelo).
2. La Cuenca Matanza-Riachuelo que recibe aproximadamente 5 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> de efluentes cloacales, además de efluentes industriales altamente contaminantes (incluyendo al Polo Petroquímico de Dock Sud) y contaminantes derivados de la actividad portuaria de los puertos de Buenos Aires y Dock Sud (Freplata, 2005).
3. Los canales Santo Domingo y Sarandí que drenan un área suburbana muy importante y aportan una gran carga de efluentes de origen industrial y cloacal.
4. La zona costera de Berazategui donde se encuentra ubicada la "Planta Depuradora del Bicentenario", en funcionamiento desde el año 2014. Esta es una planta de pretratamiento que realiza la remoción de sólidos gruesos mayores de 6 mm, arenas y grasas de ~2,9 millones de m<sup>3</sup> día<sup>-1</sup> de líquidos cloacales correspondientes a 4 millones de personas de la CABA y algunos municipios lindantes (Casa Rosada, 2024). Los líquidos cloacales pretratados son volcados al Río de la Plata a través de un emisario subfluvial que se extiende desde la costa hasta 2,5 km dentro del estuario (Foro Río de La Plata, 2012).
5. El río Santiago, ubicado en Ensenada, desagua en el Río de la Plata con los aportes contaminantes derivados de la actividad del Puerto de La Plata, de la industria del Polo Petroquímico de la Ciudad de La Plata y de los líquidos cloacales de la zona norte de La Plata a través del arroyo Del Gato.

6. La zona costera de Berisso, donde desemboca el colector cloacal máximo de la zona, que reúne los colectores cloacales de las ciudades de La Plata, Berisso y Ensenada y que suman unos 300.000 m<sup>3</sup>/d correspondientes a 600.000 personas. Estos líquidos pasan por una planta de pretratamiento de tamices rotativos de 5 mm, que tienen capacidad para procesar el 40% del caudal y son vertidos directamente sobre la línea de costa del Río de la Plata sin una etapa de desinfección final.

Todas estas descargas, en conjunto, aportan más del 80% del total de la carga de contaminantes que ingresa a la Franja Costera Sur (Freplata, 2005). El resto corresponde a infinidad de pequeños aportes puntuales esporádicos y aportes difusos distribuidos a lo largo de toda la línea de ribera.

Los contaminantes de mayor interés en este trabajo son los microorganismos patógenos causantes de enfermedades entéricas y de transmisión hídrica, que en su mayoría provienen del vertido de líquidos cloacales con escaso o nulo tratamiento, aunque también de deposiciones de mascotas y fauna silvestre (aves), en menor proporción.

Otro posible problema sanitario de este ecosistema lo constituyen las floraciones de cianobacterias, que en el Río de la Plata son cada vez más frecuentes y pueden producir impactos nocivos sobre los recursos pesqueros, la biodiversidad en general, la salud pública y, consecuentemente, sobre el uso de espacios costeros para recreación, turismo y/o como fuente de agua potable. En relación con el desarrollo de cianobacterias se percibe un incremento de la numerosidad relativa de este grupo en los recuentos de muestras ambientales (Sathicq et al., 2014).

La contaminación de la FCS del Río de la Plata comenzó a hacerse evidente a partir de la década de 1960. En 1978 la Ciudad de Buenos Aires sancionó una ordenanza prohibiendo bañarse en las aguas del río (Wertheimer, 2017).

### **1.14 Antecedentes de estudios bacteriológicos en el agua y la arena del Río de la Plata**

En 1976 y 1977 la empresa Obras Sanitarias de La Nación realizó estudios bacteriológicos en el agua del Río de la Plata abarcando muestreos en épocas cálidas y frías en zonas ubicadas entre la desembocadura del Río Luján hasta la playa de Punta Lara en Ensenada.

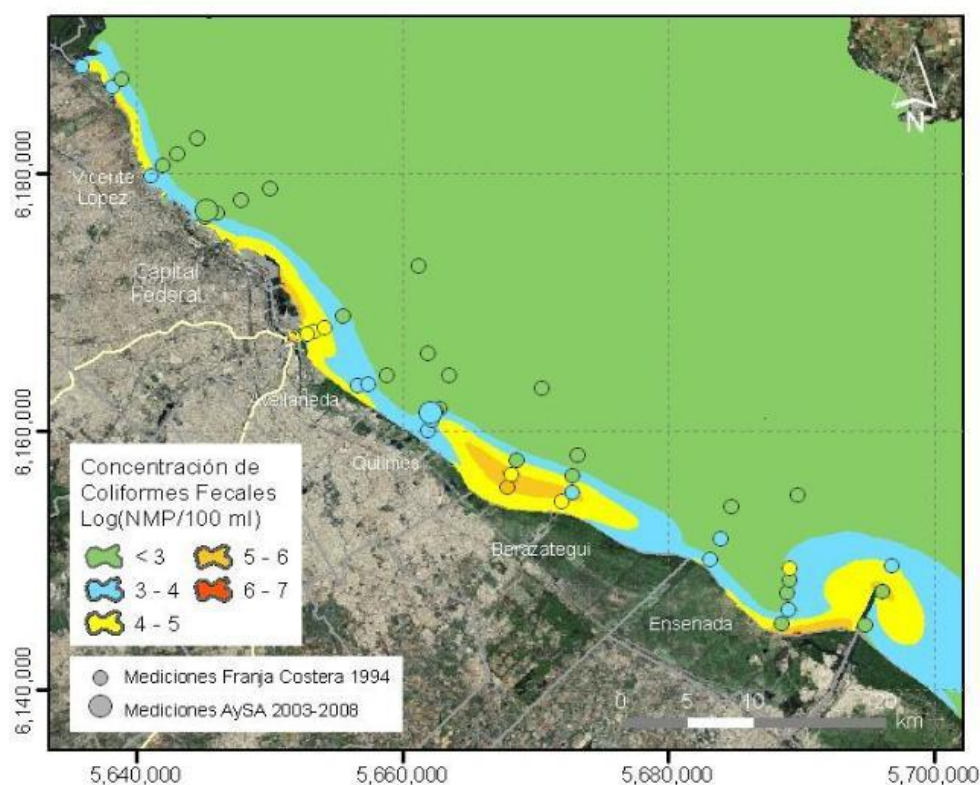
En 1977 también se ha publicado en revistas científicas como "Limnobiós" el estudio bacteriológico de áreas recreacionales del Río de la Plata principalmente en Berisso y Ensenada. Entre 1981 y 1987 el Servicio de Hidrografía Naval realizó estudios en el Río de La Plata, pero no incluyeron la contaminación microbiológica. En el año 1997 el Instituto de Limnología "Dr. R. Ringuelet" (ILPLA) participó junto con AGOSBA y el SHN en campañas realizadas en el Río de la Plata en sitios ubicados entre San Fernando y Magdalena donde se incluyeron análisis bacteriológicos del agua realizados por otras instituciones (AGOSBA & SHN, 1997).

En los años subsiguientes varios autores comprobaron la presencia de contaminación fecal en el agua de la Franja costera Sur del Río de la Plata realizando muestreos en barcos de prefectura

naval tomando muestras de agua a distintas distancias de la costa (Frejlata, 2005; Menéndez et al., 2011).

Hace más de 15 años la Autoridad de Cuenca Matanza Riachuelo (ACUMAR) realiza análisis periódicos que permiten evaluar el estado del agua del Matanza Riachuelo y sus afluentes. En el año 2008 el laboratorio de microbiología del ILPLA participó en el “Programa de Monitoreo Integrado de Calidad de Agua Superficial y Sedimentos de la Cuenca Matanza-Riachuelo y del Río de la Plata y Sistematización de la Información Generada” que organizó ACUMAR (Gómez & Rodríguez, 2010). Los resultados de esos trabajos confirmaron que todos los puntos de muestreo de la FCS, hasta 3000 m aguas adentro suelen presentar concentraciones de microorganismos indicadores de contaminación fecal y en muchos casos, los más próximos a la costa, valores superiores a los máximos propuestos por la Secretaría de Recursos Hídricos de la Nación como límite de calidad de aguas para uso recreacional. En la actualidad, los monitoreos realizados por ACUMAR señalan que, junto a los residuos sólidos urbanos y a la actividad industrial fuera de norma, una de las fuentes más trascendente de contaminación de los cursos de agua de la Cuenca Matanza Riachuelo es la materia orgánica, la cual puede provenir tanto de efluentes cloacales domésticos, descargas pluviales como de vertidos de distintas industrias, entre otros. En un artículo publicado recientemente se indica que una parte relevante de la carga orgánica (el 85%) proviene del aporte de descargas cloacales. Esto significa que diariamente 192 mil m<sup>3</sup> de vertidos cloacales (el equivalente a 9.600 camiones atmosféricos) son volcados al curso del río sin tratamiento previo (ACUMAR, 2019).

En otros estudios realizados por el Instituto Nacional del Agua (INA) en la región, se analizó la calidad bacteriológica del agua y se realizó un modelado de la distribución y alcance de la pluma contaminante proveniente de la descarga de Berazategui (Menéndez et al., 2011). Las simulaciones de la dispersión de la contaminación en la FCS del Río de la Plata mostraron 3 focos principales de contaminación: 1) El Río Matanza-Riachuelo en la Ciudad Autónoma de Buenos Aires (CABA), 2) El vuelco cloacal de Berazategui y 3) La desembocadura del Río Santiago (Puerto La Plata), en la localidad de Ensenada. Estos trabajos no han considerado vuelcos ubicados en la localidad de Berisso y más al sur. En la Figura 1.4 puede observarse un acuerdo general satisfactorio entre los resultados obtenidos con el modelo y los valores de las mediciones obtenidas en las campañas de muestreo. Asimismo, se puede observar en la figura cómo se genera un continuo manto de contaminación fecal entre la CABA y el norte de la localidad de Ensenada provocado por los focos 2 y 3. Por otro lado, la situación en el sur del área de estudio mostró que los aportes provenientes del Canal Santiago influyen en la Playa Punta Lara, principalmente en la zona del “Mirador Néstor Kirchner”.



**Figura 1.4.** Comparación entre las distribuciones medias temporales de Coliformes Fecales a lo largo de la FCS desde el Riachuelo hasta Ensenada obtenidas con el modelo, y los valores medios de las mediciones obtenidas en las campañas de muestreo (tomado de Menéndez et al. 2011).

Otros estudios incluyeron análisis de los sedimentos del Río de la Plata (Colombo et al., 2006; Ronco et al., 2001; Fossati et al., 2014) en cuanto a su granulometría, el movimiento de sedimentos a partir de las descargas de los principales afluentes, la distribución de los contaminantes asociados a los sedimentos suspendidos como presencia y acumulación de metales pesados y de compuestos orgánicos persistentes, pero hasta el momento no se han incluido estudios que analicen la contaminación bacteriológica presente en la arena de las playas. En todos los estudios mencionados en la zona de estudio de este trabajo sólo se tuvieron en cuenta muestras de agua para el análisis de calidad ambiental. En ninguno de los artículos destacados se ha observado que se incluyan muestras de sedimentos costeros para el estudio de calidad bacteriológica en la Franja Costera sur del Río de La Plata.

### 1.15 Legislación Ambiental para aguas residuales

La legislación ambiental nacional se encuentra muy influenciada por los lineamientos que se definen a nivel internacional. A partir de la década de 1960, se comenzó a tomar conciencia de la magnitud que había alcanzado el problema de la contaminación. 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 nuestro país, una vez adoptados, no solamente son de cumplimiento obligatorio, sino que tienen una jerarquía superior a las leyes. Existe jurisprudencia internacional que considera que el derecho a un

ambiente sano puede ser considerado como un derecho humano (Nonna et al., 2019). Para abordar los temas de contaminación ambiental a nivel global se fueron desarrollando normativas locales en los distintos países y para la aplicación de estas normativas se establecieron dependencias dedicadas especialmente al control del ambiente. En nuestro país inicia su actividad en 1973 la Secretaría de Recursos Naturales y Ambiente Humano.

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. En la reforma de la Constitución Nacional de 1994 se incorporó el Artículo 41 que reconoce el derecho a un ambiente sano y establece la competencia de la Nación para elaborar presupuestos mínimos de protección ambiental.

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), el organismo gubernamental 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 (Ministro de Gobierno Provincia de Buenos Aires, 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 con esta categorización se establecen estándares de calidad para garantizar una protección adecuada del recurso acuático para ese fin.

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.

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. Estas directrices pretenden establecer pautas sanitarias de calidad 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 de todo el país. Si bien 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.

<sup>1</sup> El mapa base (ESRI Satellite) fue proporcionado por “QuickMapServices”, disponible en QGIS y desarrollado por NextGIS. La delimitación de las zonas son una adaptación de las figuras presentes en la bibliografía (Jaime & Menéndez, 1999). El sistema de referencia de coordenadas (SRC) corresponde a WGS 84 (World Geodetic System).

<sup>2</sup> El AMBA incluye a la Ciudad Autónoma de Buenos Aires (CABA) y a los 40 municipios de la Provincia de Buenos Aires (PBA) : Almirante Brown, Avellaneda, Berazatagui, Berisso, Brandsen, Campana, Cañuelas, Ensenada, Escobar, Esteban Echeverría, Exaltación de la Cruz, Ezeiza, Florencio Varela, General Las Heras, General Rodríguez, General San Martín, Hurlingham, Ituzaingó, José C. Paz, La Matanza, Lanús, La Plata, Lomas de Zamora, Luján, Marcos Paz, Malvinas Argentinas, Moreno, Merlo, Morón, Pilar, Presidente Perón, Quilmes, San Fernando, San Isidro, San Miguel, San Vicente, Tigre, Tres de Febrero, Vicente López, y Zárate (Buenos Aires Ciudad, 2024).

## 2. OBJETIVOS E HIPÓTESIS

### 2.1 Objetivo general

El objetivo general de esta tesis es estudiar el estado sanitario de las principales playas de uso recreacional en la Franja Costera Sur del Río de La Plata.

### 2.2 Objetivos particulares

- Definir la calidad sanitaria de las playas de la FCS del Río de la Plata utilizadas con fines recreativos, por medio de índices microbiológicos de contaminación fecal de uso nacional e internacional.
- Identificar los factores fisicoquímicos y ambientales más importantes (calidad del agua, nivel de la marea, vientos, distancia a fuentes de contaminación) que determinan las condiciones sanitarias de cada playa.
- Identificar las fuentes puntuales de contaminación fecal más cercanas a cada sitio de estudio (desagües de arroyos, canales, efluentes urbanos o industriales).
- Estudiar los patrones de distribución longitudinales (a lo largo de la línea de ribera) verticales (en profundidad) y horizontales (distancia del agua) de las bacterias indicadoras en la arena de las playas seleccionadas.
- Comparar el grado de contaminación bacteriológica del agua y de la arena entre lugares y fechas de muestreo.
- Comparar la utilidad de los indicadores bacterianos utilizados (*E. coli* y Enterococcus) en el ecosistema analizado.
- Analizar las bacterias indicadoras de contaminación fecal dentro de la comunidad bacteriana total (bacterias heterótrofas).
- Identificar patógenos específicos (*Salmonella* sp. y *Shigella* sp.) en muestras de agua y arena en las playas más contaminadas.
- Analizar el tiempo de supervivencia de las bacterias indicadoras en muestras de agua y de arena de las playas más contaminadas.
- Analizar si los microplásticos hallados en el sedimento intermareal de las playas actúan como sustrato para las bacterias indicadoras de contaminación fecal.

### **2.3 Hipótesis General**

La arena de la zona intermareal (playas) de la Franja Costera Sur del Río de la Plata actúa como filtro que concentra los contaminantes y microorganismos que contiene el agua costera y presupone un riesgo para la salud de la población que utiliza las playas como lugar de recreación.

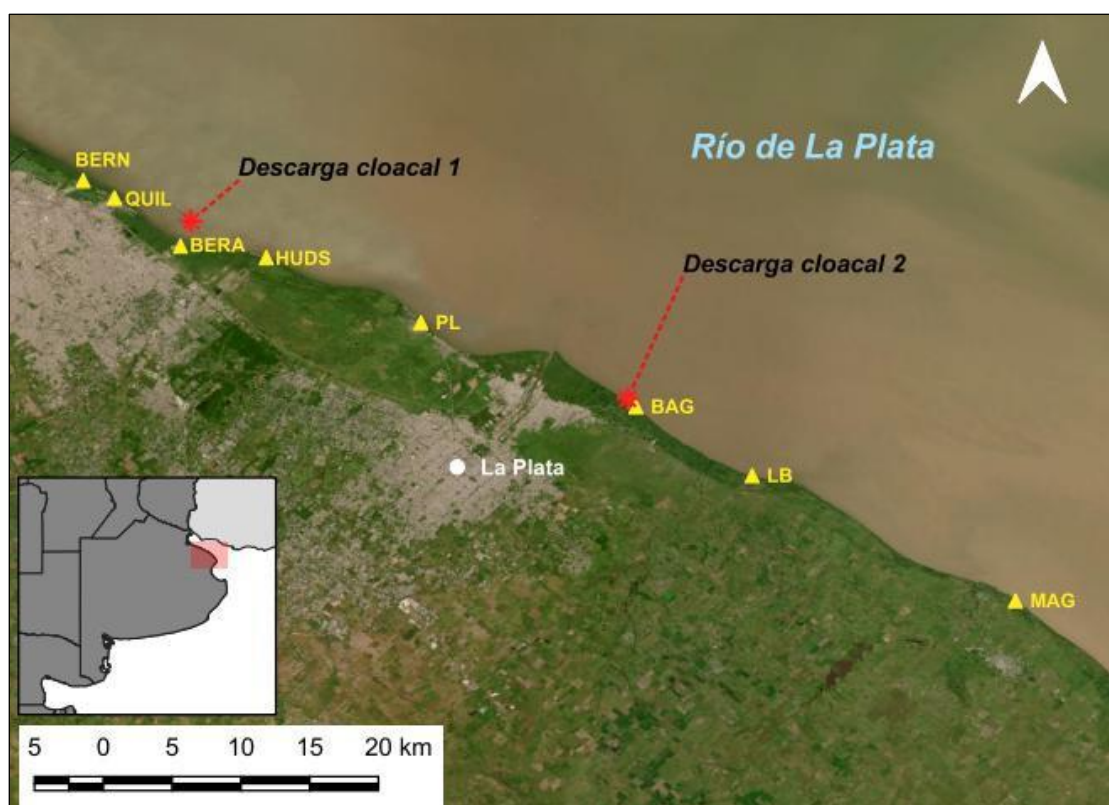
### **2.4 Hipótesis particulares**

- Los balnearios que se encuentran más próximos a los focos puntuales de contaminación cloacal presentan una mayor contaminación bacteriana en el agua y en la arena.
- La contaminación de la arena es menos variable que la del agua a lo largo del tiempo.
- La cantidad de bacterias indicadoras de contaminación fecal presentes en la arena de cada lugar depende de la calidad del agua del sitio y de otros factores como la concentración de materia orgánica.
- La distribución de las bacterias indicadoras de contaminación fecal en la arena de las playas no es homogénea, siendo más abundantes en la arena más cercana a la línea de agua y a menores profundidades del sedimento.
- Las playas con mayor concentración de organismos indicadores de contaminación en el agua y en la arena, presentan patógenos específicos.
- Las bacterias indicadoras de contaminación fecal sobreviven más tiempo en la arena que en el agua.
- Los microplásticos en el ambiente acuático son colonizados por bacterias indicadoras de contaminación y funcionan como potenciales vectores de patógenos hacia lugares con bajos niveles de contaminación.

## 3. MATERIALES Y MÉTODOS

### 3.1 Área de estudio

El estudio se realizó en ocho playas de la Franja Costera Sur del estuario Río de La Plata, situadas a lo largo de 90 km de ribera, desde la playa de Bernal (**BERN**), próxima a la Ciudad Autónoma de Buenos Aires hasta la de Magdalena (**MAG**) ubicada más al sur (Figura 3.1). Entre ellas se encuentran de NE a SE los balnearios de Quilmes (**QUIL**), Berazategui (**BERA**), Hudson (**HUDS**), Punta Lara (**PL**), Bagliardi (**BAG**) y La Balandra (**LB**).



**Figura 3.1.** Área de estudio y ubicación en el estuario de los ocho balnearios relevados (BERN=Bernal, QUIL= Quilmes, BERA= Berazategui, HUDS= Hudson, PL=Punta Lara, BAG= Bagliardi, LB= La Balandra, MAG= Magdalena) y los dos focos puntuales de contaminación (Descarga cloacal 1= vertido de Berazategui y Descarga cloacal 2= vertido de Berisso). Imagen de elaboración propia<sup>1</sup>.

En ese tramo de costa desembocan numerosos arroyos, muchos de ellos canalizados, que drenan la planicie aluvial próxima al Río de La Plata, que atraviesan desde áreas altamente urbanizadas e industrializadas a zonas rurales. Todos aportan contaminantes de la actividad antrópica, algunos en concentraciones muy elevadas.

A unos pocos kilómetros al NO del primer punto de muestreo (BERN), desembocan el Riachuelo, desagüe de la cuenca del río Matanza, la más contaminada del país, el Canal Sarandí y el A° Santo Domingo, que drenan áreas densamente pobladas del conurbano bonaerense. Entre las localidades de Bernal y La Plata desaguan los A° Jimenez, el canal aliviador Jimenez, el canal Plátanos, el canal Baldovinos, el canal Pereyra, el canal Villa Elisa, el canal Rodriguez y el A° El Gato.

Frente a la ciudad de La Plata, se encuentra el Puerto La Plata, cuyo dock central y canales accesorios rodean al Complejo Industrial La Plata que nuclea un número importante de empresas que se dedican a la refinación de petróleo y sus derivados. Dentro del Puerto La Plata, sobre la margen izquierda del río Santiago está el Astillero Río Santiago y a poca distancia se encuentra una planta de SIDERAR, la mayor empresa siderúrgica argentina.

Hacia el sudeste desaguan el A° Maldonado disperso en muchos pequeños cauces luego de atravesar un gran bañado, el A° El Pescado y el A° Zapata, entre otros.

En el área de estudio hay dos vertidos puntuales muy importantes de aguas residuales urbanas (Figura 3.2 y 3.3). Frente a la playa de BERA, a 2,5 km de la costa (34°44'4.17"S 58°9'34.52"O), desagua el colector mayor cloacal de la CABA y algunos partidos del conurbano bonaerense, que vierte las aguas residuales de unos 4 millones de personas con un tratamiento primario parcial (Casa Rosada, 2024). Frente a Berisso, 900 m al NO de la playa BAG (34°52'0.88"S 57°48'58.60"O), se ubica sobre la línea de ribera, el extremo del colector mayor cloacal de la ciudad de La Plata, que vierte las aguas residuales de 600.000 personas con tratamiento primario parcial.

En la Tabla 3.1 se caracterizan las playas detallando las coordenadas geográficas y las características más relevantes para este estudio.



**Figura 3.2** Planta Depuradora del Bicentenario emplazada en la costa de Berazategui (AySA, 2014)



**Figura 3.3** Descarga cloacal de la planta sobre la costa (Fuente: Diario El Día de La Plata, 2018)

**Tabla 3.1.** Caracterización de las ocho playas detallando las coordenadas geográficas y la distancia a los focos de contaminación más cercanos (a= vertido cloacal de Berazategui, b= vertido cloacal de Berisso). \*Los canales Sarandí y Santo Domingo son una fuente contaminante más cercana que los vertidos cloacales a y b.

Playa	Coordenadas	Distancia al vuelco más cercano (km)	Ubicación de la playa con respecto al vuelco	Servicio de guardavidas	Acrónimo
Bernal	34° 41' 31,83" S 58° 15' 16,27" O	8,74 <sup>a</sup>	aguas arriba*	Si	BERN
Quilmes	34° 42' 22,72" S 58° 13' 46,37" O	6,02 <sup>a</sup>	aguas arriba	Si	QUIL
Berazategui	34° 44' 30,57" S 58° 10' 34,21" O	2,5 <sup>a</sup>	río adentro	No	BERA
Hudson	34° 45' 11,55" S 58° 6' 28,83" O	6,41 <sup>a</sup>	aguas abajo	Si	HUDS
Punta Lara	34° 48' 20,64" S 57° 58' 59,99" O	16,6 <sup>b</sup>	aguas arriba	Si	PL
Bagliardi	34° 52' 23,73" S 57° 48' 37,89" O	0,93 <sup>b</sup>	aguas abajo	No	BAG
La Balandra	34° 55' 43,62" S 57° 43' 1,08" O	11,41 <sup>b</sup>	aguas abajo	Si	LB
Magdalena	35° 1' 50,68" S 57° 30' 19,99" O	33,7 <sup>b</sup>	aguas abajo	Si	MAG

La zona próxima a la ribera del Río de la Plata en general está poco urbanizada, por tratarse de zonas bajas, que sufren frecuentes inundaciones cuando soplan vientos del SE (sudestadas). Algunas excepciones pueden ser los balnearios de QUIL y PL, y algunas zonas de Ensenada y Berisso. Sobre la costa, dentro del área de estudio se pueden encontrar zonas extensas de áreas protegidas como la “Reserva Natural Integral Punta Lara” (34°47'21.7"S 57°59'57.13"O), ubicada en el partido de Ensenada (Figura 3.4) y el Área Natural Protegida “Bosques Nativos de Hudson”, ubicada en Berazategui (34°45'51.80"S 58°06'00.20"O). Hacia el SE de Berisso, la zona de ribera presenta una moderada actividad agropecuaria con bajo grado de urbanización.



**Figura 3.4.** Entrada a la Reserva Natural Punta Lara (izq.) y paisaje de la Selva Marginal dentro de la reserva (der.).

### 3.1.1 Playas seleccionadas de la Franja costera sur del Río de La Plata

En esta sección se describe cada sitio de muestreo según el uso del recurso hídrico (recreacional, pesca o deportivo), el uso del suelo (Gómez y Cochero, 2013) y las modificaciones de la costa indicando la magnitud del impacto de la intervención del hombre en la fisonomía natural de la costa y la sucesión espacial de la vegetación nativa.

Los usos del suelo fueron agrupados en tres categorías: 1) Áreas verdes o recreativas (reúne núcleos urbanos con menos de 2500 habitantes, se practica principalmente ganadería extensiva y actividades recreativas como pesca, deportes acuáticos, baño, etc.), 2) Áreas suburbanas con baja a moderada influencia humana (reúne núcleos urbanos de 2500 a 20000 habitantes, con actividad industrial baja), y 3) Áreas urbanas que aglutinan zonas densamente pobladas (núcleos urbanos >50000 habitantes, como la ciudad de Buenos Aires y La Plata, con actividad industrial diversificada e intensa). Esta clasificación abarca un sector que va desde la orilla del río hasta unos 10 km hacia el continente.

#### Playa Bernal

Está localizada en el partido de Quilmes, a 20 km al sur de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires (CABA) y a 2,5 km de zonas densamente pobladas. Se accede por la calle Espora, pavimentada hasta la playa y cerca de la ribera se encuentra bordeada de arboledas. La ribera no presenta estructuras permanentes como murallas o terraplenes. En este sector la Planta Potabilizadora Bernal de la empresa AySA, toma agua del río para su potabilización y distribución. Las únicas estructuras que pueden observarse son las torres de extracción de agua. El uso del suelo se describe como 60,8% urbano, 38,7% suburbano y 0,5, % área verde.

La estructura espacial de la vegetación se encuentra bien conservada, dando lugar de refugio y anidamiento a numerosas especies de aves acuáticas. La pesca que se realiza es de tipo artesanal y representa una fuente de trabajo para los lugareños, siendo las especies que más se comercializan el sábalo, la carpa y lisa. Cuenta con servicio de guardavidas y no hay zonas de acampe ni complejos de consumo cercanos al río.

Desde la orilla del río puede observarse una gran cantidad de edificios, formando un paisaje mixto entre la ciudad y la naturaleza. Los lugareños lo describen como un lugar único donde se puede disfrutar de la vegetación autóctona, su fauna silvestre, y la magnitud del Río de La Plata.

La playa se encuentra inmersa en la Reserva Natural de Bernal que cuenta con aproximadamente 150 hectáreas sobre la costa del Río de La Plata, y se extiende desde este balneario hasta la desembocadura del Canal Santo Domingo hacia el norte. Allí se protegen humedales, juncales, pastizales y bosque ribereño. En sus diferentes ambientes pueden observarse alrededor de 100 especies de aves. Entre vecinos y voluntarios, organizan actividades para divulgar información acerca de la selva marginal y los humedales, sus beneficios, su deterioro a nivel mundial y la importancia de protegerlos y conservarlos. Algunas de ellas consisten en caminatas diurnas y nocturnas con luna llena, excursiones

orientadas a grupos escolares, avistamiento de aves y relevamientos de plantas nativas e invertebrados.

Este balneario cuenta con una gran concurrencia durante los meses de verano y durante todo el año se practican deportes acuáticos, el más usual es la navegación con kayaks.



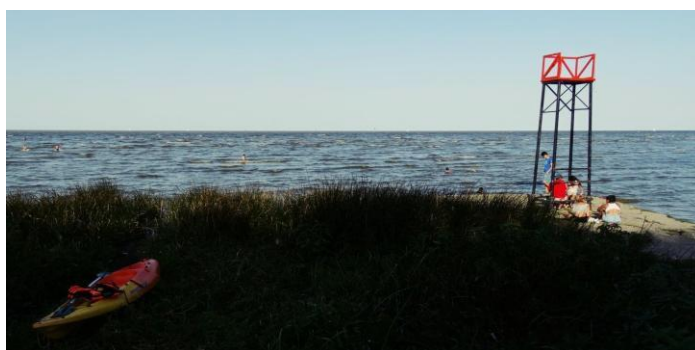
**Figura 3.1.1.1.a.** Llegada a la playa desde la calle Espora



**Figura 3.1.1.1.b.** Llegada a la playa vista desde río



**Figura 3.1.1.1.c.** Sucesión espacial de la vegetación y la ciudad de Buenos Aires hacia el norte



**Figura 3.1.1.1.d.** Kayaks en Bernal

## Playa Quilmes

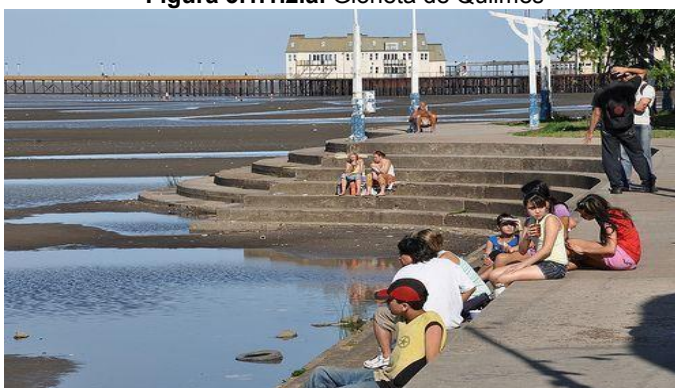
La ciudad de Quilmes es una localidad densamente poblada que se extiende hasta la costa del Río de La Plata donde se pueden observar senderos, bancos y escalones pavimentados a lo largo de 2 kilómetros de costanera permitiendo la bajada a la playa en toda su longitud. Esto le facilita a los lugareños realizar actividades recreativas y deportivas en contacto con el río así como caminatas, circuitos en bicicleta y reuniones al aire libre.

La playa se encuentra limitada hacia el norte por un terraplén de escombros que ingresa unos 600 metros en el río y la separa del Club Náutico de Quilmes. Allí se encuentra una antigua glorieta de 200 metros de extensión simbólica de la ciudad y donde se concentran la mayoría de los turistas durante todo el año. Unos 800 metros hacia el sur se encuentra un extenso muelle de pesca donde funciona el “Pejerrey Club”, otro lugar emblemático de esta ciudad.

La oferta gastronómica y de múltiples actividades se encuentra muy desarrollada en este sector por su proximidad a la ciudad. Más del 90% del uso del suelo en la ribera de Quilmes es urbano. Por todo esto, el ambiente natural y original de la ribera se encuentra totalmente modificado. Durante el verano recibe una elevada concurrencia de bañistas y durante el resto del año, de pescadores y practicantes de deportes acuáticos como el kitesurf y kayak.



**Figura 3.1.1.2.a.** Glorieta de Quilmes



**Figura 3.1.1.2.b.** Bajada a la playa entre la glorieta y el muelle del “Pejerrey Club”



**Figura 3.1.1.2.c.** Canal de ingreso para las embarcaciones al Club Náutico de Quilmes



**Figura 3.1.1.2.d.** Zona ubicada en el extremo sur del balneario

### **Playa Berazategui**

Este sitio se encuentra separado por unos 2 km de la zona céntrica de la ciudad. Se accede por la avenida Alte Brown, prolongación de la avenida 14 hasta la entrada de la Planta Depuradora del Bicentenario que luego continúa de tierra hasta la playa. El uso del suelo en este sector se describe como 39,3% urbano y 60,7% suburbano.

El terreno se encuentra relleno lo que hace que su nivel sea elevado y se han depositado escombros con el objetivo de ganar terreno sobre el río. Si bien no existe un murallón propiamente dicho, la cantidad de escombros depositados sobre la costa actúan de barrera física entre el ecosistema terrestre y el acuático modificando drásticamente la vegetación costera. Aunque pueden observarse parches de juncos en la bajada a la playa y algunos árboles dispersos, no presenta una conservación de la sucesión espacial de la vegetación ribereña en la zona de la bajada. Luego, hacia el norte y hacia el sur, se puede observar una buena conservación del ambiente natural.

La playa se encuentra invadida por residuos urbanos como bolsas, latas o botellas. Sobre la línea de resaca del río es común observar conglomerados blanquecinos de papel, producto de los residuos domésticos que pasan a través de la planta de tratamiento. Todo esto le otorga al lugar un aspecto desagradable.

La actividad que se desarrolla es principalmente la pesca ya que por las razones señaladas, los lugareños prefieren el balneario de Hudson para la recreación. Además esta zona no cuenta con servicio de guardavidas y ningún tipo de asistencia al usuario.



**Figura 3.1.1.3.a.** Planta Depuradora del Bicentenario y zona de playa



**Figura 3.1.1.3.b.** Vista aérea de la playa donde se observa la interrupción de la sucesión espacial de la vegetación en el sector de muestreo



**Figura 3.1.1.3.c.** Parches de vegetación costera



**Figura 3.1.1.3.d.** Bajada a la playa rodeada de escombros y relleno del terreno



**Figura 3.1.1.3.e.** Residuos en la playa



**Figura 3.1.1.3.f.** Conglomerados de papel en la línea de resaca del río



**Figura 3.1.1.3.g.** Masas gelatinosas sobre los residuos de la playa

### **Playa Hudson**

Este balneario también pertenece al municipio de Berazategui. La playa se encuentra a 5 km de la zona urbana, en un sector de reserva natural y elevada cobertura vegetal. El uso del suelo se describe como 7,6% urbano, 42,1% suburbano y 50,2% área verde.

En el año 2013 se pavimentó la prolongación de la calle 63 que vincula la ciudad con el río, con el fin de crear un paseo recreativo. A partir de este hecho, fueron aumentando las modificaciones en la costa y las estructuras permanentes que desvinculan el ecosistema acuático del terrestre. Entre esta estructuras puede mencionarse el relleno del terreno con escombros, la presencia de un murallón de gran altura, la pavimentación de un gran sector para uso de estacionamiento decorado con palmeras y la construcción de un gran terraplén hacia el norte que ya cuenta con una extensión de 1 kilómetro y una altura de 3,5mts destinado a conformar una costanera con fines recreativos.

Al mismo tiempo, los emprendimientos inmobiliarios han ganado terreno cada vez más cerca de la costa y aquellas zonas que se caracterizaban hasta el año 2013 por ser bosque nativo ribereño, se han transformado paulatinamente en grandes barrios cerrados. Por situarse en un área natural protegida (“Bosques Nativos de Hudson”) numerosos grupos ambientalistas y

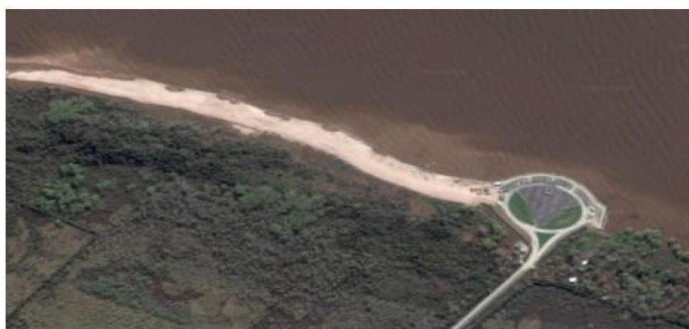
residentes de las ciudades aledañas, han levantado la voz para combatir estas acciones que arrasan con la vegetación y el ambiente costero privando a esta zona de los beneficios ecosistémicos que los humedales y la selva marginal del Río de La Plata representan. Sin embargo, hasta el momento los emprendimientos urbanos no han cesado y se encuentran en expansión afectando a esta zona de bañados.

La utilización de la ribera es fomentada por la municipalidad de Berazategui para realizar actividades recreativas y deportivas cercanas al río. Se organizan eventos como ferias gastronómicas, competencias deportivas y otros atractivos para acercar a la población al río e incluso hay servicios de transporte que llegan exclusivamente a la playa desde distintos puntos de las ciudades cercanas. Es un lugar aprovechado para realizar actividad física como trekking, rollers y ciclismo. Se promociona la estadía para disfrutar el contacto con la biodiversidad local, invitando a recuperar el vínculo con el patrimonio ambiental costero del Río de La Plata en Hudson. Las actividades acuáticas más frecuentes son el kayak y kitesurf ya que hay escuelas de este deporte que utilizan esta franja del río para realizar las prácticas durante todo el año.

El lugar ofrece servicio de guardavidas, asistencia sanitaria, iluminación y seguridad. Junto al murallón hacia el sur, se encuentra un camping inmerso en la vegetación costera donde se puede pasar el día con instalaciones apropiadas para recibir a los visitantes.



**Figura 3.1.1.4.a.** Calle de acceso al balneario y rotonda con estacionamiento



**Figura 3.1.1.4.b.** Terraplén construido hacia el norte de la rotonda con el objetivo de ser una costanera de un kilómetro de extensión y 3,5 mts de alto sobre el nivel del río



**Figura 3.1.1.4.c.** Llegada a la playa



**Figura 3.1.1.4.d.** Murallón con vista desde la rotonda hacia el sur

### **Playa Punta Lara**

Este punto de muestreo se encuentra situado en la localidad balnearia de Punta Lara dentro del partido de Ensenada. El sector de playa se encuentra integrado a la ciudad con mucha participación de los vecinos en el uso y cuidado de la misma. El frente costero de Punta Lara abarca más de 10 kilómetros de costa con sectores para bañistas y muelles de pescadores.

Por su gran extensión es importante destacar que todos los muestreos realizados en este estudio que representan a la playa Punta Lara fueron realizados en la zona denominada recientemente como "Rotonda Stella Maris de Punta Lara" ( $34^{\circ} 48'22.5''S$   $57^{\circ}58'59.4''W$ ). El uso del suelo en esta zona se describe como 19% urbano, 11,6% suburbano y 69,4% área verde.

El extremo sur de esta playa se encuentra reservado para la extracción de agua por la Planta Potabilizadora Donato Gerardi de la empresa ABSA que brinda el servicio de agua potable a 800.000 habitantes de La Plata, Berisso y Ensenada.

Todo el frente costero está recorrido por la Av. Almirante Brown y se encuentra protegido por un murallón de pared consolidada de 3 – 4 m de altura como defensa contra las crecidas del río. Las bajadas a la playa consisten en rampas o escaleras pavimentadas. La calle costera se conecta con el murallón mediante amplias veredas y zonas verdes de recreación que permiten realizar deportes y diversas actividades frente al Río. Entre las estructuras construidas también pueden verse muelles que entran en el río para facilitar la pesca y el amarre de embarcaciones. Próximos a la costa, existen espacios de uso público y privado. Los primeros consisten en mesas, bancos y parrillas de hormigón y los privados, pertenecen a clubes, algunos de gremios y sindicatos.

En los últimos años se han realizado obras de repavimentación del camino costero y zonas de esparcimiento con anchos senderos que permiten una mejor distribución de la gente. Esto sumado a que representa una de las playas de río de mayor extensión, Punta Lara ha crecido año tras año en cantidad de visitantes. Puede recibir hasta un millón de turistas en una temporada procedentes principalmente de La Plata, Berisso, Quilmes, Berazategui y Florencio Varela, aunque también llegan centenares de ómnibus que transportan pasajeros de diferentes sitios del conurbano bonaerense. En verano se organizan eventos culturales, festivales gastronómicos, ferias de artesanías y concursos de pesca.

Cuenta con una gran variedad de servicios para los usuarios como restaurantes, puntos de atención sanitaria, baños públicos, parrillas, comercios y estacionamiento. Además un amplio equipo de guardavidas para dar al visitante la seguridad apropiada.

Es uno de los principales lugares elegidos para la práctica de deportes como windsurf, esquí acuático, kitesurf y Stand Up Paddle además de la pesca y natación. Algunos visitantes llegan con sus kayaks, motos de agua, semirrígidos, gomones, lanchas y veleros. Sobre la costa existen numerosas escuelas de deportes acuáticos para adultos y niños.

En algunos sectores de playa pueden observarse remanentes de la estructura de la vegetación original, como juncos y sauces pero la gran mayoría de su extensión se encuentra muy impactada por las estructuras construidas.

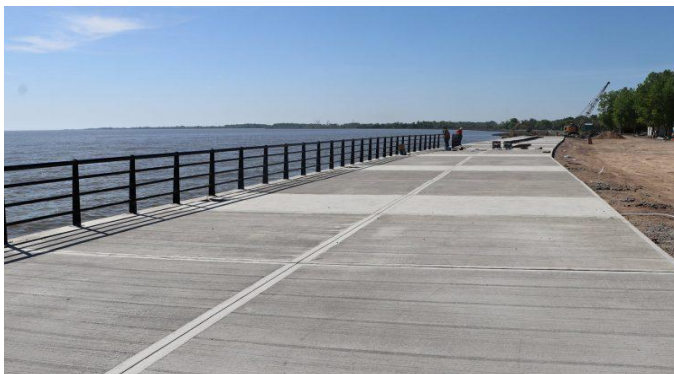
En los últimos 2 km del balneario, al noroeste de la localidad de Punta Lara sobre la costa del Río de La Plata se encuentra la “Reserva Natural Integral Punta Lara”. Es un espacio verde protegido que contaba con 500 hectáreas hacia 1994 y en el año 2001 aumentó su superficie a 6000 ha, al incluirse dentro de la reserva a toda la costa del Parque Pereyra Iraola. En ella se conserva la biodiversidad del ecosistema nativo de la costa rioplatense. Entre la vegetación se destacan los juncales, pastizales y una muestra de selva en galería, entre otros. La reserva natural resulta ser uno de los sitios con mayor concentración de aves de la provincia.



**Figura 3.1.1.5.a.** Llegada a la playa



**Figura 3.1.1.5.b.** Zona de muestreo con presencia de la vegetación costera y el murallón



**Figura 3.1.1.5.c.** Senderos pavimentados en la costanera



**Figura 3.1.1.5.d.** Turismo en verano



**Figura 3.1.1.5.e.** Pesca deportiva desde el murallón

### **Playas de Berisso**

El partido de Berisso cuenta con un frente costero de unos 22 kilómetros sobre el Río de La Plata. En esta extensión, los lugares más apropiados para las actividades recreativas de Norte a Sur son las playas de Isla Paulino, Palo Blanco, Bagliardi, Playa Municipal de Berisso y La Balandra, con variadas características ambientales, de servicios, infraestructura y popularidad. Durante la temporada de verano los balnearios de Berisso en conjunto, pueden llegar a recibir entre 15.000 y 20.000 turistas en un fin de semana.

En el siguiente apartado se describirán solo las dos playas involucradas en este estudio: Bagliardi y La Balandra.

### Playa Bagliardi

A esta playa se accede por la calle del mismo nombre desde la Av. Montevideo, que se encuentra flanqueada por quintas.

Es la única playa de Berisso con acceso asfaltado. Se utiliza principalmente para pesca deportiva, pesca comercial artesanal y deportes náuticos, en especial el windsurf debido a las características de las olas que se generan en este sector del río.

Es un balneario con mucha vegetación y poca infraestructura por lo que constituye un sitio de gran riqueza natural. Las estructuras construidas consisten en una casa isleña edificada sobre pilotes de madera y una escollera de escombros que bordea al canal que llega a la playa. Al comienzo de este estudio la escollera era inexistente y fue aumentando su longitud hacia dentro del río a medida que se fueron depositando escombros.

El uso del suelo es casi completamente rural (1,2 % urbano, 8,3% suburbano y 90,5% área verde).

A pesar de la tupida vegetación que puede observarse desde el río, debido a la presencia de campos y quintas privadas cercanas a la costa, el grado de conservación de la sucesión espacial nativa se encuentra incompleto.

Esta playa no cuenta con servicio de guardavidas y está prohibido el baño debido a la cercanía con el punto de vuelco del colector mayor de La Plata, Berisso y Ensenada (denominado en este estudio como S2) que vuelca directamente sobre la costa los líquidos residuales que provienen de una planta de pretratamiento.



Figura 3.1.1.6.a. Camino asfaltado que llega hasta la playa y b) Llegada a la playa

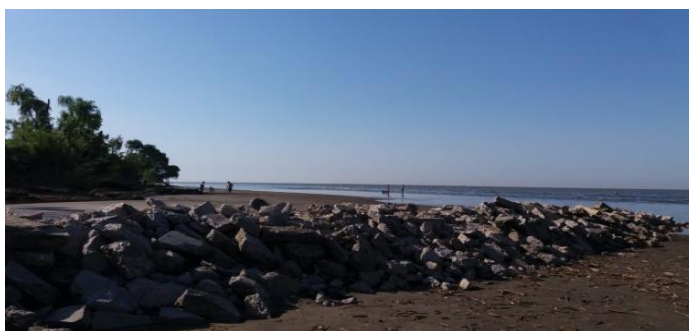


Figura 3.1.1.6.b. Escollera de escombros



Figura 3.1.1.6.c. Playa



Figura 3.1.1.6.d. Playa vista desde el Río



Figura 3.1.1.6.e. Windsurf en Bagliardi

### Playa La Balandra

Esta playa se encuentra al sur del partido de Berisso, casi en el límite con el partido de Magdalena. Se accede por un camino de tierra de 3 kilómetros, parcialmente mejorado. El uso del suelo en este sector es 100% área verde.

Este balneario no presenta estructuras permanentes como murallones, escolleras ni rellenos del terreno. Es la playa más concurrida de Berisso, muy frecuentada por pescadores durante todo el año y por turistas locales y de otras regiones en verano. Cuenta con campings y un club de pesca donde se organizan concursos y otros eventos. El deporte náutico que más se realiza es el kayak aunque todas las variedades de deportes se ven representadas. Las competencias de deportes acuáticos son muy frecuentes en esta playa. Dispone de servicios sanitarios, proveeduría, guardavidas y agua potable

Si bien la playa se encuentra densamente forestada y parquizada, la sucesión espacial de la vegetación nativa se encuentra parcialmente conservada.



Figura 3.1.1.7.a. Entrada al balneario



Figura 3.1.1.7.b. Sucesión espacial de la vegetación



Figura 3.1.1.7.c. Balneario

### Playa Magdalena

Al balneario Municipal de Magdalena se accede, por la Avenida España que se encuentra pavimentada en los 5 km que distan desde la ciudad de Magdalena hasta la ribera. El uso del suelo es casi totalmente rural (3,9 % urbano y 96,1% área verde).

Magdalena se encuentra incluida dentro del "Parque Costero del Sur", una franja costera de 23500 has que fue declarada Reserva de la biosfera en 1984 y en 1997 se le asignó la categoría de Refugio de vida silvestre para asegurar la conservación de la flora y fauna autóctonas. En las áreas no impactadas por el hombre, la flora presenta variedad de especies vegetales

predominando los árboles de talas, coronillo y ceibos, aunque también llaman la atención ejemplares de ombúes.

Si bien puede observarse la tupida vegetación nativa en los alrededores, el balneario se ubica en una pequeña bahía de la costa, de unos 300 m de ancho, donde la continuidad de la sucesión espacial de la vegetación nativa se encuentra ausente. La playa está limitada por un murallón, por encima del cual el terreno está rellenado y parqueizado. En los alrededores se ubican un club de náutica y pesca, sanitarios, hospedajes, campings con mesas, bancos y parrillas, fogones y variedad de comercios para atender a la demanda de turistas y de pescadores que asisten a la playa. Durante la temporada estival tiene servicios de guardavidas, enfermería y ambulancia. Las actividades principales son recreativas y pesqueras aunque también se practican variados deportes acuáticos, caminatas y ciclismo.



**Figura 3.1.1.8.a. Parquización**



**Figura 3.1.1.8.b. Murallón**

### 3.2 Diseño de los muestreos

Los muestreos se dividieron en “**Muestreos de estado sanitario de las playas**” y “**Muestreos de distribución de indicadores en la arena**”. En los primeros se tomaron muestras del agua litoral y de la arena ubicada a 2 metros de la orilla como muestras representativas de toda la extensión de la playa. Esto se realizó en cada uno de los 8 balnearios seleccionados para el estudio (Detallados en 3.1). En cambio, en los muestreos de distribución se plantearon objetivos puntuales sobre la contaminación bacteriológica para conocer la disposición de las bacterias indicadoras en distintas partes de cada playa. Para éstos se crearon diseños de muestreo específicos para cada objetivo particular los cuales se orientaron mayoritariamente al estudio de la arena en las playas PL y BAG.

Entre los muestreos de estado sanitario y los de distribución de indicadores, se realizaron 37 muestreos entre el año 2011 y el 2018 distribuidos en las cuatro estaciones del año. En total se analizaron 315 muestras de arena y 118 muestras de agua.

Las playas BAG y PL fueron las más analizadas por ser las seleccionadas para realizar los estudios de distribución. BERN fue la playa con menor número de muestreos, porque empezó a incorporarse en los muestreos de calidad a partir de julio del año 2015. En total, en la playa BAG se realizaron 26 muestreos, en PL 26, en QUIL 18, en LB y BERA 17, en MAG y HUDS 16 y en BERN 8.

Por otro lado, con el objetivo de detectar la presencia de dos patógenos específicos (*Salmonella* sp. y *Shigella* sp.) en el agua y en las arenas de las playas, se realizaron muestreos en las dos playas seleccionadas para los muestreos de distribución y se agregó el agua que corre constantemente por el colector cloacal de La Plata ubicado en Berisso. Para esto se realizaron 5 muestreos durante diciembre del 2018 y enero de 2019 de los cuales uno fue en PL, dos fueron en BAG y dos en el colector cloacal. Adicionalmente, y dada la creciente preocupación por los efectos de los contaminantes emergentes como los microplásticos sobre el ambiente, se desarrolló una experiencia orientada a conocer si los microplásticos (MPs) hallados en el sedimento intermareal de las playas del Río de la Plata pueden actuar como superficie de sustrato para los organismos indicadores de contaminación fecal. Para ésta experiencia se realizaron dos muestreos en el año 2018 (uno en noviembre y otro en diciembre) en siete playas. Las playas seleccionadas fueron QUIL, BERA, HUDS, PL, BAG, LB y Punta Indio (PI). Estos sitios cubrieron 120 km de costa argentina, entre las coordenadas 34°42'22"S, 58°13'46"O y 35°16'37" S, 57°13'26" O e incluyeron a las dos playas expuestas a las fuentes puntuales de contaminación fecal más importantes del área de estudio (BERA y BAG). Además, se incluyó por primera vez en este estudio, al balneario Punta Indio, ubicado en la franja de máxima turbidez del Río de La Plata.

#### Variables climáticas y de marea

En cada fecha se registró la información meteorológica del momento en que se extrajeron las muestras, brindada por el Departamento de Sismología e Información Meteorológica (SIM) de la Facultad de Ciencias Astronómicas y Geofísicas de La Plata (FCAG - UNLP) conforme a la Estación Meteorológica Automática (57° 55' 56" W; 34° 54' 24" S). Se registró la temperatura del aire (°C), la radiación solar (W/m<sup>2</sup>), el índice de radiación UV y la dirección y velocidad del viento (km/h). Esta información se complementó con datos obtenidos en el portal web Windguru de estaciones meteorológicas ubicadas

sobre la costa del Río de la Plata a una altura de 0 msnm (Windguru). Las estaciones meteorológicas, registradas en la plataforma virtual, consultadas para este trabajo fueron las de La Balandra, Punta Lara (estación meteorológica denominada “Puerto Velas”) y Quilmes.

También se registró la altura de la marea en el momento de la extracción de las muestras, brindada por el Servicio de Hidrografía Naval (SHN) en los mareógrafos: Pilote Norden, Puerto La Plata, y Atalaya.

### **3.2.1 Muestreos de estado sanitario de las playas**

El objetivo de estos muestreos fue evaluar la calidad bacteriológica del agua y la arena en las ocho playas seleccionadas en este estudio. Para esto se tomaron muestras de la capa superficial de la arena en la zona intermareal y del agua que llegaba a la costa. Se colectaron muestras de todas las playas en un mismo día o en dos días consecutivos. Las playas no están unidas por un camino que sigue la línea de ribera, sino que para recorrerlas hay que alejarse de la costa y en muchos casos atravesar zonas muy urbanizadas. El recorrido abarca unos 90 km y el muestreo demanda unas 10 hs entre la primera y la última.

Las fechas de muestreo se planificaron consultando las Tablas de Marea del Servicio de Hidrografía Naval (SHN) y el pronóstico mareológico del día, que corrige los valores de las tablas según los vientos del momento. Un día apropiado para realizar un muestreo, debe tener un nivel de marea por debajo de 0,50 msnm en la zona de Magdalena (mareógrafo del Puerto de Atalaya) en las primeras horas de la mañana. Con esa condición y empezando desde la playa de Magdalena en la mañana, la secuencia de muestreos sigue la onda de la marea que avanza hacia el Noroeste a lo largo del día y permite el muestreo en bajamar en todas las playas en una misma jornada. Con un nivel de marea por encima de 0,50 msnm, algunas playas se encuentran totalmente cubiertas por el agua y no hay arena descubierta para muestrear.

Cuando los horarios y niveles de marea no permitieron planificar el muestreo para un solo día, se dividió el plan de muestreo en dos jornadas dentro de la misma semana. Una jornada para el muestreo de las cuatro playas del norte (BERN, QUIL, BERA y HUDS) y otra para las cuatro playas del sur (PL, BAG, LB y MAG).

En total se realizaron 17 muestreos de calidad, 2 en 2011 (agosto y octubre), 3 en 2012 (enero, febrero y marzo), 3 en 2014 (uno en marzo y dos en abril), 2 en 2015 (julio y septiembre), 4 en 2016 (enero, febrero, marzo y agosto), 2 en 2017 (marzo y julio) y 1 en 2018 (marzo). Las fechas de los muestreos cubrieron todas las estaciones del año, 7 en verano, 3 en otoño, 5 en invierno y 2 en primavera. En tres ocasiones no se pudieron evaluar todas las playas en un mismo muestreo. En dos fechas en la playa MAG se encontró un nivel de la marea superior al esperado, hallándose toda la superficie de la arena inundada por el río (en octubre de 2011 y en enero del 2016). En marzo del año 2012 el único acceso a la playa de HUDS se encontró bloqueado por actividades de obras municipales lo que imposibilitó el muestreo en este sitio.

Para estos muestreos de calidad, en cada fecha y en cada playa se colectó una muestra de arena y una de agua litoral, ambas compuestas de 10 submuestras iguales tomadas de la siguiente manera:

### Muestras de arena

Las muestras de arena se tomaron a lo largo de una línea de 250 mts de longitud, paralela a la línea de costa, a una distancia de 2 mts del agua. En cada playa se tomaron 10 submuestras de 35 cm<sup>3</sup> arena mediante un sacabocados estéril de 3 cm de diámetro y 5 cm de profundidad (Figura 3.5). Las submuestras se tomaron una cada 20 m y se integraron en un mismo recipiente plástico, estéril, para conformar una muestra compuesta de 350 cm<sup>3</sup> (Abreu et al., 2016; Boehm et al., 2014; Yamahara et al., 2007). Esos recipientes se almacenaron en frío en una conservadora y luego en heladera hasta su análisis.

La línea paralela a la costa sobre la que se colectaron las muestras de arena, en los distintos muestreos fue variando de posición dentro de la zona intermareal, ubicándose más cerca o más lejos de la línea de pleamar según estuviese la marea más baja o más alta. Esto se debe a que las playas se caracterizan por presentar distinta topografía y distinto grado de pendiente hacia el estuario. Según la pendiente que presenta cada playa en particular estas distancias difieren más o menos entre cuando cambia el nivel de la marea. Durante el período estudiado, se observó que las playas MAG, QUIL, PL, HUDS, BERA y BERN presentaron una mayor diferencia en la ubicación de la franja de muestreo cuando cambiaba el nivel de la marea. Con las mareas más altas las muestras fueron colectadas muy cerca del murallón, mientras que cuando estas fueron muy bajas se recorrió una larga distancia hasta la orilla. En las playas con menor pendiente como MAG, hubo que adentrarse hacia el río hasta unos 800 mts aproximadamente para la colecta, en el caso QUIL hasta 500 mts y aproximadamente 200 mts en PL, HUDS, BERA y BERN. De manera contraria, en playas como BAG y LB las muestras se obtuvieron dentro de una franja no mayor a 100 mts con mareas altas y bajas. Una vez concluido el muestreo se consultaron los niveles de la marea registrados por el SHN en la fecha a las horas de extracción corregidos por la condición meteorológica del día.



**Figura 3.5.** Sacabocados para la extracción de las submuestras y recipiente donde se incorporaron en una muestra compuesta. Playa PL (izq.) y MAG (der.)

### Muestras de agua

Se tomó una muestra de 500 mL del agua litoral compuesta por 10 submuestras de 50 ml extraídas con una jeringa plástica estéril a lo largo de 100 metros, donde el agua tenía de 30 a 40 cm de profundidad (APHA 9213). Dichas muestras se conservaron refrigeradas durante su traslado al igual que las muestras de arena y se mantuvieron a menos de 10°C hasta su análisis que se realizó dentro de las 24 hs (APHA 9060). En simultáneo se registró in situ la temperatura (°C), el pH, el oxígeno

disuelto (% de saturación) y la conductividad (us/cm) del agua en 3 lugares diferentes de cada playa, mediante una sonda multiparamétrica (modelo HANNA HI28/98).

### 3.2.2 Muestreos de distribución de indicadores en la arena

En los estudios de distribución de indicadores se tomaron muestras de arena a diferentes profundidades o distancias del agua, con el objeto de analizar patrones de distribución de los microorganismos indicadores en la arena.

Para realizar estos muestreos, se eligieron dos playas de las ocho en estudio que cumplen con las siguientes características:

- Que presenten diferente grado de contaminación
- Que cuenten con un acceso pavimentado para facilitar los muestreos
- Que se encuentren cercanas al laboratorio para minimizar los tiempos de traslado.

Con estas premisas y sobre la base de los primeros resultados obtenidos en los muestreos de calidad, se seleccionaron las playas BAG y PL. La primera porque al estar ubicada a 900 metros del vuelco cloacal de Berisso presenta un elevado grado de contaminación permanente. La segunda por estar situada a más de 15 km de los dos focos puntuales de contaminación fecal más importantes y que en los primeros muestreos de calidad mostró los menores niveles de contaminación. Las playas QUIL y MAG, también fueron incluidas en algunos muestreos de distribución cuando los objetivos particulares lo requirieron.

Los muestreos de distribución se enfocaron en analizar tres aspectos diferentes de la contaminación de la arena de las playas:

1. Muestreos de distancia al agua: Orientados a analizar la distribución perpendicular a la línea de ribera. Se tomaron muestras de arena, a lo largo de varias líneas paralelas a la orilla, ubicadas a distinta distancia del agua. Se incluyó una línea de muestreo con arena cubierta por el agua y una línea por encima de la zona intermareal, de arena seca, en el extremo de la playa más alejado del agua.
2. Muestreos a lo largo de la línea de ribera: Orientados a evaluar la heterogeneidad de la contaminación en la superficie de la arena a lo largo de la línea de la ribera. Se tomaron muestras sobre una línea paralela a la orilla, manteniendo siempre una distancia de 2 metros con el agua. Los muestreos se diseñaron considerando un nivel de micro y de macro escala.
3. Muestreos en profundidad: Orientados a analizar la distribución vertical de la contaminación. Se analizaron submuestras de diferentes profundidades hasta los 20 cm. Se analizaron fracciones de distintos espesores (5, 2 y 1 cm) según el objetivo particular.

Como en los muestreos de calidad de las playas, se utilizó el método de muestras compuestas, mediante la integración de varias fracciones de arena en un mismo recipiente.

Los muestreos de distribución fueron 20, realizados entre el año 2015 y el 2018 involucrando todas las estaciones del año. El número de muestreos realizados en cada playa y de muestras obtenidas en cada muestreo fue variable y dependió del diseño de muestreo empleado.

#### 3.2.2.1 Muestreos de distancia al agua

El objetivo de estos muestreos fue analizar la abundancia de los indicadores de contaminación fecal y su distribución en la arena en sentido perpendicular a la línea de ribera a distintas distancias del agua, para evaluar diferencias entre las zonas que permanecen más y menos tiempo en contacto con el agua del río durante el ciclo diario de mareas.

En total se realizaron siete muestreos: 3 en PL, 2 en BAG, 1 en MAG y 1 en QUIL. En cada playa se establecieron transectas paralelas a la línea de ribera sobre las cuales se tomaron muestras integradas de los primeros 5 cm superficiales de la arena como se detalla en la sección 3.2.1. Estos muestreos se realizaron en momentos de marea baja para tener una amplia extensión de playa descubierta y lograr que las transectas se encuentren considerablemente separadas entre sí (Figura 3.6 y 3.7). Se establecieron entre tres y cinco transectas, dependiendo del ancho de playa disponible. La transecta 1 se ubicó a 2 metros de la orilla, río adentro, donde se tomaron muestras de la arena sumergida. La transecta 5, la más alejada del agua, se ubicó adonde termina la playa de arena, cerca del murallón o donde comienza la vegetación terrestre en el caso de BAG, donde no hay murallón. Los muestreos incluyeron la medición de los organismos indicadores en el agua litoral.

Uno de los muestreos fue seleccionado para analizar las características de la arena (contenido de materia orgánica, de humedad y granulometría). El contenido de materia orgánica y de humedad se analizó en las muestras pertenecientes a las cinco transectas. Para el análisis granulométrico se seleccionaron tres zonas. Estas fueron la zona 1 (franja de arena sumergida), una zona intermedia de la playa y la zona 5 (franja más cercana al murallón). Los resultados de estos análisis se observan en la sección 4.2.4.



Figura 3.6. Ejemplo de las cinco transectas en la playa PL



Figura 3.7. Ejemplo de las cinco transectas en la playa BAG.

### 3.2.2.2 Muestras a lo largo de la línea de ribera

El objetivo de estos muestreos fue analizar la distribución de los indicadores de contaminación fecal en la arena de las playas, a lo largo de la línea de ribera.

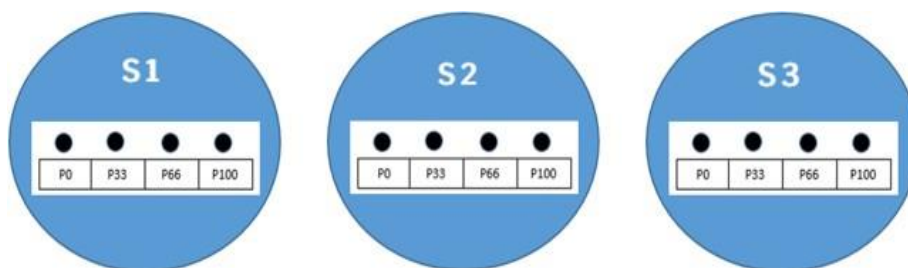
Para el análisis a nivel de macro escala se realizaron dos muestreos (1 en PL y 1 en BAG). En cada playa se tomaron 8 muestras de los 5 cm superficiales de la arena, a lo largo de una transecta de 160 metros de longitud (una cada 20 metros), a una distancia de 2 metros de la

orilla (Figura 3.8). El diseño de muestreo fue similar al empleado en los muestreos de calidad de las playas, con la diferencia de que cada extracción representó una muestra analizada en forma individual y no fue parte de un pool de muestras.



**Figura 3.8.** Sitios de extracción de las muestras individuales en una línea paralela a la costa en la playa BAG en los muestreos de distribución a lo largo de la línea de la ribera a nivel de macroescala.

En una etapa siguiente, el objetivo se focalizó en conocer la variabilidad de las muestras no solo mediante muestras equidistantes a lo largo de toda la costa, sino a un nivel de microescala. Este análisis consistió en un muestreo similar al anterior, pero en este caso se definieron 3 sitios de la costa (S1, S2 y S3) en los cuales se trazaron transectas de 1 m de longitud. Como se puede observar en el esquema de la Figura 3.9, en cada sitio se tomaron cuatro muestras equidistantes (cada 33 cm de distancia) de los primeros 5 cm superficiales de la arena, sumando un total de 12 muestras. Este diseño de muestreo se implementó en un muestreo que se realizó en la playa BAG.



**Figura 3.9.** Esquema del diseño de muestreo empleado en la playa BAG para el estudio de nivel de microescala en la arena.

### 3.2.2.3 Muestreos en profundidad

El objetivo de estos muestreos fue conocer la distribución en profundidad de los indicadores de contaminación fecal en la arena.

En una primera etapa de aproximación al objetivo, se realizaron dos muestreos (uno en BAG y uno en PL) en los que se seleccionaron tres sitios separados por unos 30 metros entre sí, y se tomaron muestras de 20 cm de profundidad en cada uno. Las muestras se extrajeron con un sacabocados cilíndrico de 3 cm de diámetro (Figura 3.10), previamente esterilizado con alcohol 70% y enjuagado con agua destilada. El sacabocados se vació sobre una bandeja plástica (también esterilizada). La muestra, conservó su forma cilíndrica sobre la bandeja y se dividió en secciones de 5 cm de largo con un cortante plástico también esterilizado, comenzando por el extremo superficial. Así, se lograron secciones correspondientes a las profundidades de 0-5 cm, 5-10 cm, 10-15 cm y 15-20 cm que se colocaron en recipientes rotulados para cada profundidad. En cada uno de los tres sitios se repitió este procedimiento ocho veces, de manera que la muestra de cada profundidad se integró por ocho submuestras similares. De esta manera se colectaron en total doce muestras (tres de cada profundidad) en cada playa.

En una segunda etapa, se realizaron otros dos muestreos en las mismas playas que fueron similares a los anteriores, pero los estratos más superficiales se dividieron en secciones de 1 cm de espesor hasta los 5 cm de profundidad en PL y hasta los 8 cm en BAG.

Con el objetivo de analizar las relaciones cuantitativas entre bacterias indicadoras de contaminación fecal y la comunidad bacteriana total (bacterias heterotróficas) a distintas profundidades se realizaron otros dos muestreos (también en PL y BAG). En cada playa se tomaron muestras de 20 cm de profundidad que se dividieron en secciones de 2 cm de espesor desde la superficie hasta los 10 cm y luego en dos secciones de 5 cm hasta los 20 cm. Como en los casos anteriores, cada estrato se compuso de ocho submuestras que se fueron obteniendo a lo largo de la línea de la ribera. De esta manera se obtuvieron 7 muestras compuestas en cada playa, una de cada estrato: 1-2 cm, 3-4 cm, 5-6 cm, 7-8 cm, 9-10 cm, 10-15 cm y 15-20 cm.

Uno de los muestreos de PL fue seleccionado para realizar el análisis de las características de la arena. Se evaluó el contenido de materia orgánica y de humedad sólo en la playa PL para los estratos 0-5, 5-10, 10-15 y 15-20.

Para el análisis Granulométrico, se seleccionaron muestras pertenecientes a 3 secciones de distinta profundidad obtenidas en las playas PL y en BAG. Una de estas secciones seleccionadas correspondió al estrato más superficial que involucra los primeros 2 cm de la arena, otra sección elegida fue una ubicada a una profundidad intermedia, que correspondió al estrato ubicado a 9 y 10 cm de la superficie, y, por último, se seleccionó el estrato más profundo extraído en los muestreos de distribución que correspondió a las secciones de 5 cm de arena ubicada desde los 15 hasta los 20 cm de profundidad. Los resultados de estos análisis se observan en la sección 4.2.4.



**Figura 3.10.** Fracción de 20 cm de arena extraída con el sacabocados.

### **3.2.3 Muestreos para detección de patógenos**

Para el muestreo de muestras líquidas y sólidas y la elección de las técnicas a utilizar en el análisis se siguieron los protocolos del Standard Methods for the examination of Water and Wastewater (APHA 9260).

Dependiendo del lugar a muestrear y de las técnicas a utilizar luego en el laboratorio para su análisis, las estrategias de muestreo se realizaron de diferente manera.

Colector Cloacal de La Plata: Los muestreos en el colector cloacal se realizaron con un hisopo de tela esterilizada. El hisopo se introdujo en el conducto por una alcantarilla de ventilación, amarrado en el extremo de un alambre (Figura 3.11). Se dejó sumergido en la corriente del colector por 3 días y luego se retiró, se colocó en una bolsa plástica de cierre hermético y se mantuvo refrigerado durante el transporte al laboratorio para su análisis dentro de las 24 hs



**Figura 3.11.** Hisopo de muestreo

Agua y arena de las playas: En las playas PL y BAG se colectaron 2 litros del agua litoral en recipientes plásticos esterilizados, que se mantuvieron refrigerados hasta llegar al laboratorio.

Se colectaron muestras compuestas de 500 gr de arena, integrando en un recipiente 8 muestras de los 5 cm superficiales extraídos a lo largo de la línea de la ribera (como en los muestreos de calidad de las playas).

#### **3.2.4 Muestreos para detección de bacterias indicadoras de contaminación fecal en Microplásticos (MPs)**

En cada playa se recogieron 32 microplásticos (MPs) del sedimento intermareal a lo largo de la línea de resaca dejada por la marea alta de la noche anterior. Cada MPs se colectó con una pinza estéril, se lavó con agua destilada para remover el sedimento adherido y se colocó en un tubo eppendorf que contenía 500 µl de pirofosfato de sodio (solución dispersante). La pinza se esterilizó con alcohol 70 % y se lavó con agua destilada entre cada toma de muestra. Los tubos se rotularon en la playa y se mantuvieron refrigerados hasta su análisis en el laboratorio que se realizó dentro de las 24 hs. De cada microplástico se separó el biofilm y se analizó la presencia de microorganismos patógenos mediante la metodología especificada en 3.3.4.

### 3.3 Procesamiento de las muestras en el laboratorio

#### 3.3.1 Recuentos bacteriológicos de indicadores de contaminación fecal

Para los recuentos bacterianos de los muestreos de calidad y de distribución, se utilizó un método de NMP (Número Más Probable) miniaturizado (normas ISO), que se realiza en placas de microtitulación de 96 pocillos. Cada pocillo lleva 100 uL de medio de cultivo y se inocula con 200 uL de muestra o dilución. En cada placa se pueden analizar dos muestras, sembrando seis diluciones, lo que permite cubrir un amplio rango de concentraciones y ocho réplicas de cada dilución, lo que aporta mucha precisión al resultado. El método consume muy poco medio de cultivo.

Para los recuentos de los ensayos de supervivencia y para los estudios comparativos de la relación numérica y espacial de bacterias indicadoras con bacterias heterotróficas totales, se utilizó la técnica de recuento en placa sobre filtro de membrana o recuento de unidades formadoras de colonias (UFC). Previo a realizar los análisis se esterilizó el agua de dilución durante 20 minutos en autoclave a 121 °C y el frasco dispensador mientras que la superficie de trabajo dentro de la cabina de bioseguridad se esterilizó con alcohol 70%. Para el análisis de las muestras de agua, se realizaron diluciones decimales en agua de dilución (APHA 9221 A). La cantidad de diluciones se ajustó en cada caso al nivel de contaminación esperado.

Cada muestra de arena, compuesta de ocho o diez submuestras, primero se homogeneizó manualmente con una espátula estéril. Luego se colocaron 10 gramos en un tubo Falcon que se llenó hasta 50 mL con solución dispersante (Hexametáfosfato de sodio al 0,1%) y se mezcló durante 30 minutos en un agitador rotativo. Se dejó decantar la arena por unos minutos y del líquido sobrenadante, se realizaron las diluciones decimales correspondientes y las siembras o filtraciones para los recuentos.

En el caso particular de los muestreos de distribución para el análisis de las variaciones en profundidad, se colectaron muestras de los primeros 20 centímetros del sedimento que fueron analizados mediante las dos metodologías con sensibilidades distintas, detalladas en las secciones 3.3.1.1 Y 3.3.1.2. La primera metodología fue la del Número Más Probable miniaturizado para lo que se fraccionaron los estratos cada 1cm hasta los 5 cm en PL y hasta los 8 cm en BAG y luego en ambas playas los estratos más profundos fueron de 5 cm de espesor hasta los 20 cm de profundidad. La segunda metodología fue la de Filtro de Membrana, en los que se analizó la relación entre las bacterias indicadoras de contaminación fecal y la comunidad bacteriana total (bacterias heterotróficas). Esta se seleccionó para poder detectar aquellos casos en los que exista la ausencia total de microorganismos y que no fue posible lograr mediante la técnica anterior. Para ello los estratos se dividieron en secciones de 2 cm de espesor desde la superficie hasta los 10 cm y a partir de este estrato en secciones de 5 cm hasta los 20. Se incorporó una muestra blanco, para confirmar la esterilidad del procedimiento durante la manipulación de las muestras para bacterias heterotróficas, y en este caso también se incorporó el análisis del agua litoral.

### 3.3.1.1 Método miniaturizado del NMP (Número Más Probable) por siembra en medio líquido

La técnica tradicional del NMP para detectar indicadores de contaminación fecal (colimetría), generalmente, se realiza en tubos de ensayo convencionales, se lleva a cabo en tres fases secuenciales (presuntiva, confirmatoria y completa) y cada fase requiere de 1 a 2 días de incubación.

En este trabajo se utilizaron las técnicas de la Norma UNE-EN ISO 9308-3 para el recuento de *Escherichia coli* y UNE-EN ISO 7899-1 para el recuento de enterococos. Estas permiten lograr una reducción considerable en el tiempo de preparación y el tiempo de incubación, respecto a los métodos normalizados de referencia.

Los medios de cultivo se esterilizaron por filtración y se distribuyeron en placas estériles de microtitulación de 96 pocillos ("Corning Incorporated" Costar, USA) a razón de 100 uL por pocillo con una micropipeta multicanal ("Biohit Proline" 8 channel pipettor 50-300 uL). Las placas se secaron en una estufa de 65 °C hasta evaporación y se almacenaron tapadas y envueltas en papel opaco hasta su utilización.

Para los recuentos se sembró en cada pocillo una alícuota de 200 uL de la dilución correspondiente con una micropipeta multicanal. La alícuota rehidrata el medio de cultivo evaporado y genera las condiciones para el desarrollo bacteriano. Las placas se incubaron a 44°C durante 36 a 72 hs.

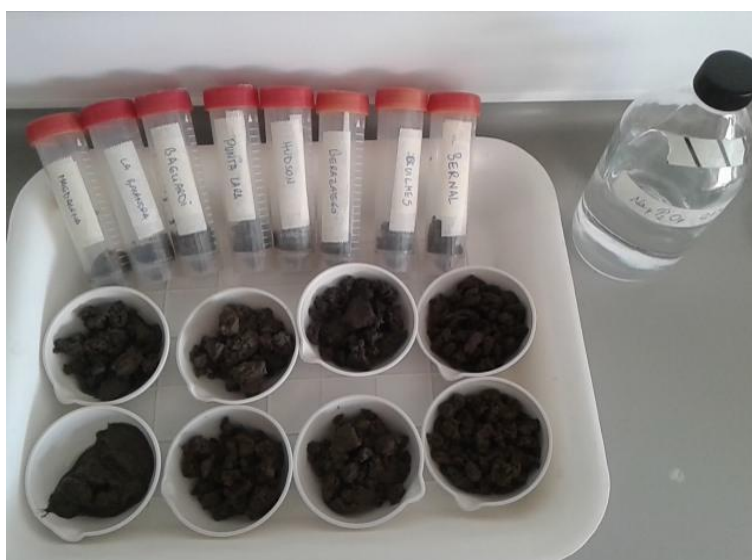
El medio de cultivo para *E. coli* contiene el compuesto fluorogénico MUG (4-methylumbelliferyl- $\beta$ -D-glucuronide) y el de enterococos el compuesto MUD (4-methylumbelliferyl- $\beta$ -D-glucoside). Los pocillos donde hay crecimiento microbiano en ambos medios se detectan por la producción de fluorescencia bajo luz UV de 266 nm.

Pasado el tiempo de incubación se observaron las placas bajo luz UV de 266nm registrando los pocillos positivos (con fluorescencia) y los negativos (sin fluorescencia).

Todos los procedimientos se realizaron bajo una cabina de bioseguridad clase 2, tipo A2 (General Filter Argentina). Los resultados se calcularon con un programa informático de uso libre propuesto en la norma ISO y se expresaron como NMP/100 ml de agua o NMP/100 gr de arena seca según el tipo de muestra. Para expresar los valores de los recuentos bacterianos obtenidos a partir de la arena húmeda en unidades de arena seca, se calculó el grado de humedad presente en las muestras (Sección 3.3.2). El límite mínimo detectable del NMP cada 100 ml para este método fue de 20 bacterias. En las figuras siguientes (desde la 3.12 a la 3.17) se observan las etapas del procesamiento de las muestras en el laboratorio mediante esta técnica desde el preparado de las microplacas con el medio de cultivo, hasta la observación de los resultados.



**Figura 3.12.** Llenado de las microplacas con el medio de cultivo líquido para *E.coli*.



**Figura 3.13.** Tubos Falcon de 50 ml de capacidad con 10 gr de arena para el análisis bacteriológico y cápsulas de porcelana con 50 gr de arena para la determinación del contenido de materia orgánica y humedad en la muestra.

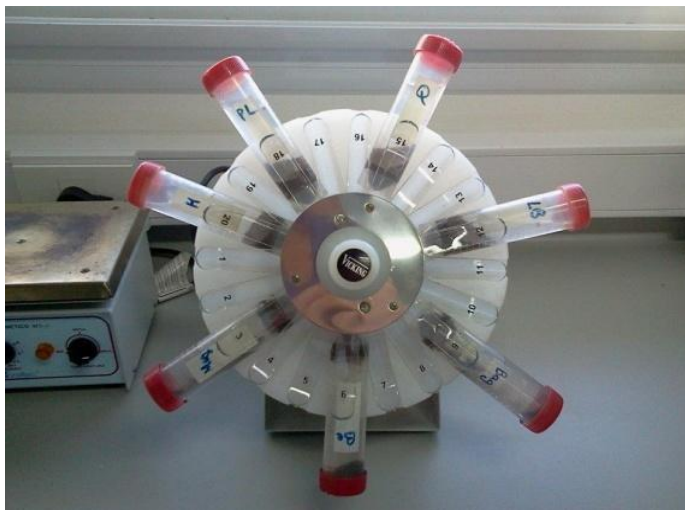


Figura 3.14. Agitador rotativo con 7 muestras de arena durante su dispersión.



Figura 3.15. Cabina de bioseguridad Clase 2 (izq.) e imagen de las microplacas y las diluciones de las muestras (der.)

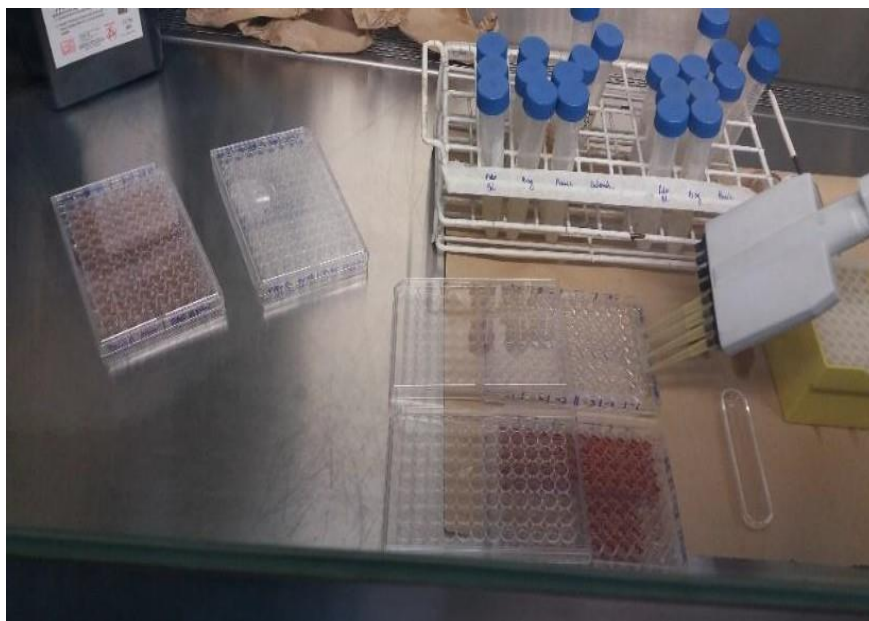
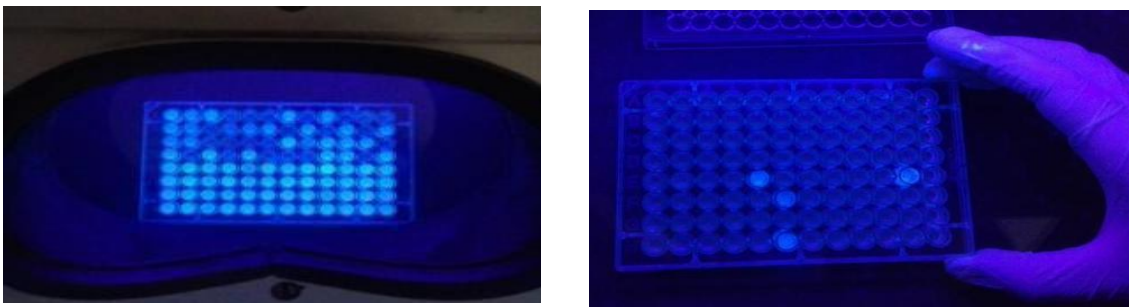


Figura 3.16. Inoculación de las microplacas con las muestras. Microplacas con el medio de cultivo para *E.coli* (incoloro, arriba) y el medio de cultivo para enterococos (anaranjado, abajo).



**Figura 3.17.** Observación de resultados bajo luz UV de una muestra con elevada contaminación (izq.) y una con baja contaminación (der.).

### 3.3.1.2 Filtro de membrana

La técnica de recuento en placa por filtro de membrana consiste en filtrar una alícuota de la muestra por una membrana de acetato de celulosa de 0,45  $\mu\text{m}$  de poro e incubarlo sobre un medio de cultivo solidificado con agar en una placa de Petri de 5 cm. Los microorganismos de la muestra quedan retenidos en la superficie del filtro y al multiplicarse generan colonias visibles. Después de 24 - 48 horas de incubación se cuentan las colonias de apariencia típica. La concentración de bacterias de la muestra se calcula a partir de los volúmenes filtrados y las diluciones utilizadas, y se expresa como UFC/100 mL (Unidades Formadoras de Colonias).

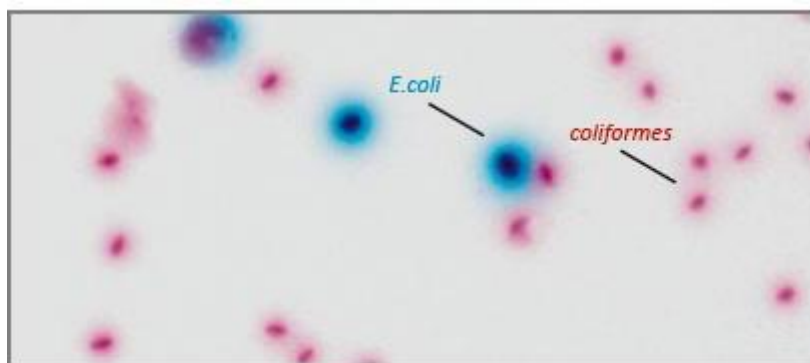
La técnica del NMP tal como se usó en este trabajo, tiene un valor mínimo de detección de 20 NMP/100mL. Esto inhabilita el método cuando el objetivo del estudio es establecer el número o detectar la ausencia de bacterias en la muestra.

Para esos casos se debe utilizar la técnica recuento en placa por filtro de membrana, con la cual se puede cuantificar el número de microorganismos en la muestra hasta detectar su ausencia. Esta técnica fue utilizada para los recuentos en los estudios de distribución en profundidad orientados a comparar la relación numérica y espacial entre las bacterias indicadoras de contaminación fecal y las heterotróficas. Para este último grupo no se disponía de un medio líquido para usar con la técnica de NMP por lo que, a fin de tener datos comparables, ambos grupos se contaron con la técnica de recuento en placa. Además, otro objetivo era demostrar a qué profundidad se extinguía la presencia de indicadores fecales, por lo que era necesario utilizar un método que pudiera determinar la ausencia de estos microorganismos. Esta misma situación se daba en los ensayos de supervivencia en el agua y en la arena, en que pretendía seguir el número de indicadores en el tiempo y se partía de la hipótesis de que al final del experimento se llegarían a la extinción total. Es por ello que en estos ensayos también se utilizó el recuento en placa por filtro de membrana.

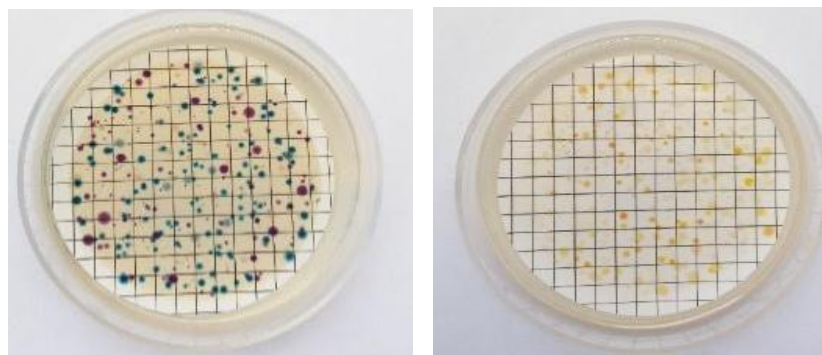
Para el recuento de bacterias heterotróficas se utilizó el medio R2A Agar (APHA 9215 D), con filtros Sartorius de 47 mm de diámetro y 0,45  $\mu\text{m}$  de poro, incubados a 35 °C por 48 hs.

Para el recuento de indicadores de contaminación fecal se utilizó el medio cromogénico Chromagar CCA basado en la Norma ISO 9308-1. Incubado a 44 °C por 24 hs. Este medio permite el recuento de *E. coli* y coliformes fecales en forma simultánea dando colonias azules (*E. coli*  $\beta$ -glucuronidasa positiva) y colonias rojas o bordó los coliformes fecales (termoresistentes  $\beta$ -glucuronidasa negativas). El recuento de colonias se realizó a simple vista en los casos en que

las colonias fueron escasas y con la asistencia de un programa digital (Image Pro-Plus versión 4.5) cuando fueron muy abundantes. En la Figura 3.18 se observa cómo deben observarse las colonias típicas de *E.coli* y de otros coliformes en este medio de cultivo y en la Figura 3.19 se observan los filtros con crecimiento bacteriano que fueron utilizadas en este trabajo para el recuento de bacterias heterotróficas y coliformes en los muestreos de distribución en profundidad.



**Figura 3.18.** Aspecto típico de las colonias en el medio CHROMagar



**Figura 3.19.** Recuento de colonias con el medio de cultivo CHROMagar (izq.) donde se observan las colonias de *E.coli* (azules) y de coliformes fecales (magenta) y con el medio de cultivo R2A Agar (der.) donde se observa crecimiento de bacterias heterotróficas.

### 3.3.2 Contenido de humedad, de materia orgánica y granulometría de las arenas

#### 3.3.2.1 Contenido de humedad y de materia orgánica

Las muestras se homogeneizaron manualmente y se tomaron alícuotas de aproximadamente 50 gr, con una espátula estéril, que se colocaron en cápsulas de porcelana, rotuladas con lápiz grafito. Se pesaron en una balanza de precisión (MARCA) y se secaron en estufa ("LYP Industria Argentina" CDM-4007R) a 105 °C hasta peso constante (24 hs fue suficiente). Se pesaron y se calcinaron a 550°C en una mufla (Instrelec "O.R.L Hornos Eléctricos S.A" 220 volts-13amp) durante una hora (Figura 3.20). Se trasladaron a un desecador con silicagel para que se enfríen en una atmósfera seca y se pesaron nuevamente (Figura 3.21).

El contenido de humedad se calculó como la diferencia entre el peso inicial y el peso seco, y la cantidad de materia orgánica como la diferencia entre el peso seco y el peso muflado (APHA 2540 E).



**Figura 3.20.** Mufla con las cápsulas de porcelana dentro.



**Figura 3.21.** Vista general del desecador con las cápsulas en su interior.

### 3.3.2.2 Análisis granulométrico de las arenas

En los primeros análisis exploratorios se utilizó el método de la Pipeta (Folk, 1974) que permite medir los porcentajes de limos y de arcillas (material fino  $< 62.5 \mu$ ) y de arenas (material grueso  $> 62.5 \mu$ ). Se procesaron 8 muestras, una de cada playa. De cada muestra de sedimentos húmedos y homogeneizados, se pesaron aproximadamente 20 g, se colocaron en un tubo Falcon de 50 ml y se le agregaron 30 ml de solución dispersante (Hexametáfosfato de sodio al 0,1%). Los tubos se agitaron en un agitador orbital (Vicking Modelo 6006) durante por lo menos 12 hs. Luego, la separación y fraccionamiento del material grueso por tamizado húmedo con 4 tamices superpuestos sobre un embudo ubicado sobre una probeta de 1L (Figura 3.22). Se usaron tamices de  $500 \mu$  (arena gruesa),  $250 \mu$  (arena media),  $149 \mu$  (arena fina) y  $62 \mu$  (arena muy fina). Los materiales más finos pasan los tamices y caen en la probeta.

Las arenas retenidas en cada tamiz se recogieron con una espátula, se secaron en cápsulas de porcelana a  $105^{\circ}\text{C}$  por 24 hs. Pasado ese tiempo de secado, luego de estabilizarse a temperatura

ambiente en un desecador, se pesaron en una balanza de precisión para establecer el contenido de cada fracción.

La probeta con el material fino, se enrasó con solución de dispersante a 1 litro, se homogeneizó y se dejó sobre una mesada firme. A los 20 segundos se extrajeron 20 ml con pipeta, a una profundidad de 20 cm y se los colocaron en una cápsula de porcelana tarada (Figura 3.22). Se evaporó el agua, se secó el residuo y se pesó la cápsula. Esta medida, descontando el peso de la cápsula y de la sal dispersante disuelta, representa el contenido de material fino (limos + arcillas) de la muestra. Luego de 2 horas se realizó una segunda extracción de 20 ml de mezcla, a una profundidad de 10 cm y se la procesó igual que a la anterior. El peso seco de este material, con los descuentos correspondientes, representa el contenido en arcillas de la muestra. El contenido de limos se calcula como la diferencia entre ambas pesadas (Folk, 1974).



**Figura 3.22.** Los cuatro tamices sobre el embudo y la probeta para cada muestra (izquierda); Tres muestras con las probetas enrasadas a 1L con el material dispersante y la fracción de finos de la muestra (centro), y cápsulas con las cuatro fracciones de sedimento (derecha): Arena muy fina (abajo), Arena Fina, Arena media y Arena Gruesa (arriba).

Los resultados obtenidos con el método de Folk, no fueron los más apropiados para las muestras de arena de estas playas ya que mostró que más del 95% del material analizado corresponde a las fracciones de arena fina y muy fina, y menos del 1% a los sedimentos finos (limos y arcillas).

A partir de esta conclusión los análisis granulométricos se realizaron con el método de “Tamizado seco” según los estándares internacionales de la Norma UNE-EN ISO 13503-2:2006/A1:2009 y la ASTM E11 que permite diferenciar una gran variedad de fracciones del sedimento abarcando desde limos gruesos hasta grava.

Mediante este método se procesaron 36 muestras de arena, de las cuales 24 pertenecen a triplicados de las ocho playas evaluadas en los muestreos de calidad (marzo 2017, julio 2017 y marzo 2018) y 12 pertenecen a muestras obtenidas en los muestreos de distribución realizados en PL y en BAG. De estas últimas 6 muestras corresponden a los muestreos de profundidad (estratos de 1-2 cm, de 9-10 cm y de 15-20 cm) y las otras 6 a los muestreos de distancia al agua (zona 1, zona 3 y zona 5).

Se procesaron alícuotas de entre 80 y 120 g de arena seca de cada muestra, pesadas con balanza de precisión. La torre se compuso de 9 tamices marca Zonytest, de 250, 210, 177, 149, 125, 105, 74, 62 y 44  $\mu\text{m}$  (Figura 3.23).



**Figura 3.23.** Nueve tamices con la base y la tapa (izq.) y los tamices ya asegurados a la plataforma vibratoria (der.).

### 3.3.3 Detección de patógenos específicos: *Salmonella* sp. y *Shigella* sp.

Para comprobar la presencia de microorganismos patógenos se seleccionó una marcha para la detección de los géneros *Salmonella* y *Shigella*, ya que son los patógenos entéricos de transmisión hídrica más comúnmente hallados en heces y en aguas contaminadas, y se pueden aislar con los mismos procedimientos de enriquecimiento y aislamiento.

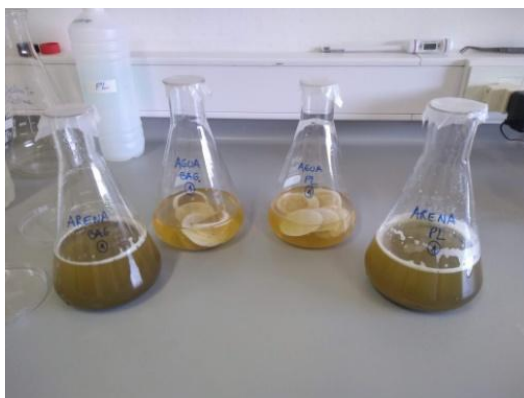
Para esto se procesaron diez muestras: dos de hisopos sumergidos durante tres días en el colector mayor de las cloacas de La Plata, cuatro de la playa BAG (dos de agua y dos de arena) y cuatro de PL (dos de agua y dos de arena).

#### Enriquecimiento

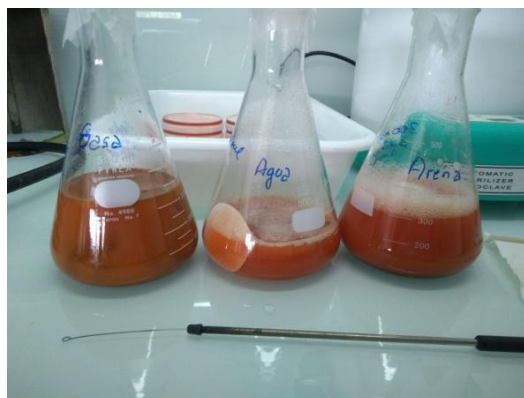
El enriquecimiento se realizó en Caldo Selenito Cistina (CSC, Britania). Cada muestra de arena se homogeneizó manualmente, se pesaron 30 gramos y se colocaron en un erlenmeyer con 300 mL de CSC. De cada muestra de agua se filtró 1 L a través de varios prefiltros de fibra de vidrio GFC de 1,2  $\mu\text{m}$  y luego a través de varios filtros de membrana de 0,45  $\mu\text{m}$ . Todos los filtros utilizados para cada muestra se colocaron en un erlenmeyer con 300 mL de CSC (Figura 3.24).

El hisopo de muestreo recuperado del colector cloacal se cortó en pequeñas fracciones, se pesaron 30 gramos de material y se colocaron en un erlenmeyer con 300 mL de CSC.

Todos los erlenmeyers se incubaron a 35 °C (Figura 3.25). Varias veces durante el primer día y una vez por día durante los siguientes 3 días, se transfirió 1 ml de cada erlenmeyer a un tubo de ensayo con 10 ml de CSC estéril, para favorecer el enriquecimiento bacteriano que se incubaron en un baño termostático a 35 °C (Figura 3.26).



**Figura 3.24.** Caldo de enriquecimiento con muestras de agua (filtros) y muestras de arena previo a la incubación.



**Figura 3.25.** Caldo de enriquecimiento luego de la incubación



**Figura 3.26.** Tubos con los subcultivos del caldo de enriquecimiento incubándose (izquierda) y luego de la incubación (centro) junto a otros que contienen el medio sin inocular (der.)

### Aislamiento

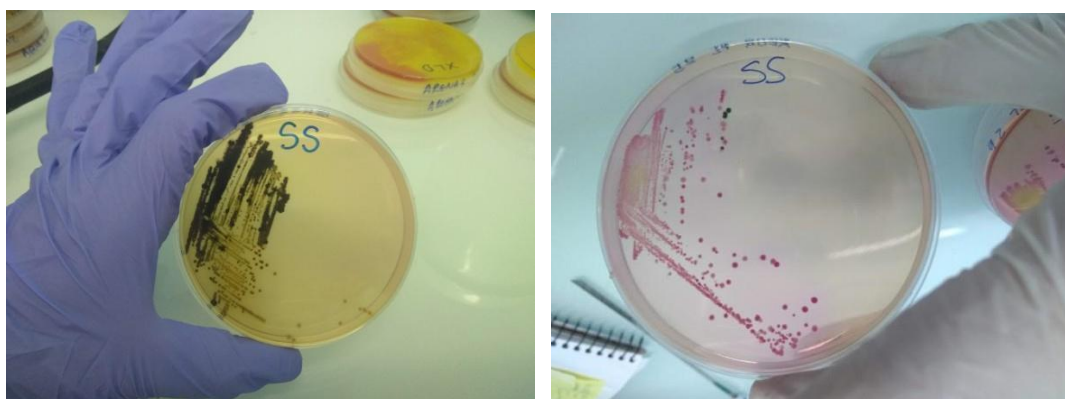
A partir de los erlenmeyers y de los tubos de ensayo con crecimiento bacteriano evidente, se inocularon con ansa en anillo placas de Petri con dos medios sólidos selectivos para el aislamiento de *Salmonella* sp y *Shigella* sp., Xilosa Lysina Desoxicolato Agar (X.L.D. Agar, CM0469 OXOID) y Salmonella-Shigella Agar (S.S Agar, CM0099 OXOID). En la Figura 3.27 se observa la preparación de los medios bajo campana de extracción y el proceso de plaqueo en una Cabina de Bioseguridad para mantener las condiciones de esterilidad necesarias. Una vez

inoculadas las placas se incubaron de acuerdo con las recomendaciones (APHA 9260 Pathogenic bacteria B y E).

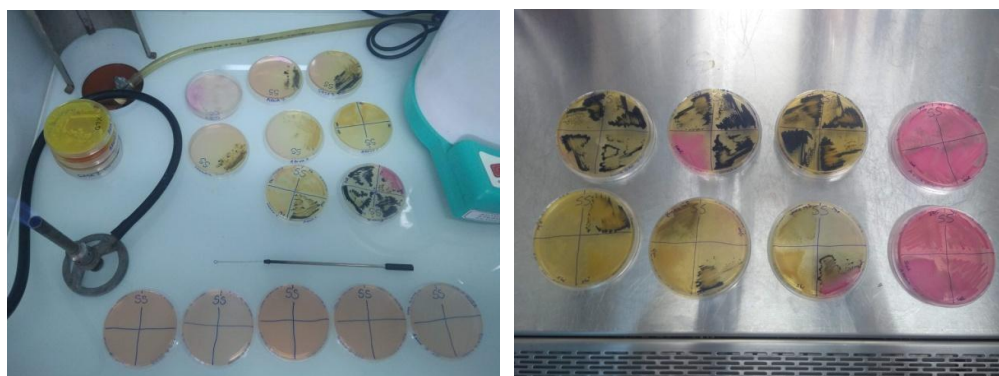
Luego de la incubación, las colonias sospechosas de pertenecer a los géneros *Salmonella* o *Shigella* se repicaron en nuevas placas con los mismos medios selectivos, para purificar las cepas y verificar sus características. En total se realizaron 32 aislamientos. Las colonias típicas de *Salmonella* sp. en el medio XLD son rojas con un precipitado negro y en el medio SS agar son transparentes con un precipitado negro. Las colonias típicas de *Shigella* sp. son iguales a las de *Salmonella* sp. para ambos medios, pero sin el precipitado negro. En las Figuras 3.28, 3.29 y 3.30 se pueden apreciar las sucesivas etapas de aislamiento mencionadas anteriormente.



**Figura 3.27.** Preparación de los medios selectivos (izq.) y plaqueo de los mismos en una cabina de bioseguridad (der.)



**Figura 3.28.** Colonias típicas en el medio selectivo S.S Agar de *Salmonella* sp. (izq.) y de *Shigella* sp. (der.).



**Figura 3.29.** Re-aislamiento de colonias típicas en los dos medios solidos selectivos.

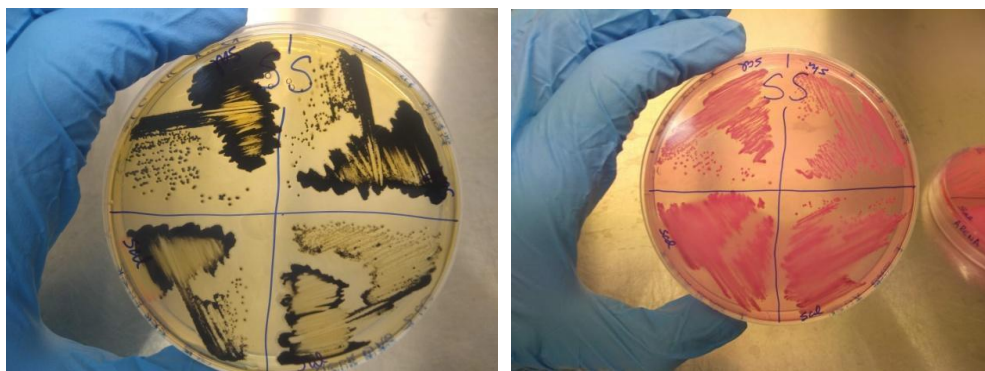


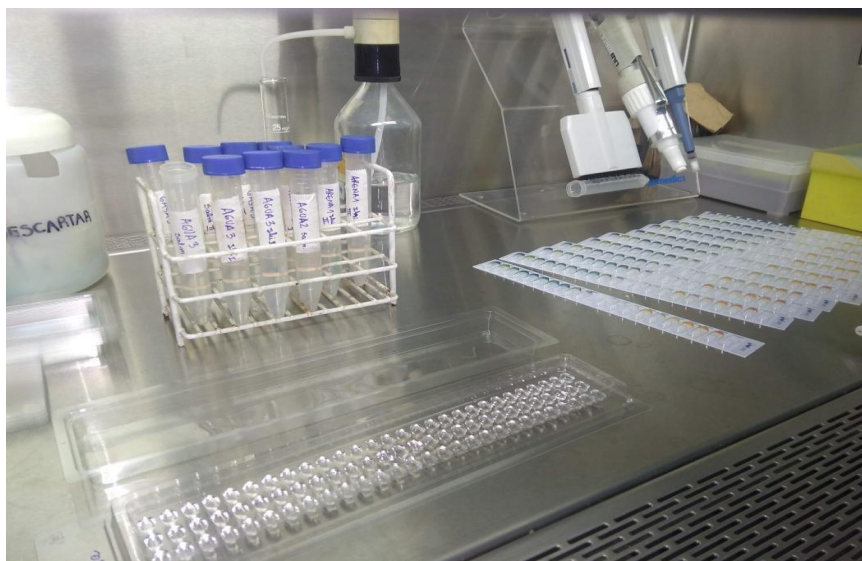
Figura 3.30. Re-aislamiento en S.S Agar de colonias típicas de *Salmonella* (izq.) y de *Shigella* (der.)

### Identificación

Los aislamientos que mantuvieron el aspecto típico de *Salmonella* sp. o *Shigella* sp. se sometieron a una identificación bioquímica mediante el sistema estandarizado API 20E (Biomerieux).

Para realizar la identificación, con cada cepa aislada se preparó una suspensión bacteriana, dispersando material de varias colonias en 5 ml de solución fisiológica. Con una pipeta Pasteur se sembró la suspensión bacteriana en cada uno de los 20 microtubos de la galería siguiendo las indicaciones del fabricante. Luego se cerraron y se incubaron a 37°C durante 24 horas.

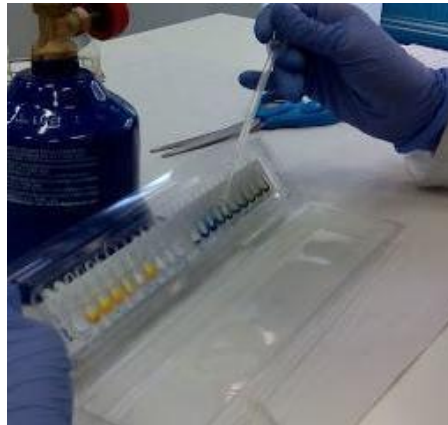
Se realizó la lectura observando cambios de color o revelando algunos ensayos con la adición de reactivos. Con los resultados positivos o negativos de cada prueba se obtuvieron los perfiles numéricos de 7 cifras de cada cepa que permiten identificarlas en la Tabla provista por el fabricante. Desde la Figura 3.31 a la Figura 3.36 se pueden observar paso a paso las etapas de este procedimiento desde la aclimatación de las galerías mediante una cámara húmeda hasta la obtención del código numérico que permite asignar un género específico a cada colonia aislada.



**Figura 3.31.** Identificación bioquímica mediante la técnica API 20E. Primer paso: Llenado de la cámara húmeda de la galería con agua destilada.



**Figura 3.32.** Preparación de la suspensión bacteriana a partir de la colonia típica seleccionada en los medios selectivos.



**Figura 3.33.** Agregado de la suspensión bacteriana en cada microtubo de la galería.



Figura 3.34. Galerías luego de su incubación

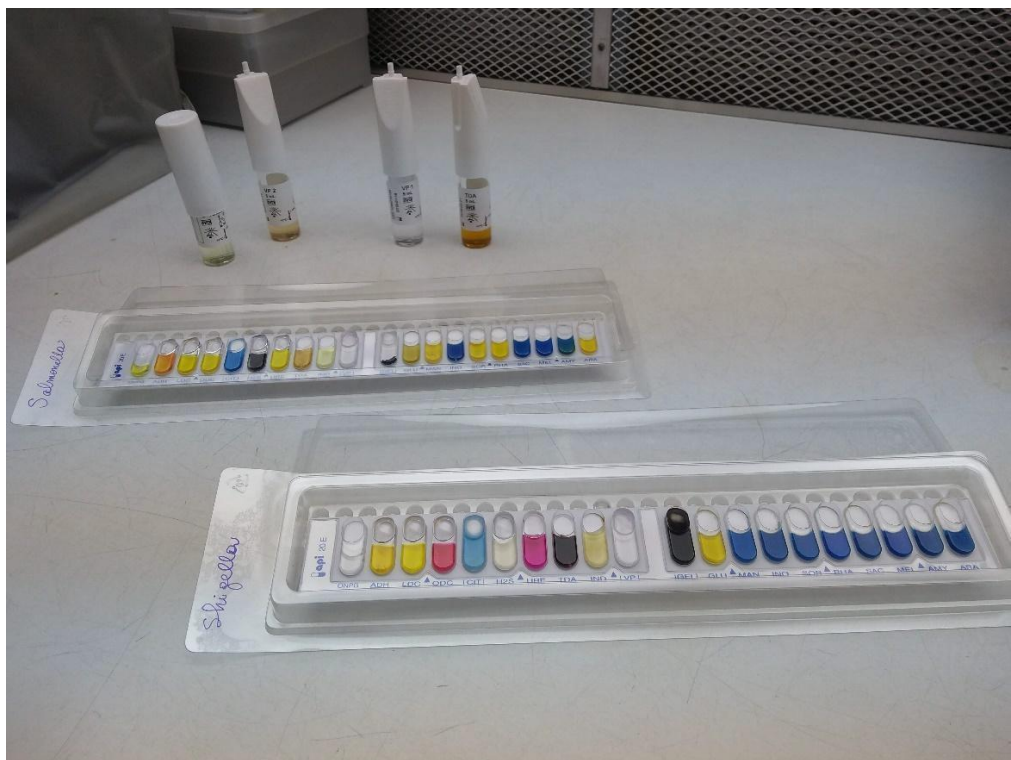


Figura 3.35. Reactivos utilizados para la revelación de los ensayos específicos de las galerías de pruebas bioquímicas.



**Figura 3.36.** Observación de resultados y asignación de las especies detectadas mediante el código numérico obtenido.

### 3.3.4 Bacterias indicadoras de contaminación fecal sobre microplásticos (MPs)

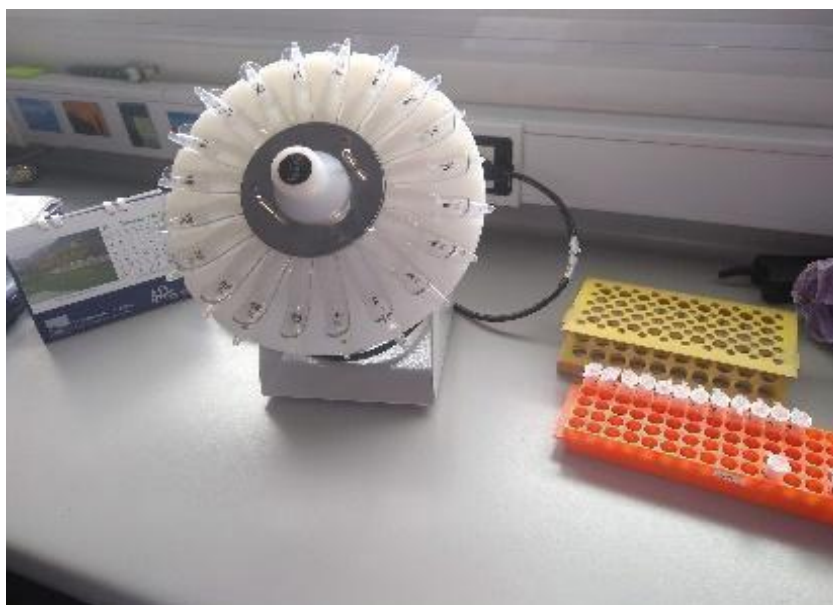
Los tubos eppendorf con los MPs colectados en las playas (Figura 3.37), se colocaron en un agitador rotativo (Vicking mod.6006) con 20 posiciones. Se mantuvieron en agitación constante durante 30 minutos para dispersar las bacterias adheridas a los MPs (Figura 3.38).

Luego de homogeneizar cada suspensión en un Vortex, se sembraron 200  $\mu$ l del líquido sobrenadante en un pocillo de una placa de microtitulación de 96 pocillos (“Corning Incorporated” Costar, USA), estéril, conteniendo medio de cultivo específico para *E. coli* (UNE EN ISO 9308-3) y 200  $\mu$ l a un pocillo de una placa con medio de cultivo para enterococos (UNE EN ISO 7899-1), con una micropipeta multicanal (“Biohit Proline” 8 channel pipettor 50-300ul). Cada pocillo se rotuló en la tapa de la microplaca con un número correspondiente a cada microplástico previo su inoculación (Figura 3.39 a y b).

Las placas se incubaron a 44°C por 48 a 72hs y luego se observaron bajo luz UV de 266 nm (Figura 3.40). Se registraron los pocillos positivos y negativos, según tuvieran fluorescencia o no. Los resultados se calcularon como número de MPs positivos/número de MPs totales (32 MPs) para cada sitio y se expresaron como porcentajes. Luego de realizar los análisis bacteriológicos, cada microplástico se observó cuidadosamente con lupa y se registró su tipo de composición (pellet, fragmento o fibra) así como su color, tamaño clasificándolos según las categorías más ampliamente utilizadas (Rezania et al., 2018).



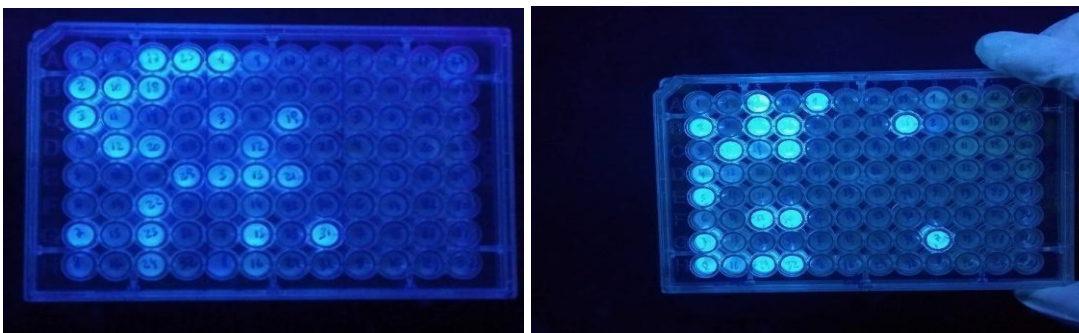
**Figura 3.37.** Tubos eppendorf rotulados con los microplásticos colectados en las playas



**Figura 3.38.** Agitador rotativo.



**Figura 3.39.** a) Placas de microtitulación con el medio de cultivo específico para *E. coli* (arriba) y enterococos (abajo) b) Incorporación del líquido sobrenadante al pocillo correspondiente a cada microplástico



**Figura 3.40.** Lectura de resultados bajo luz UV. Pocillos con fluorescencia (positivos) y pocillos sin fluorescencia (negativos).

### 3.4 Ensayos de supervivencia

Con el objetivo de conocer la supervivencia de las bacterias indicadoras de contaminación fecal o la tasa de decaimiento de su concentración en el tiempo, tanto en el agua como en la arena, se realizaron en el laboratorio algunos experimentos preliminares y luego se realizaron ensayos específicos para cada matriz.

Los microorganismos indicadores elegidos en los experimentos de supervivencia fueron *E. coli* y coliformes fecales. Los recuentos se realizaron por recuento en placa con filtro de membrana y medio cromogénico Chromagar CCA (UNE-EN ISO 9308-1) (sección 3.3.1.2). Los resultados se expresaron en UFC/mL o g.

En ambos experimentos las condiciones ambientales del laboratorio se mantuvieron con un fotoperíodo natural y una temperatura controlada de 20°C (+- 2 °C).

#### 3.4.1 Ensayos preliminares de supervivencia en el agua y en la arena

Se tomaron muestras de agua y de arena de la playa BAG y en el laboratorio se hicieron recuentos *E.coli* y enterococos en ambas matrices mediante la técnica del Número Más Probable miniaturizado (NMPm) hasta que los valores de los recuentos llegaron a ser menores que el valor mínimo detectado por la técnica. Luego se armaron dos mesocosmos en vasos de precipitados de 1L, esterilizados. En cada uno se colocaron 200 gr de arena. A uno se le agregaron 400 ml de agua del Río sin tratamiento y al otro una cantidad igual de agua del Río esterilizada. Una vez armados se realizó una mezcla vigorosa del agua y la arena con una varilla de vidrio estéril.

Se dejó decantar la arena por 40 minutos y se tomaron muestras de 4 mL del agua sobrenadante con jeringas plásticas estériles (T0). Esta etapa tuvo una duración de 42 hs y se realizaron recuentos cuatro veces, a las 0, 18, 24 y 42 horas.

Para una mejor interpretación de los datos obtenidos en el agua de los ensayos preliminares, se realizó un cálculo estadístico. La tasa de decaimiento exponencial ( $r$ ) o “decay rate” contabiliza la disminución poblacional de los organismos dentro de cada tratamiento mediante una fórmula que relaciona el logaritmo natural de los recuentos en cada tiempo de medición ( $r = [\ln(Nt) -$

$\ln(N_0)/t$ ;  $N_t = \text{Log}10$  (CFU/100ml o gr)). Esto permitió establecer diferencias entre tratamientos y entre los organismos indicadores estudiados.

Cuando los recuentos en el agua de ambos mesocosmos se encontraron por debajo del valor mínimo de detección (20 NMP/100 mL), se comenzó a evaluar la contaminación de la arena sumergida, tomando muestras de unos 10 gramos de sedimento, con una jeringa estéril sin punta. Esta segunda etapa tuvo una duración total de 32 días en los que se realizaron recuentos cuatro veces, a los 7, 14, 24 y 32 días.

A partir de los resultados de la experiencia anterior, se realizaron otros experimentos focalizados en conocer la supervivencia de los organismos indicadores en el agua (sin contacto con la arena) y en la arena bajo distintas condiciones de humedad.

Para ello se colectaron en la playa BAG, 10 L del agua litoral y 10 kg de arena de los 5 cm superficiales. Las muestras se trasladaron refrigeradas al laboratorio y el mismo día se armaron los experimentos.

### **3.4.2 Supervivencia de organismos indicadores en el agua y en arena ante distintas condiciones de humedad**

#### Ensayos de supervivencia en el agua

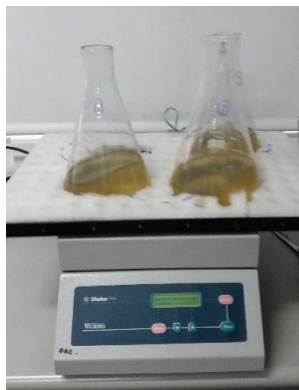
Para los ensayos en la matriz Agua, se definió como Mesocosmos de Agua (M.A), un conjunto de 3 frascos erlenmeyer de 1 Lt, con 500 ml de agua del Río, que se mantuvieron en agitación a 120 rpm sobre un agitador orbital. Se tomaron muestras por triplicado, una por cada erlenmeyer, en cada fecha de muestreo. Se tomaron con una pipeta automática y se filtraron directamente. La muestra para obtener el recuento inicial se realizó a los 30 minutos de terminar el montaje de los 3 mesocosmos. Los siguientes muestreos se realizaron diariamente durante los primeros 4 días y luego una vez por semana, hasta obtener recuentos negativos. En total el experimento tuvo una duración de 15 días.

#### Ensayos de supervivencia en la arena

Estos ensayos se realizaron en dos cubetas plásticas de 25x30x8 cm (ancho, largo y alto respectivamente) que se llenaron con arena hasta lograr un espesor de 5 cm. A una de ellas se le agregó agua del río recién colectada, hasta cubrir la superficie de la arena con 1-2 cm. Para mantener la arena saturada, durante el experimento se le fue agregando agua del río sin bacterias. Este agregado de agua se realizó con cuidado de no resuspender la capa más superficial de la arena. A esta cubeta se la denominó Mesocosmos Húmedo (M.H). A la otra cubeta se la denominó Mesocosmos Seco (M.S) y no se le agregó más agua que la que trajo inicialmente con la arena, de manera que la superficie de la arena se fue secando naturalmente hasta la finalización del experimento. En las Figuras 3.41 y 3.42 se pueden observar los mesocosmos montados y listos para realizar las primeras extracciones.

En cada fecha de muestreo, se realizaron tres extracciones de cada mesocosmos con jeringas plásticas estériles, de 10 mL, sin punta. Las muestras de arena sumergida se tomaron con cuidado de no incluir el agua sobrenadante. Se realizó una suspensión de 5 gr de muestra en 25 ml de solución dispersante de hexametáfosfato de sodio 0,1% en tubos Falcon de 50 mL. La mezcla se agitó durante 30 minutos, se dejó decantar por unos minutos y se filtró una alícuota del sobrenadante.

En cada fecha se registró el contenido de materia orgánica y el porcentaje de humedad de las muestras. Para esto se siguieron los procedimientos que se detallan en la sección 3.3.2.



**Figura 3.41.** Mesocosmos de Agua (M.A) sobre la plataforma oscilante



**Figura 3.42.** Mesocosmos de arena: M.H (izq.) y M.S (der.)

### 3.5 Análisis de la información. Herramientas estadísticas

Para determinar las diferencias entre los 8 sitios estudiados, se realizaron análisis de la varianza (ANOVA) de una vía para todos los parámetros estudiados (recuentos microbiológicos, parámetros fisicoquímicos, contenido de materia orgánica y variables ambientales). En el caso de los recuentos microbiológicos primero se transformaron los datos a  $\log(x+1)$  para garantizar la normalidad, que se evaluó mediante la prueba de Shapiro-Wilk (Shapiro y Wilk, 1965). La homogeneidad de la varianza se comprobó mediante la prueba C de Cochran (Cochran, 1951). Se utilizó la prueba LSD de Fisher con el 95% de significancia como post-hoc para aquellas variables que mostraron diferencias significativas.

Las comparaciones entre la abundancia de bacterias en la arena y en el agua de cada microorganismo indicador se realizaron mediante un test de t.

Para determinar la relación entre los factores físico-químicos del agua con los recuentos bacteriológicos y otros datos obtenidos se realizó primero un Análisis Multivariado de Componentes Principales (PCA) y luego, a partir de las observaciones en dicho análisis se calculó el coeficiente de Correlación de Pearson (r) para estimar la relación entre las variables. Los recuentos de bacterias en el agua se relacionaron con la distancia a la descarga más cercana, con los datos meteorológicos y con la altura de la marea; mientras que los recuentos en la arena se relacionaron con la distancia a la descarga más cercana, con los datos meteorológicos, con la altura de la marea, el porcentaje de materia orgánica y el contenido de humedad. Todos los análisis estadísticos se realizaron usando el programa Statgraphics Centurión XVII.

## 4. RESULTADOS

### 4.1 Estado sanitario de las playas

#### 4.1.1 Calidad del Agua

Los resultados de los recuentos mostraron valores máximos de 250.000 NMP/100mL y mínimos por debajo del nivel detectable de la técnica (<20 NMP/100 mL). En la Tabla 4.1 se muestran los valores máximos, mínimos y el promedio de los recuentos de ambos indicadores en el agua de cada playa. De los ocho sitios estudiados, en general MAG, PL y LB presentaron los recuentos más bajos y las playas BERN, BERA y BAG los más altos.

**Tabla 4.1.** Máximos, mínimos y promedio de los recuentos en el agua (NMP/100ml) de los microorganismos indicadores *E.coli* (arriba) y Enterococos (abajo) en las ocho playas.

<i>E. coli</i>			
AGUA			
	MAX	MIN	PROMEDIO
<b>BERN</b>	2794	20	1363
<b>QUIL</b>	6292	20	1634
<b>BERA</b>	38494	82	5877
<b>HUDS</b>	7848	20	1640
<b>PL</b>	2443	20	462
<b>BAG</b>	248462	82	74154
<b>LB</b>	15686	20	1439
<b>MAG</b>	1175	20	206

Enterococos			
AGUA			
	MAX	MIN	PROMEDIO
<b>BERN</b>	2016	20	633
<b>QUIL</b>	1898	20	349
<b>BERA</b>	12029	20	1664
<b>HUDS</b>	15686	20	1260
<b>PL</b>	1459	20	256
<b>BAG</b>	138629	126	26963
<b>LB</b>	2233	20	280
<b>MAG</b>	241	20	76

Teniendo en cuenta el número de muestras no aptas para el uso recreacional del agua sobre el total de muestras analizadas, BAG, superó los niveles guía en todas las muestras según el indicador enterococos y en el 95% de las muestras en el caso de *E.coli* (Tabla 4.2). MAG fue la

playa que presentó el menor número de muestras No Aptas para el uso recreacional, con el 25% de las muestras para el indicador *E.coli* y el 33% para los enterococos.

**Tabla 4.2** Porcentaje de muestras que superaron los límites propuestos según la Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación para el uso de aguas recreacionales.

<b>Muestras <u>No Aptas</u> para el uso Recreacional</b>		
	<b><i>E.coli</i></b>	<b>Enterococos</b>
<b>BERN</b>	87%	75%
<b>QUI</b>	76%	62%
<b>BERA</b>	82%	82%
<b>HUDS</b>	62%	67%
<b>PL</b>	52%	42%
<b>BAG</b>	95%	100%
<b>LB</b>	50%	53%
<b>MAG</b>	25%	33%

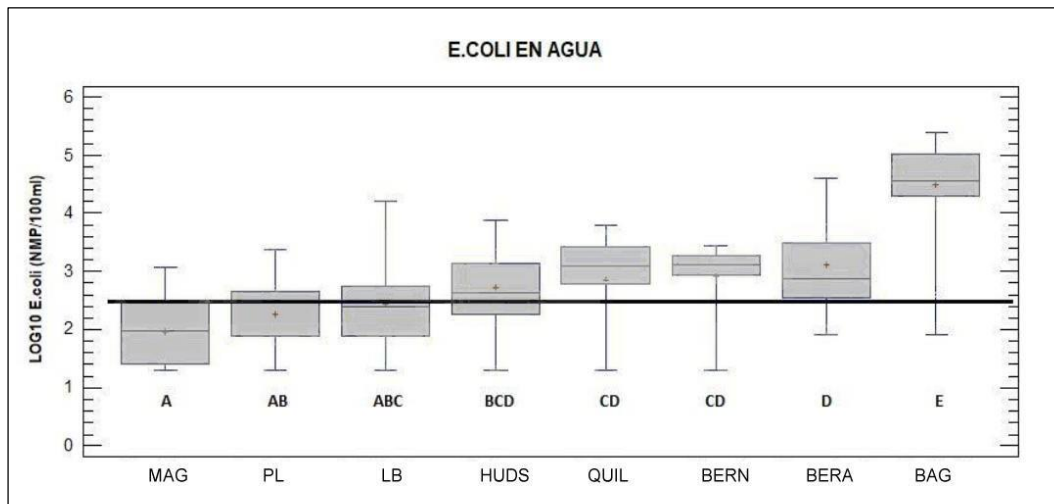
En los gráficos de ANOVA de una vía puede observarse el orden de las playas a medida que aumenta la concentración promedio de los indicadores en el agua y sobre cada caja la letra del grupo al que pertenece según el análisis. Las playas que comparten la misma letra no presentaron diferencias significativas entre sí y se consideran como grupos homogéneos.

En los gráficos del análisis del agua (Figuras 4.1 y 4.2) una línea horizontal atraviesa todo el gráfico marcando el valor que corresponde al límite máximo permitido para el uso recreativo del agua con contacto directo en muestras tomadas de manera aislada según la Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación (293 bacterias/100ml para *E.coli* y 77 bacterias/100ml para los enterococos). Este valor se obtiene a partir del límite de confianza superior de 126 y 33 bact/100ml que corresponden a los valores guía establecidos para 5 muestras tomadas dentro de un lapso de 30 días.

Indicador *E.coli* en el agua

Se encontraron diferencias significativas entre las ocho playas con el 95% de nivel de significancia ( $p < 0,0001$ ,  $F = 21,14$ ). El test a posteriori de Fisher o mínima diferencia significativa “Least significant difference” (LSD) indicó que existen 5 grupos homogéneos (Figura 4.1) y que para este set de datos existen 15 pares de diferencias significativas entre las 8 playas con el 95% de nivel de significancia.

MAG se mostró significativamente diferente al resto de las playas presentando el menor grado de contaminación fecal aunque compartió un grupo homogéneo con las playas PL y LB. La única playa que se encontró significativamente diferente al resto sin compartir un grupo homogéneo con ninguna de las siete playas restantes fue BAG, presentando las mayores concentraciones de este indicador en el agua.

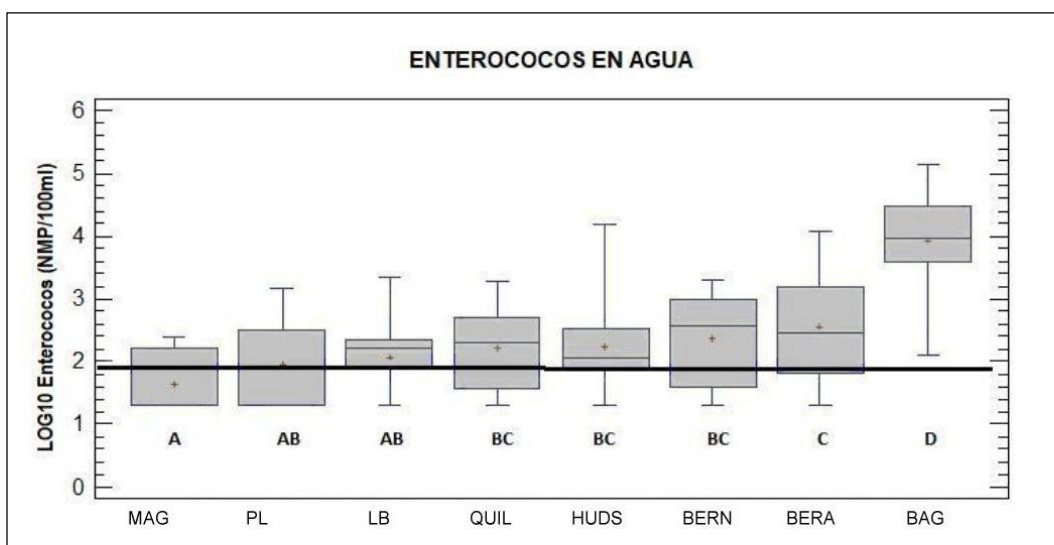


**Figura 4.1.** ANOVA de una vía para el NMP Log10 *E. coli*/100ml de agua. Se indica la mediana con una línea horizontal, la media con un signo +, los valores máximos y mínimos con bigotes y los grupos en la parte inferior de cada caja correspondiente a la playa. La línea horizontal que atraviesa todo el gráfico indica el valor del nivel guía para el uso recreacional.

#### Indicador Enterococos en el agua

El análisis demostró que existen diferencias significativas entre las 8 playas con el 95% de nivel de significancia ( $p < 0,0001$ ,  $F = 18,04$ ). El número de observaciones en los que se basó este análisis fueron 125. El test a posteriori de Fisher o mínima diferencia significativa (LSD) indicó que existen 4 grupos homogéneos (Figura 4.2) y que para este set de datos existen 13 pares de diferencias significativas entre las 8 playas.

MAG presentó el menor grado de contaminación fecal y compartió un grupo homogéneo con PL y LB. Al igual que con el indicador *E. coli*, la única playa que se encontró significativamente diferente al resto de las 7 playas constituyendo un único grupo homogéneo fue BAG, que presentó las mayores concentraciones de este indicador en el agua.



**Figura 4.2.** ANOVA de una vía para el NMP Log10 Enterococos/100ml de agua. Se indica la mediana con una línea horizontal, la media con un signo +, los valores máximos y mínimos con bigotes y los grupos en la parte inferior de cada caja correspondiente a una playa. La línea horizontal que atraviesa todo el gráfico indica el valor del nivel guía para el uso recreacional.

**4.1.2 Calidad de la arena**

Los resultados de los recuentos mostraron valores máximos de 225.000 NMP/100g y mínimos por debajo del nivel detectable de la técnica (<20 NMP/100 g) aunque éstos fueron menos frecuentes que en el agua para ambos indicadores.

Los valores obtenidos en las muestras de arena se expresaron en número de bacterias/100gramos de peso seco. En la Tabla 4.3 se muestran los valores máximos, mínimos y el promedio de los recuentos de ambos indicadores en la arena de cada playa.

Las abundancias más altas se encontraron en BAG con niveles máximos de 225.000 bacterias/100gr para *E.coli* y de 84.000 bacterias/100g para los enterococos. A este sitio le siguieron las playas BERA para el indicador *E.coli* con 114.000 bact/100gr y HUDS en el caso de los enterococos con 76.000 bact/100gr.

Al igual que en el agua, las menores densidades bacterianas en la arena correspondieron a los sitios MAG, PL y LB encontrando en todas ellas desde valores mínimos no detectables por la técnica (menor a 20 bacterias/100gr) hasta valores máximos de 22.000 NMPE.coli/100gr y de 3.000 NMP enterococos/100gr, ambos en PL.

**Tabla 4.3.** Máximos, mínimos y promedio de los recuentos en la arena (NMP/100gr) de los microorganismos indicadores *E.coli* (arriba) y Enterococos (abajo) en las ocho playas.

<i>E. coli</i>			
ARENA			
	MAX	MIN	PROMEDIO
<b>BERN</b>	32395	3026	16927
<b>QUIL</b>	27526	2143	12382
<b>BERA</b>	114051	1613	23958
<b>HUDS</b>	48624	409	6205
<b>PL</b>	22205	20	2347
<b>BAG</b>	225950	1392	39184
<b>LB</b>	9673	20	1629
<b>MAG</b>	5006	20	641

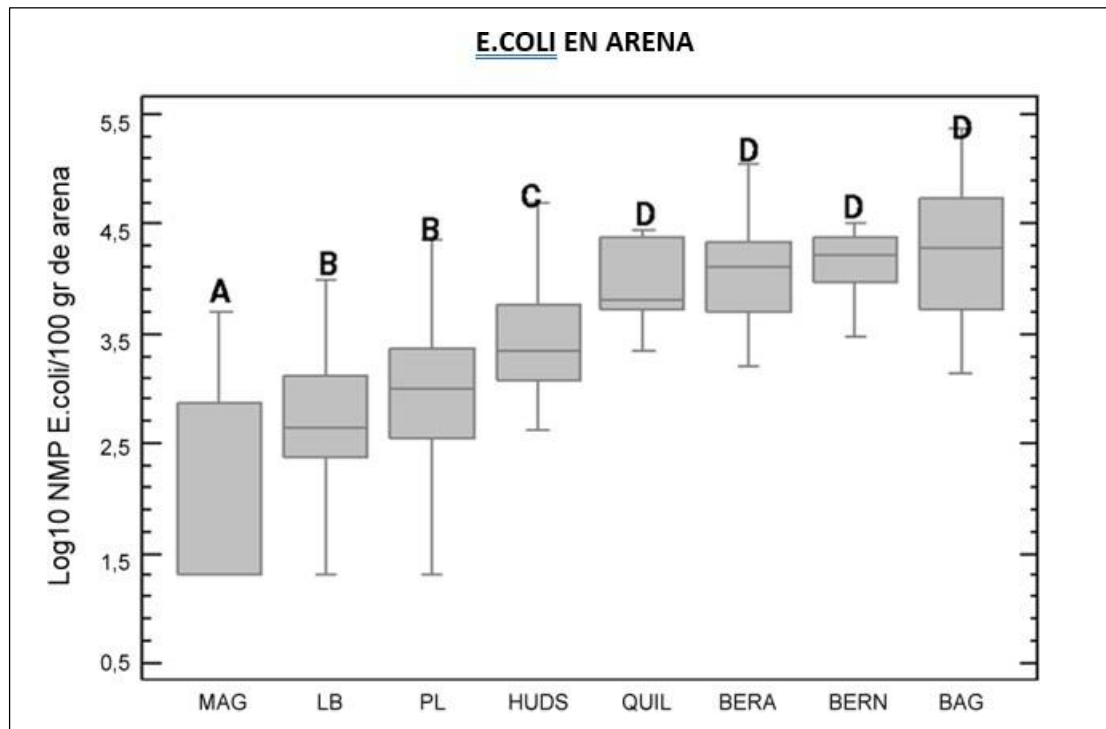
<b>Enterococcus</b>			
<b>ARENA</b>			
	<b>MAX</b>	<b>MIN</b>	<b>PROMEDIO</b>
<b>BERN</b>	29264	247	8304
<b>QUIL</b>	16382	20	4020
<b>BERA</b>	5286	508	2364
<b>HUDS</b>	76350	20	5762
<b>PL</b>	3367	20	631
<b>BAG</b>	84083	519	15096
<b>LB</b>	2180	20	717
<b>MAG</b>	2054	20	419

En los gráficos de ANOVA de una vía puede observarse el orden de las playas a medida que aumenta la concentración de los indicadores en el agua y sobre cada caja la letra del grupo al que pertenece según el análisis. Las playas que comparten la misma letra no presentaron diferencias significativas entre sí y se consideran como grupos homogéneos.

#### Indicador *E.coli* en la arena

En el ANOVA de una vía se encontraron diferencias significativas entre las playas con el 95% de nivel de significancia ( $p < 0,0001$ ,  $F = 25,54$ ). El test a posteriori (LSD) indicó que existen 4 grupos homogéneos (Figura 4.3) y que para este set de datos existen 21 pares de diferencias significativas entre las medias de las 8 playas.

MAG presentó el menor grado de contaminación fecal mientras que QUI, BERA, BERN y BAG presentaron el mayor grado conformando un grupo homogéneo significativamente distinto del resto de las playas.

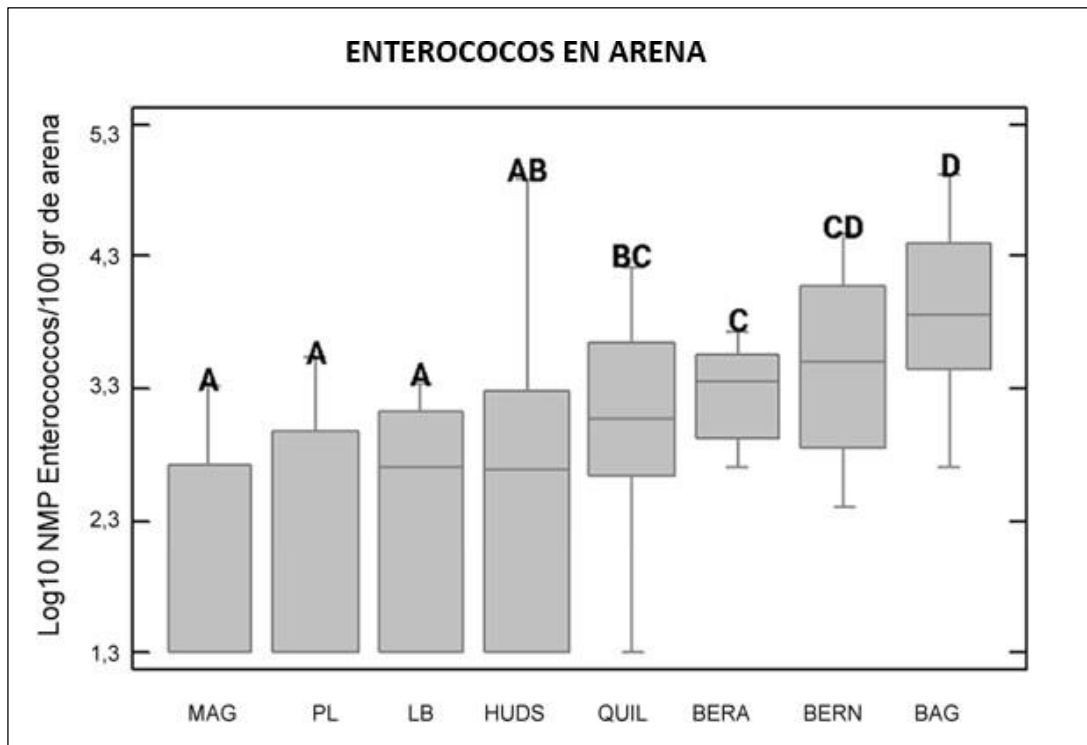


**Figura 4.3.** ANOVA de una vía para el NMP Log10 *E.coli*/100 gr de arena. Se indica la mediana con una línea horizontal, los valores máximos y mínimos con bigotes y los grupos en la parte superior de cada caja correspondiente la playa.

#### Indicador Enterococos en la arena

En este análisis se encontraron diferencias significativas entre las playas con el 95% de nivel de significancia ( $p < 0,0001$ ,  $F = 11,00$ ). El test a posteriori (LSD) indicó que existen 4 grupos homogéneos (Figura 4.4) con 17 diferencias significativas entre las medias de las 8 playas.

MAG presentó el menor grado de contaminación fecal, mientras que BER y BAG conformaron un grupo homogéneo significativamente distinto del resto de las playas presentando el mayor grado de contaminación.

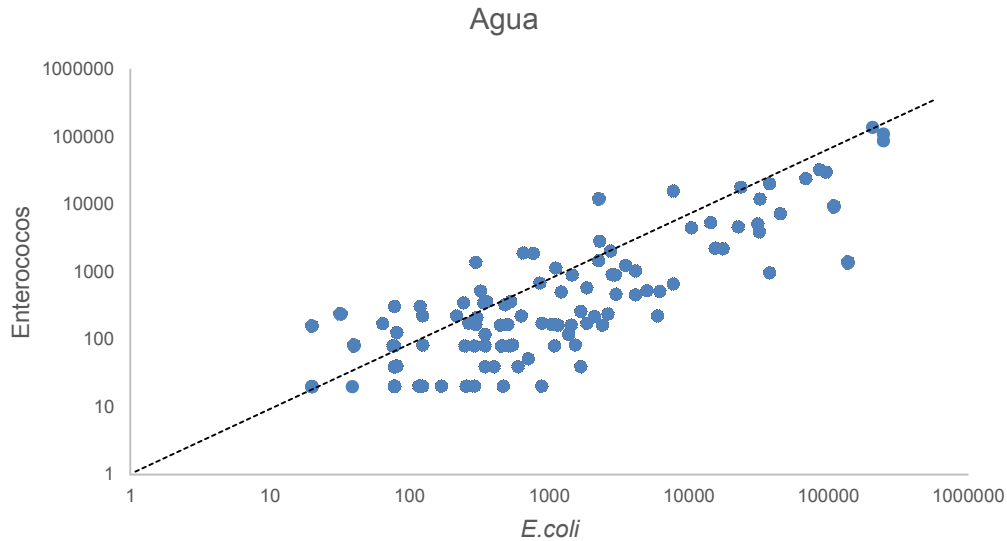


**Figura 4.4.** ANOVA de una vía para el NMP Log10 Enterococos/100 gr de arena. Se indica la mediana con una línea horizontal, los valores máximos y mínimos con bigotes y los grupos en la parte superior de cada caja correspondiente la playa.

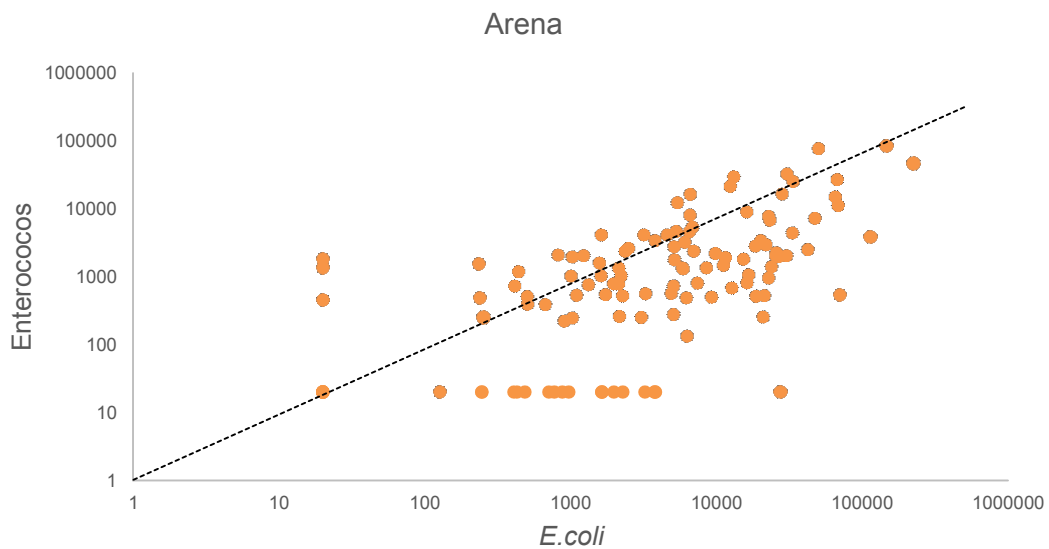
#### 4.1.3 Relaciones entre indicadores de agua y arena

Los recuentos bacterianos del agua se correlacionaron positivamente con los de la arena ( $p < 0,0001$ ). El coeficiente de Correlación de Pearson ( $r$ ) entre ambos indicadores fue significativo tanto en el agua ( $r = 0,86$ ) como en la arena ( $r = 0,68$ ).

En los gráficos 4.5 y 4.6 se puede ver que en las muestras de agua y en las de arena, la numerosidad siempre es algo mayor para *E coli* que para los enterococos y que la distribución fue similar.



**Figura 4.5.** Abundancia de Enterococcos y *E.coli* en las muestras de agua (NMP/100ml). Cada punto representa la intersección entre el valor de *E.coli* (eje x) y el de enterococcos (eje y) para la misma muestra.

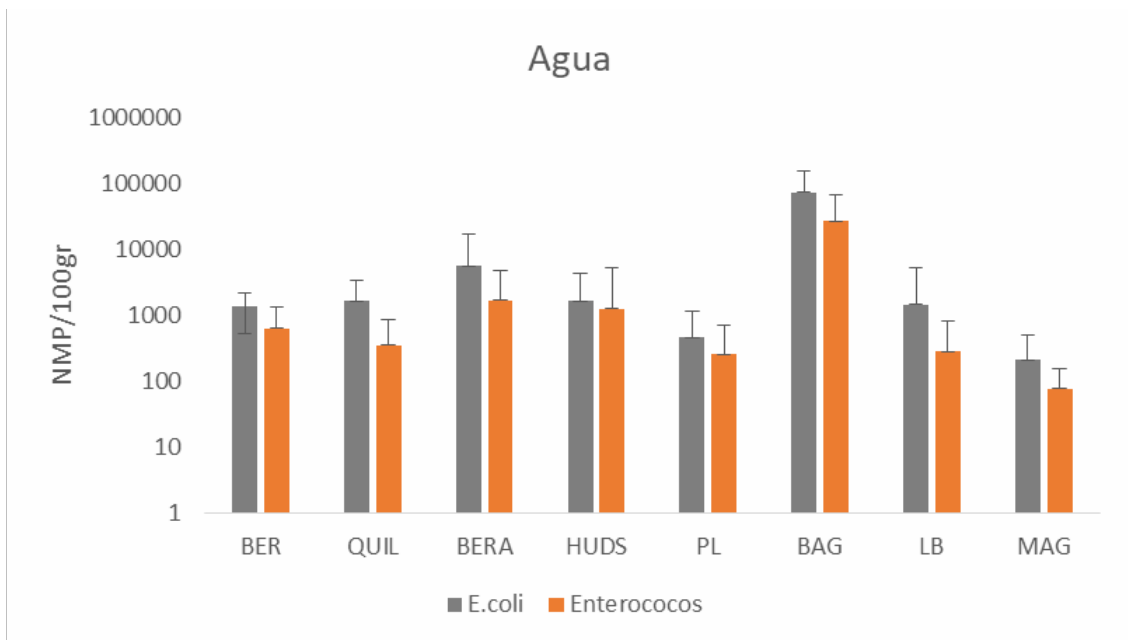


**Figura 4.6.** Abundancia de Enterococcos y *E.coli* en las muestras de arena (NMP/100gr). Cada punto representa la intersección entre el valor de *E.coli* (eje x) y el de enterococcos (eje y) para la misma muestra.

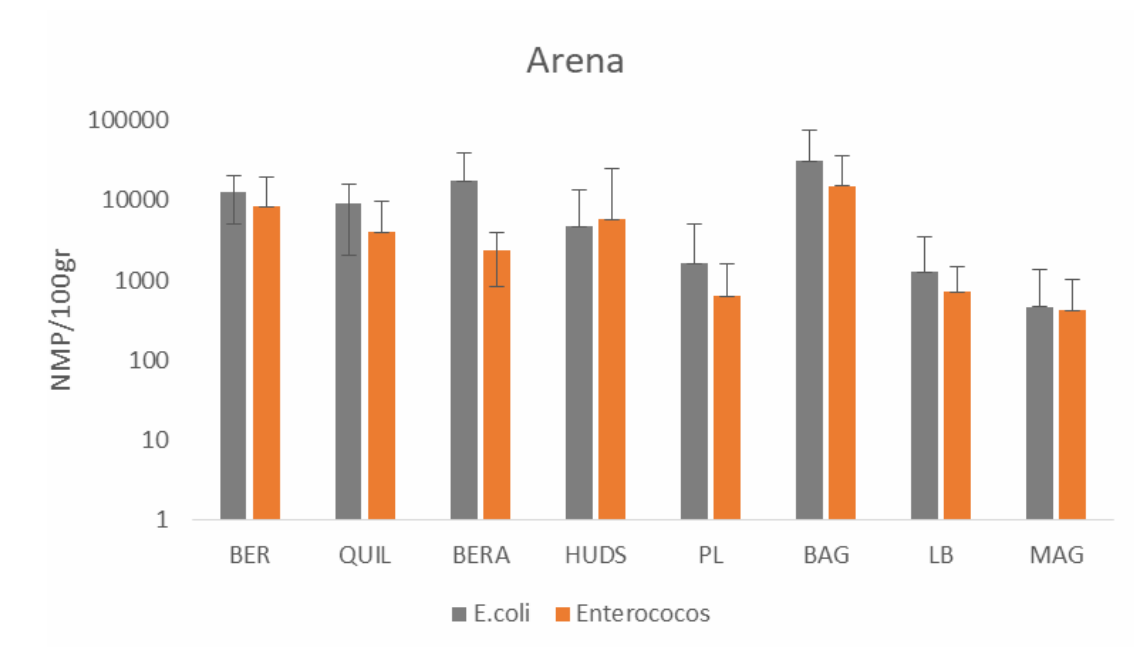
La comparación entre las abundancias de ambos indicadores en una misma muestra fue evaluada estadísticamente mediante la prueba de “t de Student”. El análisis demostró que *E.coli* fue significativamente más abundante que enterococcos ( $p < 0,05$ ) tanto en el agua ( $t = 3,65$ ) como en la arena ( $t = 4,54$ ).

En el caso del agua, el 86% de las muestras que se analizaron para ambos indicadores, presentaron recuentos del indicador *E.coli* más elevados que los de enterococcos, mientras que en la arena, este porcentaje fue del 84%. La playa HUDS fue la única que no presentó esta

proporción en los valores promedio y sólo ocurrió en el caso de la arena. Estos resultados pueden observarse en las Figuras 4.7 y 4.8.



**Figura 4.7.** Valores del recuento (NMP/100ml) del indicador *E.coli* (gris) y Enterococos (amarillo) en el agua



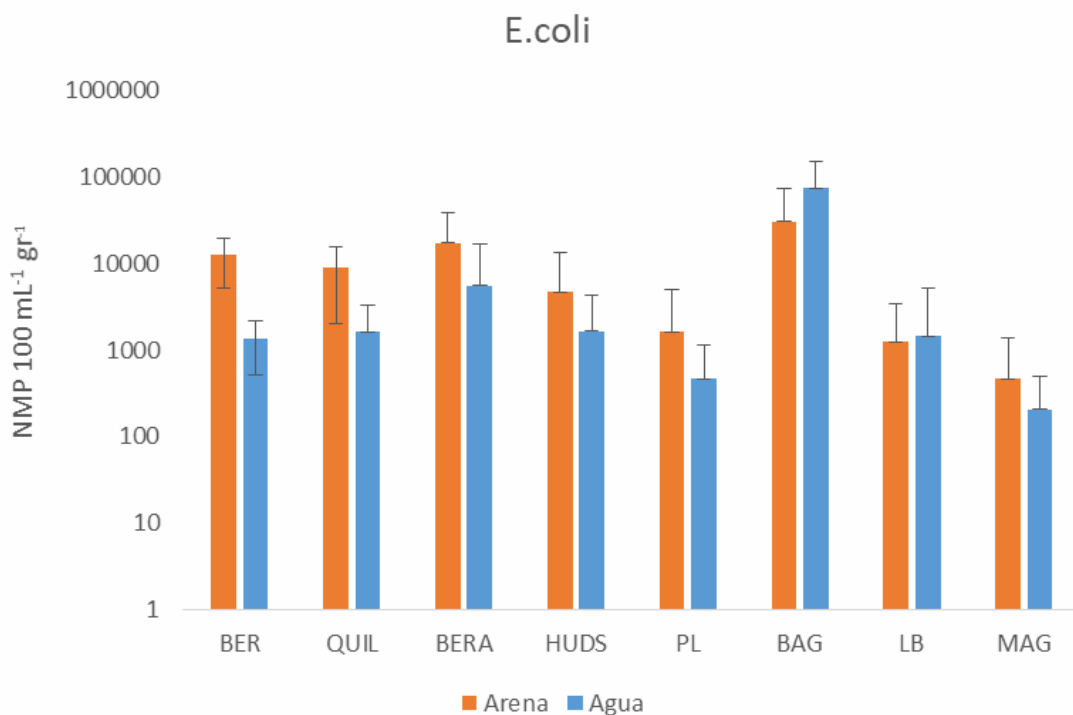
**Figura 4.8.** Valores del recuento (NMP/100gr) del indicador *E.coli* (gris) y Enterococos (amarillo) en la arena

#### 4.1.4 Relación entre la abundancia de indicadores en el agua y en la arena

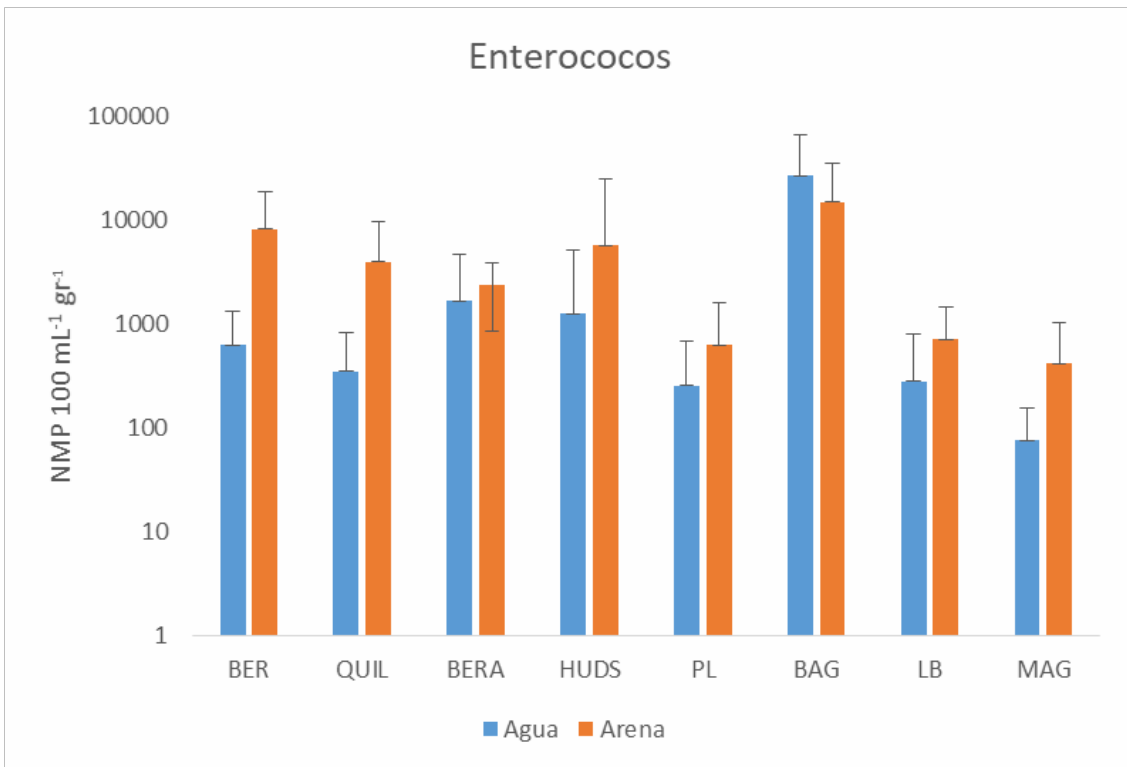
Los recuentos bacterianos de la arena se correlacionaron con los del agua en todas las playas ( $p < 0,0001$ ), sin embargo, la cantidad de bacterias encontradas en 100 gr de arena generalmente excedió a la encontrada en 100 ml de agua de la misma playa.

Este fenómeno se observó en todas las playas menos en BAG, donde el número de indicadores en el agua superaron a los encontrados en la arena en la mayoría de los muestreos realizados (75% para el indicador *E.coli* y 53% para los enterococos).

En cambio para el resto de las siete playas la abundancia de organismos indicadores fue más elevada en 100 gramos de arena seca que en 100 ml de agua en el 73% de los muestreos para el indicador *E.coli* y en el 71% para los enterococos.



**Figura 4.9.** Abundancia del número de *E.coli* (NMP) en 100 ml de agua (azul) y en 100 gr de arena (naranja).



**Figura 4.10.** Abundancia del número de Enterococos (NMP) en 100 ml de agua (azul) y en 100 gr de arena (naranja).

Esta comparación entre la abundancia de los indicadores presentes en 100 ml de agua y en 100 gramos de arena, se evaluó estadísticamente mediante la prueba de “t de Student”. Este análisis mostró diferencias significativas con un 95% de significancia entre ambos tratamientos tanto para el indicador *E.coli* ( $t = 3,9823$ ,  $p < 0,0001$ ) como para los enterococos ( $t = 3,0950$ ,  $p = 0,002$ ).

**4.1.5 Características de la arena en los muestreos de calidad de las playas**

Contenido de humedad y de materia orgánica

El porcentaje de humedad registrado en un total de 133 muestras varió entre 19,07% y 30,46%. El promedio general de los datos de todas las playas fue 23.97%, con poca variabilidad (DE 2,18). En la tabla 4.4 se presentan los máximos, mínimos, el promedio y el desvío estándar para cada playa.

**Tabla 4.4.** Valores máximos, mínimos, el promedio y el desvío estándar de la humedad (%) de la arena para cada playa

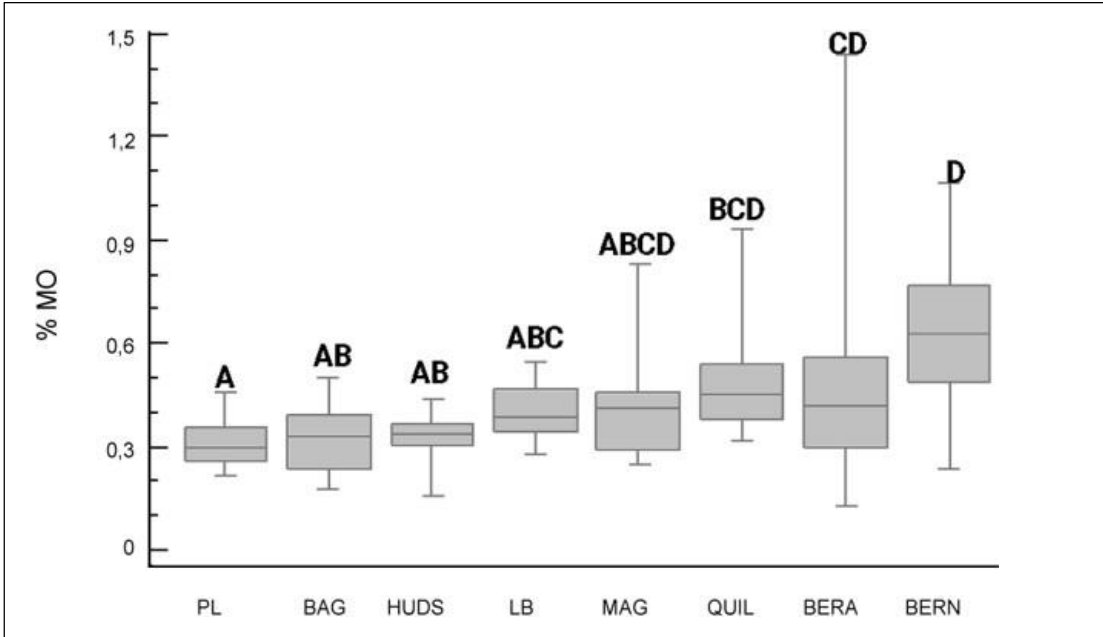
Humedad (%)				
	MAX	MIN	PROMEDIO	DESUDIO ESTANDAR
<b>BERN</b>	30,23	23,08	26,38	2,61
<b>QUIL</b>	27,56	23,3	24,9	1,22
<b>BERA</b>	26,67	22,38	24,18	1,29
<b>HUDES</b>	26,82	20,56	23,44	1,7
<b>PL</b>	28,2	20,97	23,31	1,64
<b>BAG</b>	26,01	19,07	22,3	1,7
<b>LB</b>	27,46	20,57	23,89	1,72
<b>MAG</b>	30,46	20,33	25,12	3,41

El contenido de materia orgánica registrados en un total de 77 muestras de arena varió entre 0.13% y 1.44%. El promedio de los datos de todas las playas fue 0.42 %, con poca variabilidad (DE 0,21). En la tabla 4. 5 se presentan los máximos, mínimos, el promedio y el desvío estándar para cada playa.

**Tabla 4.5.** Valores máximos, mínimos, el promedio y el desvío estándar de la materia orgánica (%) presente en la arena para cada playa.

Materia Orgánica (%)				
	MAX	MIN	PROMEDIO	DESUDIO ESTANDAR
<b>BERN</b>	1,07	0,24	0,64	0,25
<b>QUIL</b>	0,93	0,32	0,49	0,18
<b>BERA</b>	1,44	0,13	0,51	0,4
<b>HUDES</b>	0,44	0,16	0,33	0,08
<b>PL</b>	0,46	0,22	0,31	0,07
<b>BAG</b>	0,5	0,18	0,33	0,11
<b>LB</b>	0,55	0,28	0,4	0,09
<b>MAG</b>	0,83	0,25	0,46	0,21

Los resultados del ANOVA en el porcentaje de materia orgánica en la arena de las distintas playas muestra diferencias significativas entre los sitios ( $p=0,0071$ ,  $F=3.07$ ). En PL, BAG y HUDES los valores fueron los más bajos, mientras que en los tres sitios ubicados más al norte (QUIL, BERA y BERN) se presentaron las concentraciones más altas. El test *a posteriori* de Fisher o mínima diferencia significativa (LSD) indicó que existen 4 grupos homogéneos. En la Figura 4.11 puede observarse el orden de las playas a medida que aumenta el % de materia orgánica en la arena.



**Figura 4.11.** ANOVA de una vía para el % de materia orgánica presente en las muestras de arena

Los resultados de un análisis de correlación de Pearson (R) demostraron que ni el contenido de humedad ni el contenido de materia orgánica de la arena muestran una correlación significativa con las concentraciones de los indicadores bacterianos de contaminación fecal ( $p > 0,05$ ) cuantificados en las mismas muestras.

**Tabla 4.6.** Análisis de correlación entre los recuentos bacteriológicos de la arena (log NMP/100gr) y el contenido de humedad y de materia orgánica (%) presente en las muestras de arena

Análisis de Correlación de Pearson (R)			
		<i>E.coli</i>	Enterococcus
<b>Humedad de la arena (%)</b>	R	0,04	0,05
	P	0,68	0,62
<b>Materia orgánica de la arena (%)</b>	R	0,15	0,1
	P	0,19	0,4

Análisis granulométrico

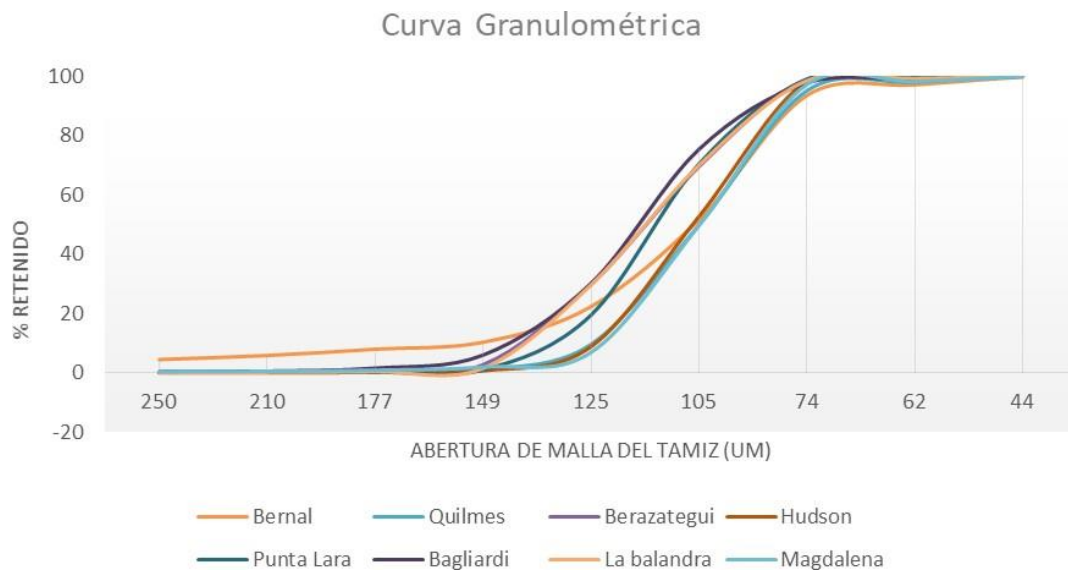
En los ensayos granulométricos preliminares realizados mediante el método de la pipeta quedó establecido que la arena que integra los 5 cm superficiales de las playas no presenta cantidades significativas de limos y arcillas (< al 1%), no presenta en absoluto material correspondiente a la arena gruesa y que las fracciones predominantes en todos los sitios muestreados fueron la arena fina y arena muy fina (95%).

Al aplicar el método de tamizado seco, se eligieron los tamices que separan todas las fracciones analizadas anteriormente, hasta la fracción de arena media (250  $\mu$ m).

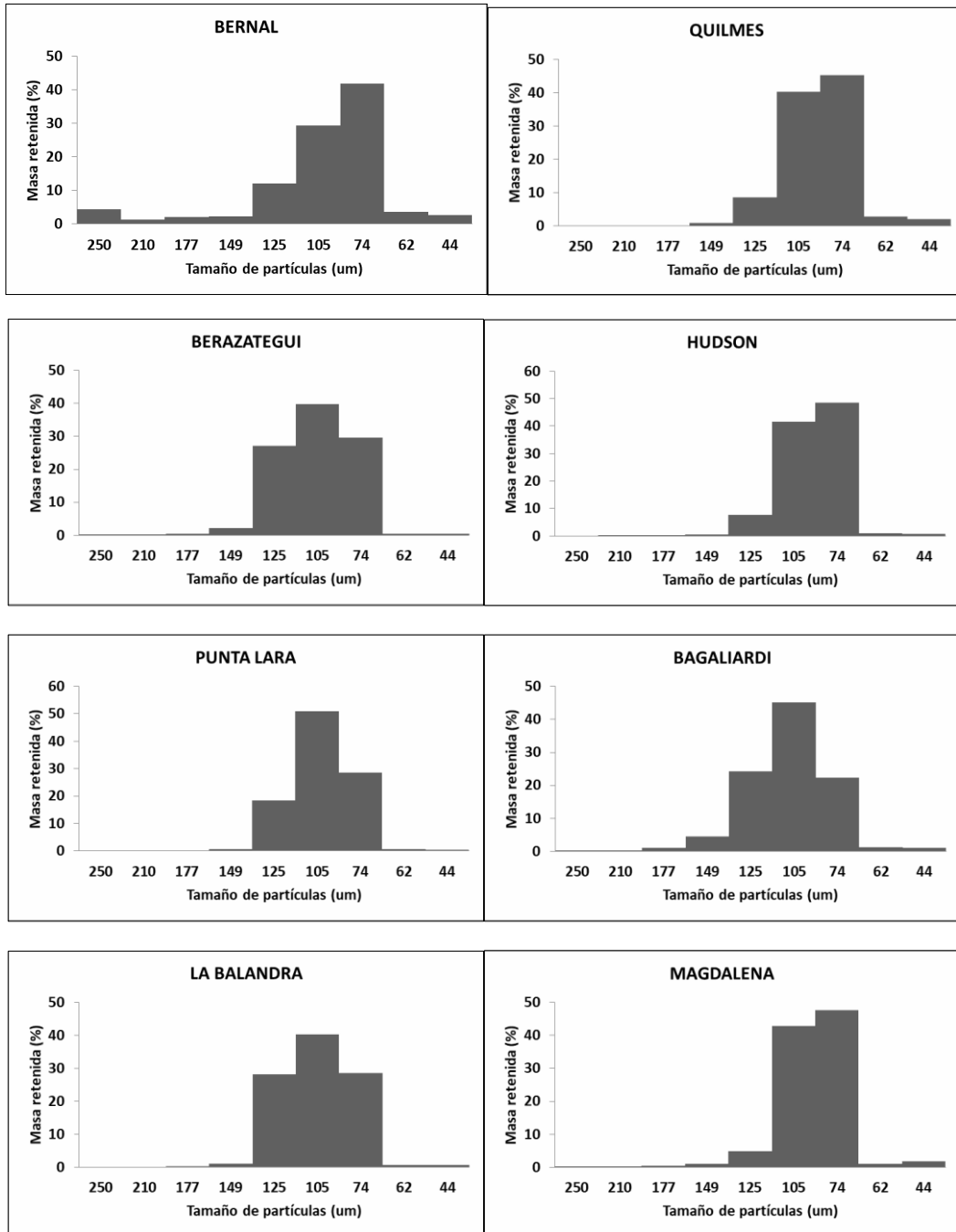
Con los promedios de las muestras por triplicado de cada playa se realizaron las curvas granulométricas de las 8 playas (Figura 4.12) en donde cada curva muestra el % del material

tamizado que pasa a través del tamiz de un determinado tamaño. En la Figura 4.12, se muestran los gráficos individuales para cada playa con la distribución del tamaño de las partículas de cada fracción analizada.

Las fracciones más grandes (250, 210 y 177 um) fueron en su mayoría fragmentos de conchas y representaron menos del 1% del total del material retenido, excepto en BERN donde representó el 8% del total. Asimismo, las fracciones más pequeñas (62 y 44 um) representaron entre el 0 y el 2% del material total de todos los sitios, excepto en BERN y QUIL donde representaron el 6,5% y el 5% del total, respectivamente. En todos los sitios las fracciones predominantes fueron la arena fina y arena muy fina, pertenecientes a tamaños de grano de 125 um (5-28%), 105 um (30-50%) y 74 um (29-30%). En la mayoría de las playas el sedimento comenzó a retenerse en el tamiz de 177 um y en todas las playas se retuvo material a partir del tamiz de 149 um. Solo en BERN y BAG se encontraron representadas todas las fracciones analizadas, pero en BERN se encontró una distribución más homogénea que en BAG (Fig. 4.13).



**Figura 4.12.** Curvas Granulométricas de los 8 sitios según el % del material retenido en cada tamiz (donde 250 um indica la fracción más gruesa de material y 44um la fracción más fina)



**Figura 4.13.** Distribución de las fracciones del material tamizado en cada playa. Las barras indican el % de la masa retenida en cada uno de los nueve tamices utilizados correspondientes a los tamaños de partículas (um) expresados en el eje x.

**4.1.6 Relación entre los microorganismos indicadores y las características del ambiente**

BAG fue el sitio que presentó los valores más bajos de pH y OD y los valores más altos de conductividad. Las concentraciones medias de OD indicaron subsaturación (<100 %) en los sitios BAG y LB, mientras que todos los demás sitios estaban sobresaturados en oxígeno. Se encontraron diferencias significativas entre los sitios estudiados para los parámetros pH (F=2,31, p<0,05), OD (F=2,71, p<0,05) y conductividad (F= 5,06, p<0,05). El pH, el OD y la conductividad se correlacionaron significativamente con por lo menos uno de los indicadores de contaminación fecal.

*4.1.6.1 Parámetros fisicoquímicos del agua*

Temperatura

Los muestreos realizados se distribuyeron a lo largo del año incluyendo las cuatro estaciones del año. La temperatura del agua varió entre valores mínimos de 7,95°C en el mes de julio y con un máximo extraordinario de 37,8 °C en enero. La temperatura general en cada playa puede observarse en la Tabla 4.7. En los análisis estadísticos de correlación de Pearson (r) realizado entre el número de bacterias indicadoras en el agua y la temperatura del agua, no se observó una correlación significativa en ninguna de las playas (p>0,05).

**Tabla 4.7.** Valores máximos, mínimos, promedio y desvío estándar de la temperatura del agua en cada playa.

<b>Temperatura del Agua (°C)</b>				
	<b>MAX</b>	<b>MIN</b>	<b>PROMEDIO</b>	<b>DESVIO ESTANDAR</b>
<b>BERN</b>	37,6	14,4	23	7,66
<b>QUIL</b>	36,28	13,05	25	6,93
<b>BERA</b>	36,3	10,5	25	7,47
<b>HUDS</b>	36,9	9,8	25	7,83
<b>PL</b>	37,8	12,48	25	7,65
<b>BAG</b>	37,6	13,5	23	6,11
<b>LB</b>	35,7	10,8	23	6,11
<b>MAG</b>	30,95	7,95	22	6,77

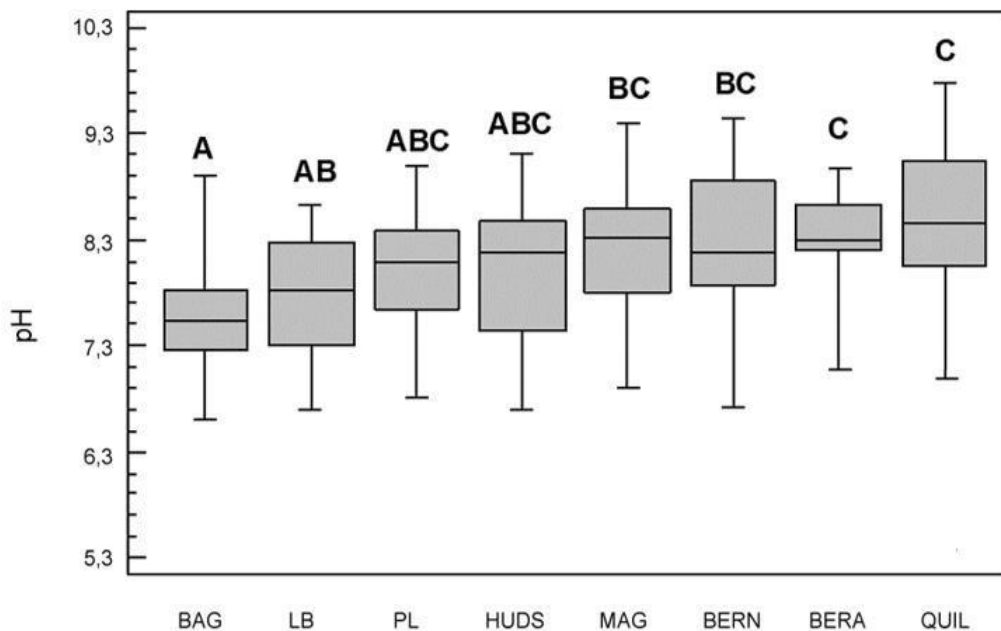
pH

Registraron valores de pH entre 6,60 en BAG y 9,79 en QUIL. Los valores promedio siempre fueron alcalinos en un rango entre 7,61 en BAG y 8,34 en QUIL y un promedio general de 8,05. Los datos generales de pH en cada playa pueden observarse en la Tabla 4.8.

En el análisis estadístico de ANOVA de una vía se encontraron diferencias significativas entre las ocho playas para el valor de pH del agua con el 95% de nivel de significancia ( $F=2,31$ ,  $p=0,031$ ). La Playa BAG presentó los valores más bajos de pH mostrando diferencias significativas con MAG, BERN, BERA y QUIL, siendo éstas dos últimas las que presentaron los valores más altos de pH en los muestreos realizados. El test a posteriori (LSD) agrupó a las ocho playas en 3 grupos homogéneos (Figura 4.14).

**Tabla 4.8.** Valores máximos y mínimos, el promedio y el desvío estándar del pH del agua para cada playa

pH				
	MAX	MIN	PROMEDIO	DESVIO ESTANDAR
<b>BERN</b>	9,43	6,71	8,24	0,85
<b>QUIL</b>	9,79	6,6	8,42	0,6
<b>BERA</b>	9	7,1	8,3	0,47
<b>HUDS</b>	9,1	6,7	8,14	0,72
<b>PL</b>	9	6,8	8,01	0,55
<b>BAG</b>	8,9	6,6	7,61	0,6
<b>LB</b>	8,59	6,7	7,75	0,64
<b>MAG</b>	9,4	6,9	8,21	0,59



**Figura 4.14.** Las playas ordenadas de menor a mayor valor de pH del agua indicando en la parte superior de cada caja los grupos detectados por el análisis. Se indica la mediana con una línea horizontal, los valores máximos y mínimos con bigotes y los grupos detectados por el análisis en la parte superior de cada caja.

Oxígeno Disuelto

Los valores de saturación de oxígeno disuelto en el agua variaron entre mínimos de 28,57 % en julio en BAG y máximos de 242,47% en marzo en BERN (Tabla 4.9). Hay que destacar que el valor mínimo de 28% registrado en BAG fue excepcional, ya que en el resto de las playas los valores mínimos fueron de entre el 75 y el 98% de OD.

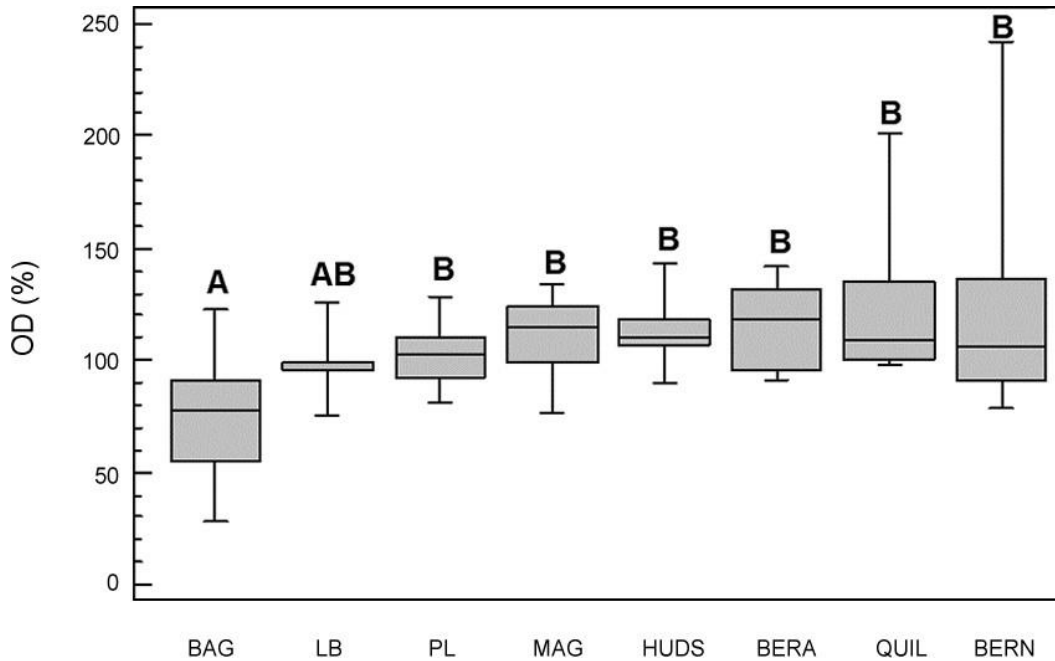
Los registros obtenidos en todas las playas mostraron un valor promedio de sobresaturación de oxígeno en el agua (106,38%). Sólo los valores promedio de las playas BAG y LB se encontraron por debajo del nivel de saturación de oxígeno (<100%). BERN y QUIL fueron las playas con mayor variación en el valor del OD en todos los muestreos realizados.

En el análisis estadístico de ANOVA de una vía se encontraron diferencias significativas entre las ocho playas en el valor de OD% del agua con el 95% de nivel de significancia ( $F=2,71$ ,  $p=0,0178$ ). El test a posteriori (LSD) indicó que existen 2 grupos homogéneos.

La playa BAG mostró tener los menores valores de OD% indicando diferencias significativas con el resto de las playas excepto con LB. Mientras que el resto de las playas no presentaron diferencias significativas entre ellas (Figura 4.15).

**Tabla 4.9.** Valores máximos y mínimos, el promedio y el desvío estándar del oxígeno disuelto del agua (%) para cada playa.

<b>Oxígeno Disuelto (%)</b>				
	<b>MAX</b>	<b>MIN</b>	<b>PROMEDIO</b>	<b>DESVIO ESTANDAR</b>
<b>BERN</b>	242,5	78,5	126,6	60,5
<b>QUIL</b>	201,5	98,4	123,8	36,7
<b>BERA</b>	141,8	91	114,1	19,4
<b>HUDS</b>	142,8	90,3	113,6	15,8
<b>PL</b>	128	81,2	102,7	14,7
<b>BAG</b>	123	28,6	74,7	29
<b>LB</b>	126,2	75,3	98,7	14,4
<b>MAG</b>	133,7	76,7	110,9	18,6



**Figura 4.15.** Las playas ordenadas de menor a mayor valor de OD (% de saturación de Oxígeno Disuelto en el agua). Se indica la mediana con una línea horizontal, los valores máximos y mínimos con bigotes y los grupos detectados por el análisis en la parte superior de cada caja.

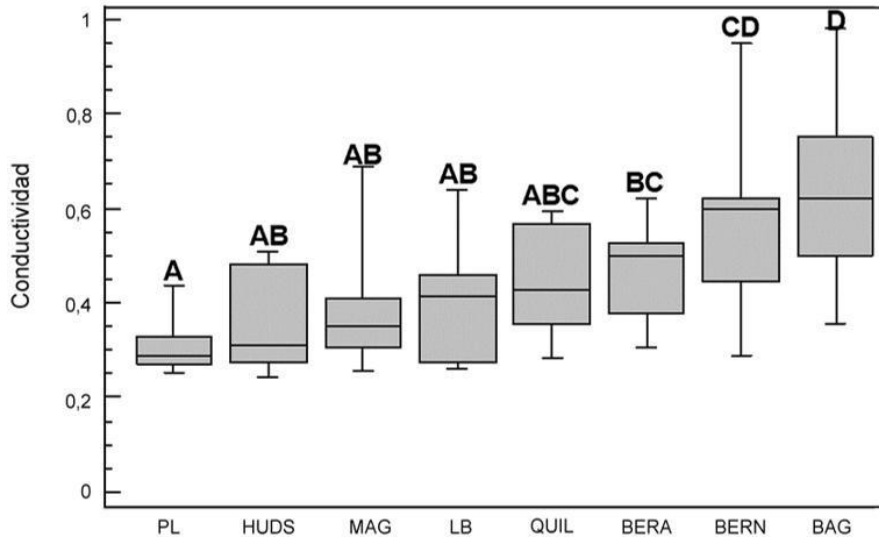
Conductividad

La conductividad eléctrica del agua varió entre mínimos de 242,0 S cm<sup>-1</sup> en HUDS; y máximos de 979,7 S cm<sup>-1</sup> en BAG. El promedio de todos los registros obtenidos en todas las playas del estudio fue de 446,7 uS cm<sup>-1</sup>. Los valores promedio de todos los muestreos realizados se encontraron entre un rango de 306,7 S cm<sup>-1</sup> en la playa PL y de 644,6 S cm<sup>-1</sup> en la playa BAG (Tabla 4.10).

Para el análisis estadístico de este parámetro, se realizó previamente una transformación logarítmica de los datos mediante la cual se aprobaron los supuestos de normalidad y homocedasticidad. En el ANOVA de una vía se observaron diferencias significativas entre las playas (F=4,97; p=0,0002) que separaron a las playas en cuatro grupos homogéneos. En este caso los valores más bajos se observaron en PL que presentó diferencias significativas con BERA, BERN y BAG. Los valores más altos se encontraron en BERN y BAG (Figura 4.16).

**Tabla 4.10.** Valores máximos, mínimos, promedio y desvío estándar de la conductividad del agua para cada playa.

Conductividad (uS cm-1)				
	MAX	MIN	PROMEDIO	DESVIO ESTANDAR
<b>BERN</b>	621	285,3	582,4	221,19
<b>QUIL</b>	595	282	437,8	114,15
<b>BERA</b>	619,3	306	466	105,04
<b>HUDS</b>	510	242	351,1	104,35
<b>PL</b>	434,3	252	306,7	59,14
<b>BAG</b>	979,7	355,7	644,6	212,76
<b>LB</b>	639	260,8	404,3	137,69
<b>MAG</b>	686,3	253,7	384,3	134,63



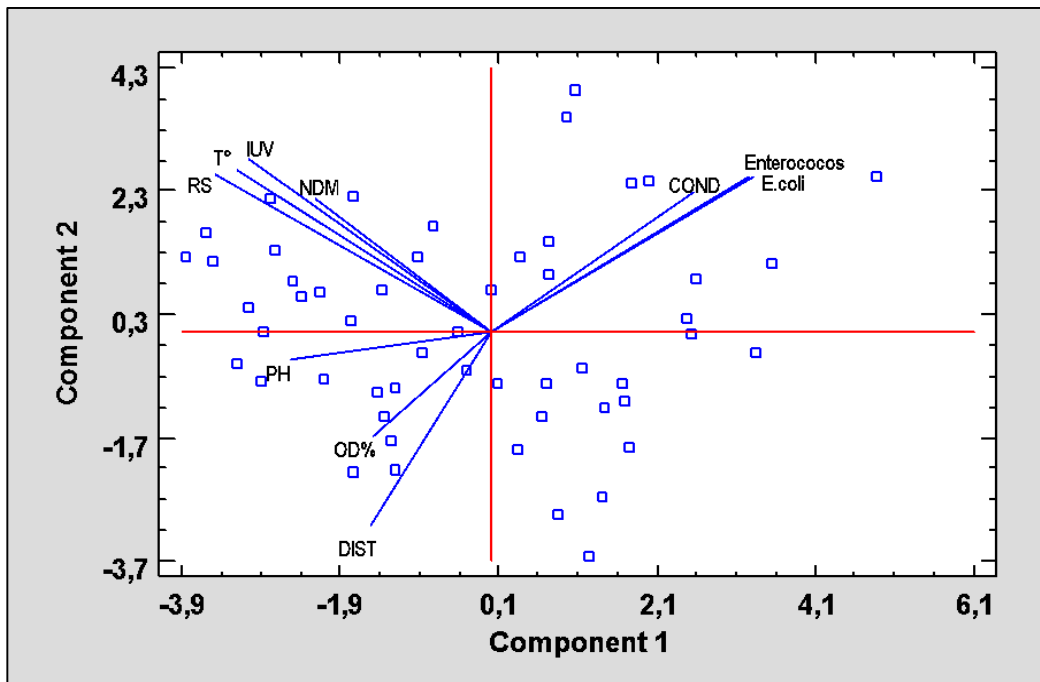
**Figura 4.16.** Las playas ordenadas de menor a mayor conductividad en el agua (los valores de mS/cm se encuentran transformados a log10). Se indica la mediana con una línea horizontal, los valores máximos y mínimos con bigotes y los grupos detectados por el análisis en la parte superior de cada caja.

La comparación entre los datos fisicoquímicos y las abundancias de ambos indicadores fue evaluada estadísticamente mediante análisis de Correlación de Pearson (R). Los resultados (Tabla 4.11) demostraron que el indicador *E.coli* mantiene una correlación significativa con el pH y la conductividad del agua, mientras que los enterococos se correlacionan significativamente con estos dos parámetros y además con el oxígeno disuelto. Ninguno de los indicadores bacterianos mostró correlación con la temperatura del agua.

Para probar la significancia estadística de estas relaciones observadas en el ACP, se procedió a realizar un análisis de correlación de Pearson (r) entre las 10 variables relacionadas con el agua.

**Tabla 4.11.** Resultado de los análisis de Correlación de Pearson (R) entre los recuentos bacteriológicos en el agua (log NMP/100 ml) y los parámetros físico-químicos medidos. Los valores significativos ( $p < 0.05$ ) se encuentran resaltados en negrita.

Análisis de Correlación de Pearson (R)			
Variable		<i>E.coli</i>	Enterococos
Temperatura (°C)	R	-0.17	-0.18
	p	0.08	0.05
pH	R	-0.23	-0.32
	p	<b>0.01</b>	<b>0.00</b>
Oxígeno Disuelto (%)	R	-0.20	-0.34
	p	0.12	<b>0.01</b>
Conductividad (us/cm)	R	0.56	0.53
	p	<b>0.00</b>	<b>0.00</b>



**Figura 4.17.** Gráfico bidimensional del Análisis de Componentes Principales donde se observan las 10 variables del agua incluidas: Temperatura ( $T^{\circ}$ ), pH, Oxígeno disuelto (OD%), Conductividad (COND), Log10NMP de *E.coli*/100ml (*E.coli*), Log10 NMP Enterococos/100ml (Enterococos), Nivel de la marea (NDM), Distancia a la fuente de contaminación (DIST), Radiación solar (RS) y el Índice UV (IUV).

Como puede observarse en el gráfico algunas variables se encuentran directamente relacionadas como es el caso de la conductividad y ambos recuentos bacterianos, mientras que de manera contraria estas tres variables se encuentran inversamente relacionadas con el OD%, el pH y la distancia al vuelco cloacal más cercano. En cuanto al resto de las variables, puede observarse que variables como la  $T^{\circ}$ , la radiación solar, el índice UV y el nivel de la marea mantienen una relación directa entre ellas, pero éstas no parecerían tener una relación ni directa ni inversa con las anteriormente mencionadas.

#### 4.1.6.2 *Vientos y calidad del agua litoral*

Para cada fecha de muestreo se registró la dirección e intensidad del viento mediante las centrales meteorológicas mencionadas en el apartado 3.2.1) y el portal web Wind Guru. A partir de estos datos se estableció una dirección determinada para cada fecha considerando tanto la intensidad y velocidad de los vientos predominantes del mismo día de muestreo como la de los días previos al mismo.

En general, para los muestreos realizados en este estudio las direcciones del viento más frecuentes fueron las provenientes del noreste y del este. Particularmente en las cuatro playas ubicadas más al sur (Punta Lara, Bagliardi, La Balandra y Magdalena) predominaron los muestreos con viento norte, mientras que en las playas del Norte (Bernal, Quilmes, Berazategui y Hudson) predominaron los muestreos con viento del sudoeste. Estas diferencias se dieron debido a que en algunos muestreos de "Calidad de las Playas" se muestrearon las playas del Norte y las del Sur en diferentes fechas. Algunos muestreos se caracterizaron por presentar ausencia de viento durante toda la jornada de extracción de muestras, así como durante los días previos. Estos casos se registraron como muestreos "Sin Viento". Estos últimos dieron resultados interesantes para todas las playas ya que reflejan la contaminación propia de cada sitio, sin la influencia de los vientos en el transporte la masa de agua desde vuelcos más lejanos hacia la costa examinada.

Los vientos del sudeste fueron de la dirección menos observada. Esto se corresponde a que los muestreos de este trabajo estuvieron programados para situaciones del río en bajantes, donde la playa queda descubierta de agua en una gran porción del terreno para poder extraer muestras de la arena costera al mismo tiempo que el agua litoral. Los vientos del Sudeste se caracterizaron por ser fuerte e intensos y coincidir con la disposición relativa del eje del Río de la Plata. Esta combinación de factores provoca las máximas crecientes en la zona de estudio (sudestadas) y como resultado, las playas quedan cubiertas de agua hasta el murallón (cuando no llegan a generar potentes inundaciones costeras) imposibilitando la extracción de las muestras de arena. Es por esto por lo que los vientos del sudeste no se encuentran bien representados en este estudio. Incluso, su presencia en fechas de muestreo programadas con anticipación según los niveles de la marea (establecidos por las tablas generadas por el SHN), fue la causa principal de que deban ser canceladas y reprogramadas.

Teniendo en cuenta el efecto que puede causar el viento en las crecientes y bajantes del Río de la Plata, se cree que, en el caso de las playas más contaminadas, esto puede ocasionar serios problemas en la población que mantiene estrecho contacto con estas aguas cuando los altos niveles causan inundaciones. Además, en las zonas cercanas a los vuelcos cloacales conocidos (Berazategui y Berisso) que vierten una cantidad importante de contaminantes en el agua, la dirección de los vientos podría influir significativamente en el transporte de la contaminación desde el foco contaminante hacia otras playas cercanas.

Con el objetivo de conocer si el efecto de los vientos puede influir en el grado de contaminación fecal en el agua de las playas, se realizaron gráficos de cajas y se analizaron los resultados. Los organismos indicadores de contaminación fecal seleccionados para este análisis fueron *E.coli* por ser el más abundancia en todas las playas. Debido a la falta de repeticiones para cada una de las direcciones del viento, no se realizó un análisis estadístico, pero se detalla a continuación un análisis descriptivo para cada playa.

### **MAGDALENA**

En la playa ubicada en el extremo sur del área de estudio, se observó que las menores concentraciones de bacterias en el agua coincidieron con vientos provenientes de las tres distintas direcciones del norte. Por el contrario, los mayores valores de contaminación en el agua litoral de esta playa se observaron en jornadas sin viento. Estos valores no sólo coincidieron con los valores más altos de todo el estudio en esta playa, sino que se mostraron muy por encima de los promedios del agua de esta playa.

Cabe destacar que las fechas sin viento también se caracterizaron por presentar mareas más altas de lo habitual por lo que el agua litoral muestreada en estos casos se encontraba muy cercana al murallón de la playa. Esta situación fue poco habitual durante el estudio ya que, al ser el primer punto de muestreo del recorrido, la extracción de muestras en esta playa siempre se realizó en el momento de máxima bajante esperada para esa jornada. Además, debido a la imperceptible inclinación en la pendiente del terreno que caracteriza a este balneario, al momento del muestreo, la orilla de esta playa se encontró a muchísima distancia del murallón (entre 200 y 800 metros aproximadamente).

### **LA BALANDRA**

En esta playa los eventos sin viento y el único caso con viento noroeste coincidieron con los valores más altos de contaminación fecal en esta playa. Los vientos del Este en esta playa coincidieron con los valores más bajos de contaminación.

### **BAGLIARDI**

Las mayores concentraciones de bacterias indicadoras de contaminación fecal en el agua se manifestaron ante situaciones sin viento y con vientos provenientes del norte. Esto se puede relacionar a que el vuelco cloacal de Berisso, La Plata y Ensenada se encuentran solamente a 900 metros aguas arriba de la zona de recreación. Entonces, esta playa es fuertemente afectada cuando los vientos conducen la pluma contaminante hacia la playa o cuando en una jornada sin fuertes vientos, la pluma contaminante se difunde en el agua de toda la zona acompañando el ritmo de las mareas.

De manera contraria cuando estuvieron presentes los vientos del este y sudeste, se observaron los menores recuentos bacterianos en relación con las otras situaciones climáticas.

### **PUNTA LARA**

Al igual que en el resto de las playas, los vientos provenientes del sur se vieron poco representados en los muestreos. Sin embargo, las únicas 2 fechas con esta dirección del viento (sudeste y sudoeste) coincidieron con concentraciones de bacterias indicadoras de contaminación fecal muy superiores al resto de los muestreos en el Agua.

Los niveles de contaminación con otras direcciones del viento (principalmente del norte y este) mostraron una calidad similar muy por debajo de lo observado con viento sur. En esta Playa los eventos sin viento no coincidieron con los valores de contaminación más altos como sucedió en otras playas.

### **HUDSON**

Los vientos del sur (tanto del Sudeste como del Sudoeste) y los eventos Sin Viento son los que presentaron mayores valores de contaminación en esta playa, mientras que los vientos provenientes del noreste y del este coincidieron con los valores más bajos.

### **BERAZATEGUI**

Los vientos del norte y sudeste estuvieron solo en 1 muestreo cada uno, mientras que las otras direcciones del viento estuvieron bien representadas.

Se puede observar que los vientos del noreste coinciden con los valores más bajos de contaminación en el agua de esta Playa, mientras que los del Sudeste, Este y los eventos Sin viento coinciden con los más altos.

### **QUILMES**

Si bien cabría suponer que la carga bacteriana proveniente de la cuenca Matanza-Riachuelo ubicada hacia el norte de esta playa es la más contaminante, los resultados mostraron que cuando los vientos provienen desde aquella dirección se pueden observar los valores más bajos de recuentos de organismos indicadores de contaminación fecal.

De manera contraria, los vientos del sudoeste, los eventos sin viento y las jornadas en que el viento provino estrictamente desde el este, fueron los que coincidieron con las mayores cargas bacterianas en el balneario de Quilmes.

### **BERNAL**

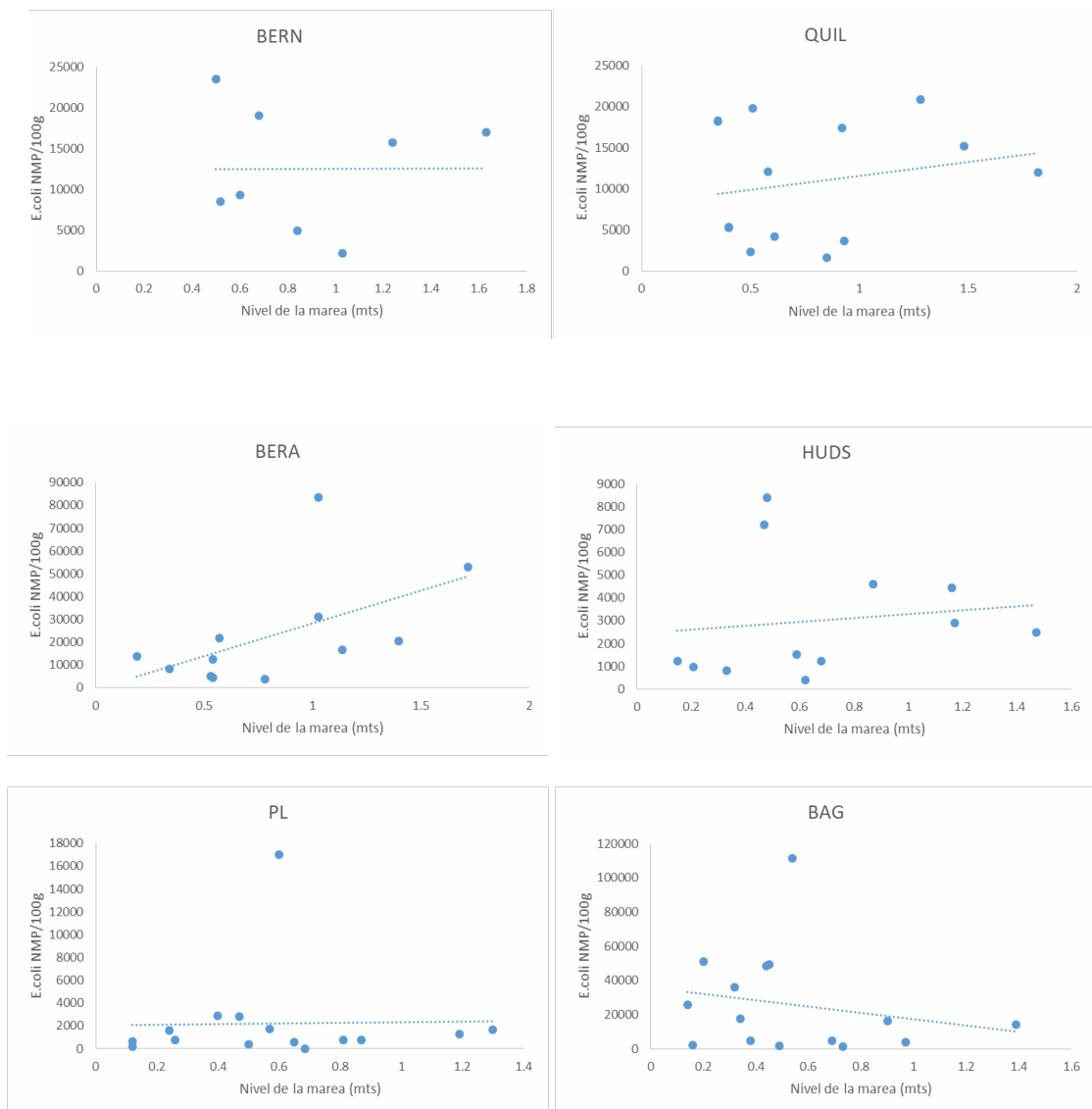
La playa Bernal fue agregada al estudio en las últimas etapas de muestreo y es por ello por lo que cuenta con el menor número de casos registrados en este estudio. En los 8 muestreos realizados las direcciones del viento fueron variando y no se cuenta con suficientes datos para cada situación diferente como para poder sacar conclusiones. Sin embargo, puede verse que la mayoría de los muestreos se registraron con viento del sudoeste y que éstos junto con los que presentaron vientos del sudeste, coincidieron con los valores más altos de contaminación en esta playa.

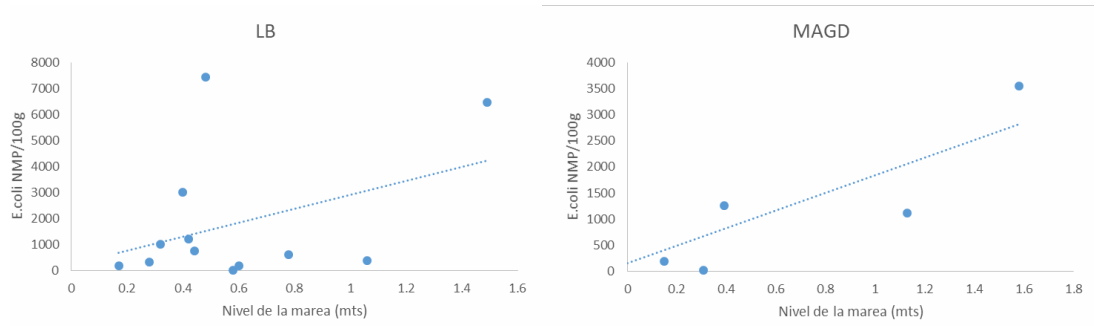
4.1.6.3 Nivel de la marea y calidad de la arena

La abundancia de *Escherichia coli* (NMP *E.coli*/100g) en la arena aumentó con el nivel de la marea principalmente en BER, MAG, LB, HUD y QUIL (Figura 4.17). Mientras que en BERN y PL esa tendencia no fue evidente, en BAG fue inversa, con abundancias bacterianas mayores a niveles de marea menores.

Cabe destacar que esta es la playa de mayor nivel de contaminación y que los números absolutos de indicadores en la arena, tanto en la zona de bajamar como en la de altamar, son mayores que los de todas las demás playas.

El coeficiente de correlación de Pearson en muchos casos mostró valores de R elevados pero la única correlación significativa y directa fue el de la Playa MAG ( $p=0,0034$ ;  $r=0,77$ ). En el resto de los sitios no se encontraron correlaciones significativas entre la abundancia de bacterias en la arena y la altura de la marea.





**Figura 4.18.** Relación entre los recuentos (NMP/100g) del indicador *E.coli* (eje y) en las muestras de arena y el nivel de la marea (mts) registrado al momento del muestreo (eje x) en las distintas playas.

#### 4.1.6.4 Variables ambientales y distancia al vuelco más cercano

La información ambiental obtenida a partir de las estaciones meteorológicas mencionadas en la sección 3.2.1 que registraron la temperatura del aire ( $^{\circ}\text{C}$ ), la radiación solar ( $\text{W}/\text{m}^2$ ) y el índice de radiación UV para cada fecha de muestreo se relacionó con los recuentos bacteriológicos encontrados tanto en el agua como en la arena de las ocho playas ( $\log \text{NMP}/100\text{ml}$  o  $\text{gr}$ ).

La distancia al vuelco más cercano (en Km) también se evaluó como una posible variable ambiental causante de la contaminación en las playas. Conocer la distancia entre cada playa y el mayor foco puntual de contaminación para cada una fue esencial para este estudio. La relación de esta variable fundamental se evaluó tanto para el agua como para la arena en cada playa. En este análisis se consideró a las dos plantas de tratamiento descritas en la sección 1.13 que vierten al Río una importante carga de contaminación fecal proveniente de las grandes ciudades que se ubican en la ribera del área de estudio. Si bien no se ha estudiado en detalle la contaminación proveniente de otros focos de contaminación fecal, como canales, arroyos y fuentes de contaminación difusa, es importante destacar que éstos existen y que influyen en la calidad del agua y la arena de las playas. Las distancias entre las fuentes puntuales de contaminación y las playas variaron entre 0,8 km en la playa Bagliardi y 33,7 km en el balneario de Magdalena. En la sección 3.1 (área de estudio) se detalla la distancia específica de cada balneario a la fuente de contaminación puntual seleccionada.

Para realizar estos análisis estadísticos se decidió emplear el estadístico de la Correlación de Pearson (R), donde cada una de estas las variables se comparó con los dos indicadores de contaminación fecal seleccionados en el estudio (*E.coli* y enterococos).

#### Variables ambientales meteorológicas

La Temperatura del aire varió entre 7 y  $36^{\circ}\text{C}$ , la radiación solar entre 165 y  $813 \text{ W}/\text{m}^2$  y el índice UV entre 11 y 122. SRP. En las tablas 4.12 y 4.13 se indican los coeficientes de correlación (R) y la significancia del análisis (p) entre las variables ambientales y los indicadores de contaminación en el agua y en la arena.

Los organismos indicadores del agua no se relacionaron con la temperatura ambiente debido a que ya se relacionaron con la temperatura del agua en la sección 4.2 donde se describen los resultados de los parámetros fisicoquímicos.

Tanto la radiación solar como el índice UV mostraron una correlación significativa inversa con los indicadores de contaminación en el agua (Tabla 4.12) indicando que el número de bacterias fue disminuyendo con mayores valores de radiación.

En el caso de los indicadores de la arena se vieron resultados diferentes según el indicador. Para *E. coli* no se vieron correlaciones significativas en las variables analizadas, mientras en para los enterococos sí se observó significancia estadística para las tres variables. Esto podría indicar que los enterococos son organismos más sensibles a las condiciones externas el ambiente,

disminuyendo su número con las elevadas radiaciones y temperaturas, mientras que *E. coli* es un organismo más resistente a estas alteraciones perdurando más tiempo en el ambiente de la arena.

**Tabla 4.12.** Análisis de Correlación entre los recuentos bacteriológicos del agua (log NMP/100mL) y las variables ambientales. Los valores significativos ( $p < 0.05$ ) están resaltados en negrita.

Variable		<i>E.coli</i>	Enterococos
Radiación solar	R	-0.34	-0.30
	p	<b>&lt;0.00</b>	<b>0.01</b>
Indice UV	R	-0.29	-0.26
	p	<b>0.01</b>	<b>0.02</b>

**Tabla 4.13.** Análisis de Correlación entre los recuentos bacteriológicos de la arena (log NMP/100gr) y las variables ambientales. Los valores significativos ( $p < 0.05$ ) están resaltados en negrita.

Variable		<i>E.coli</i>	Enterococcus
Temperatura ambiente	R	0,15	-0,27
	P	0,22	<b>0,03</b>
Radiación solar	R	-0,15	-0,33
	P	0,18	<b>0,00</b>
Indice UV	R	-0,08	-0,28
	P	0,49	<b>0,01</b>

Distancia al vuelco

En este análisis se observó que ambos indicadores, tanto en el agua como en la arena, se correlacionaron significativamente de manera negativa ( $p < 0.05$ ,  $R < 0$ ) con la distancia al mayor foco puntual de contaminación.

**Tabla 4.14.** Análisis de Correlación entre los recuentos bacteriológicos del agua y de la arena (log NMP/100ml o gr) y la distancia al vuelco de contaminación fecal más cercano. Los valores significativos ( $p < 0.05$ ) están resaltados en negrita.

Variable		<i>E.coli</i> (agua)	Enterococos (agua)	<i>E.coli</i> (arena)	Enterococos (arena)
Distancia al vuelco	R	-0.54	-0.49	-0,71	-0,52
	p	<b>&lt;0.00</b>	<b>&lt;0.00</b>	<b>&lt;0.00</b>	<b>&lt;0.00</b>

#### 4.1.7. Detección de patógenos específicos: *Salmonella* sp. y *Shigella* sp.

El medio selectivo que presentó la mejor recuperación de colonias típicas aisladas fue el S.S Agar. El medio sólido XLD no mostró colonias típicas aisladas bien diferenciadas que permitieran realizar los re-aislamientos posteriores.

En todas las muestras analizadas se observaron colonias típicas sospechosas de pertenecer a los géneros *Salmonella* o *Shigella*. Las muestras de agua y de arena de la playa PL presentaron cantidades notablemente menores de colonias típicas que las muestras de la playa BAG y las del vuelco cloacal.

La identificación mediante las pruebas bioquímicas API20E (Biomereux) se realizó sobre 25 colonias típicas seleccionadas en el medio de cultivo SS Agar luego de su re-aislamiento. Las colonias seleccionadas para su identificación fueron: 8 del agua y 7 de la arena de BAG, 2 del agua y 2 de la arena de PL y 6 del colector cloacal de La Plata. De las 25 suspensiones bacterianas presuntivas de pertenecer a los géneros *Salmonella* o *Shigella*, 20 coincidieron con alguno de los perfiles numéricos del listado de las especies de enterobacterias incluidas en el catálogo analítico de API20E y 5 colonias no coincidieron con ninguno.

Se pudieron identificar 13 especies bacterianas consideradas de especial importancia sanitaria y que pueden representar un riesgo para la salud por contacto directo.

En las muestras de agua de BAG se identificaron las especies *Proteus mirabilis*, *Citrobacter freundii*, *Citrobacter youngae* y las dos especies patógenas buscadas en este trabajo: *Salmonella choleraesuis* ssp. *Arizonae* y *Shigella* spp. En las muestras de arena de Bag las especies *Citrobacter youngae*, *Chromobacterium violaceum*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Aeromonas hydrophyla*, *Vibrio Fluvialis* y *Enterobacter amnigenus*.

En muestras de agua de PL se pudo identificar la presencia de *Citrobacter youngae* mientras que en la arena de ese lugar no se detectaron presuntos patógenos.

De los hisopos expuestos al contacto directo con el líquido del vuelco cloacal se aislaron e identificaron las especies *Citrobacter kosei*, *Citrobacter farmeri*, *Providencia rettgeri*, *Citrobacter braakii* y *Citrobacter youngae*.

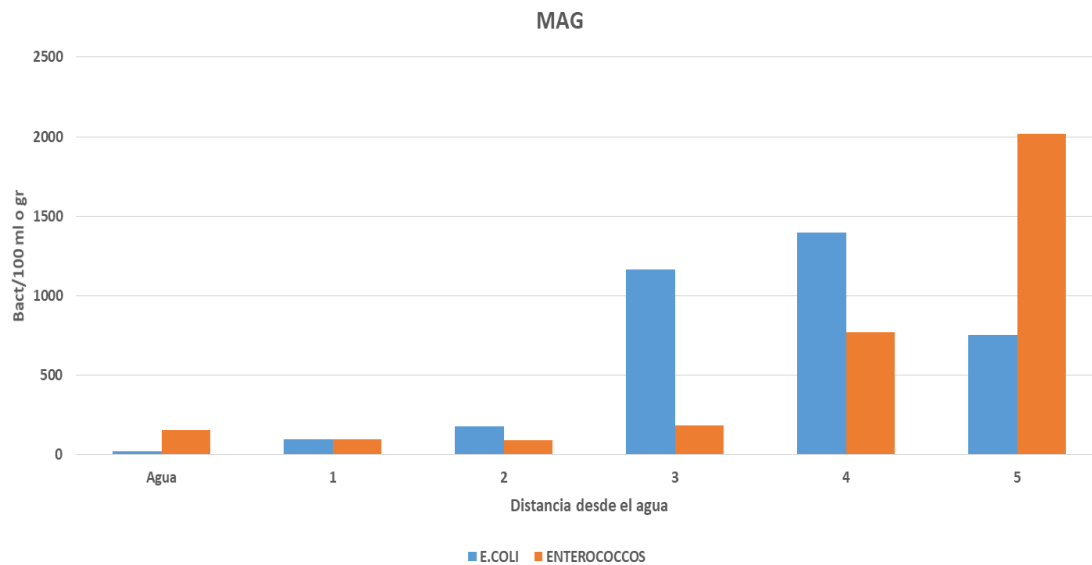
## 4.2 Distribución de los organismos indicadores

### 4.2.1 Y distancia al agua

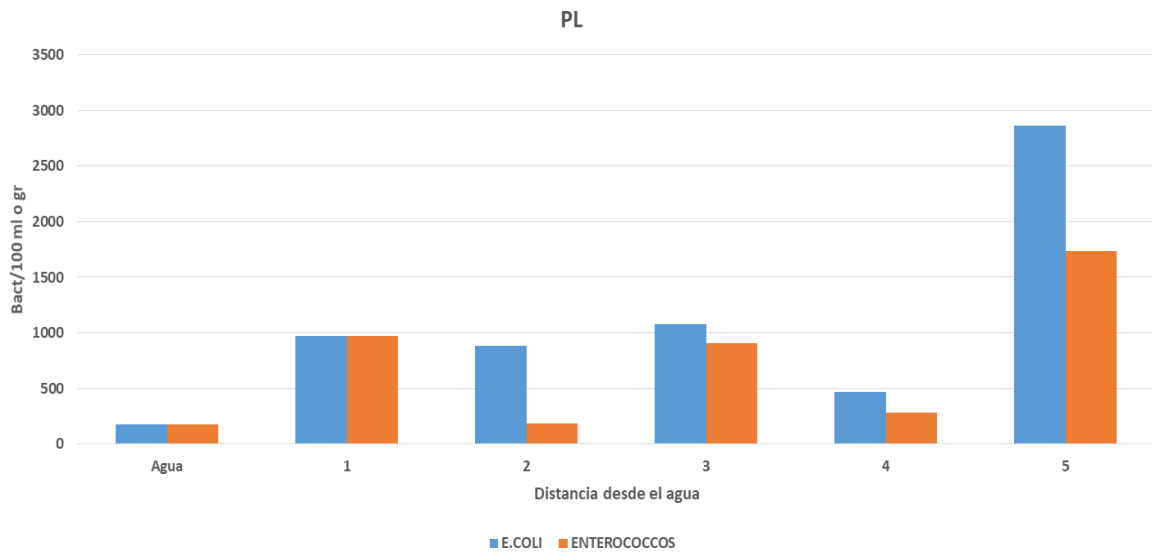
Las densidades promedio de *E.coli* y de Enterococcus fueron las menores en MAG (602 y 554 bact/100g respectivamente), seguidas por PL (1185 *E.coli*/100g y 740 Enterococcus/100g), QUI (12280 *E.coli*/100g y 3959 Enterococcus /100g), y siendo las máximas en BAG (81504 *E.coli*/100g y 48570 Enterococcus /100g).

En las figuras siguientes (4.19, 4.20, 4.21 y 4.22) se presentan los valores de concentración de *E.coli* y Enterococcus medidos en el agua litoral y en la arena, sobre cinco transectas de muestreo paralelas y a distancias crecientes del agua, en las playas MAG, PL, QUIL y BAG. La distancia 1 corresponde a una transecta cubierta por el agua en el momento del muestreo y la 5 a una transecta por encima del nivel de pleamar normal, que no se cubre todos los días.

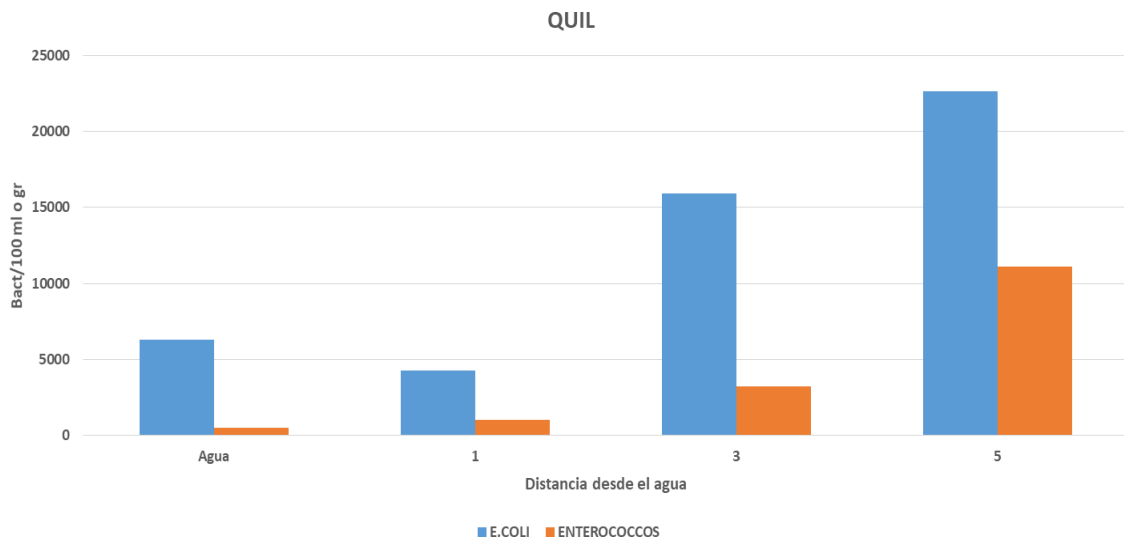
En MAG, PL y QUIL se puede ver un aumento en la concentración de ambos indicadores bacterianos desde el agua y la arena sumergida hacia las zonas más altas de la playa, más alejadas del agua, superando los 20.000 *E.coli*/100g en QUIL. Se evidencia las elevadas cantidades de ambos indicadores medidos en la arena ubicada por encima de la zona intermareal, en comparación con la arena más cercana al agua o sumergida.



**Figura 4.19.** Concentración bacteriana de *E.coli* (azul) y Enterococos (naranja) en el agua (NMP/100 ml) y en la arena (NMP/100gr) a distintas distancias del agua en MAG.

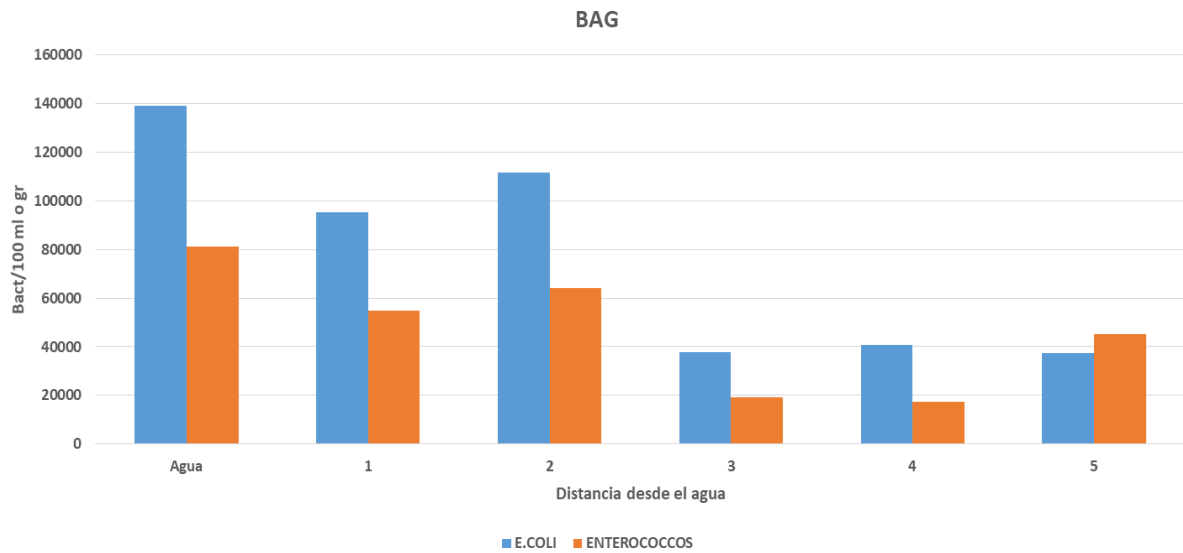


**Figura 4.20.** Concentración bacteriana de *E.coli* (azul) y Enterococos (naranja) en el agua (NMP/100 ml) y en la arena (NMP/100gr) a distintas distancias del agua en PL.



**Figura 4.21.** Concentración bacteriana de *E.coli* (azul) y Enterococos (naranja) en el agua (NMP/100 ml) y en la arena (NMP/100gr) a distintas distancias del agua en QUIL.

En la playa BAG, se observó un patrón de distribución inverso a las otras playas. Las concentraciones de ambos indicadores fueron máximas en el agua de la orilla (superando los 130000 NMP/100gr de *E.coli* y los 80000 NMP/100gr de Enterococos), en la arena de la transecta sumergida (1) y de la primera expuesta (2), y luego disminuyeron a medida que las transectas se alejan del agua.

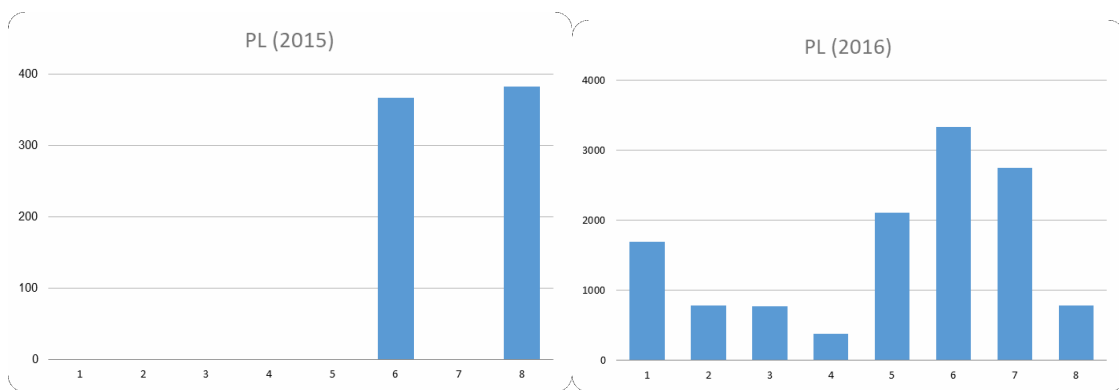


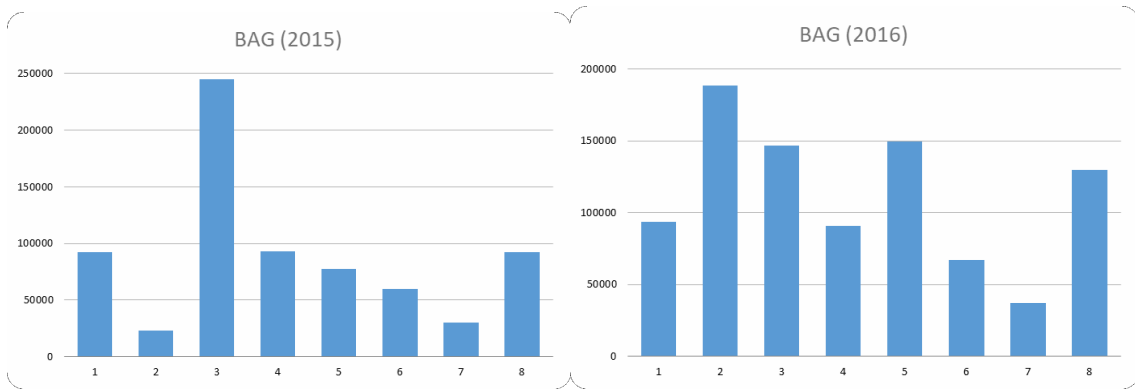
**Figura 4.22.** Concentración bacteriana de *E.coli* (azul) y enterococos (naranja) en el agua (NMP/100 ml) y en la arena (NMP/100gr) a distintas distancias del agua en BAG.

#### 4.2.2 A lo largo de la línea de ribera

##### *Análisis longitudinal a nivel de macroescala*

En la playa PL los valores promedio de cada sitio se encontraron entre 190 y 1.861 *E.coli*/100gr de arena y en la playa BAG los valores se fueron entre 33.795 y 130.988 *E.coli*/100gr de arena. Sin embargo, se evidencia una gran variabilidad entre los dos muestreos en cada playa (2015 y 2016) y entre las 8 muestras a lo largo de la paralela a la costa (Figura 4.23).





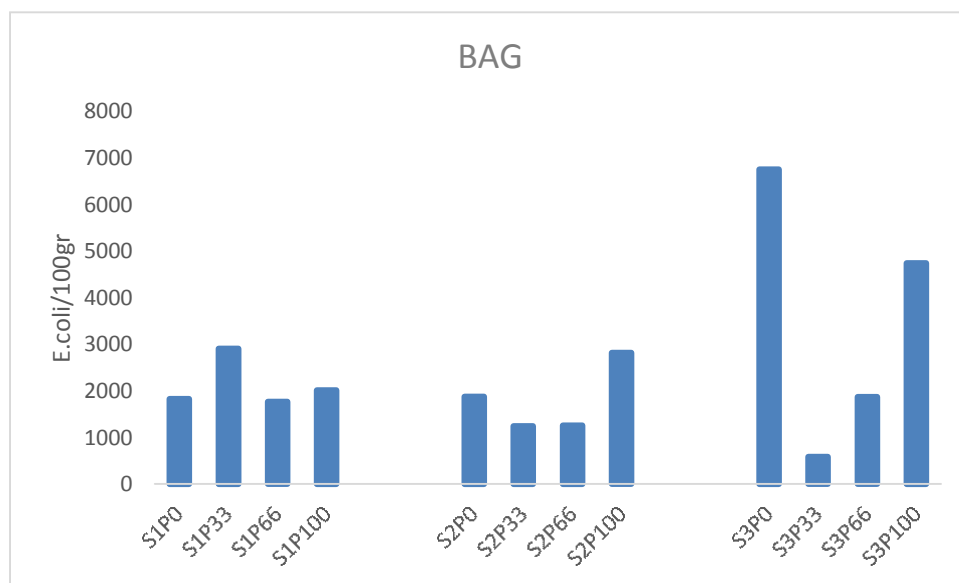
**Figura 4.23.** Concentración bacteriana de *E.coli* en la arena (NMP/100 gr) a lo largo de una transecta paralela a la costa (muestras 1 a 8) en dos playas (PL, BAG) en dos fechas distintas (2015 y 2016). Los valores registrados como cero deben tomarse como menores a 20 bacterias (valor mínimo detectable por la técnica)

*Análisis a nivel de microescala*

El estudio en una sola playa (BAG) evidenció variabilidad entre los micrositios propuestos a lo largo de un metro de longitud.

Si bien las variaciones fueron menores que a nivel de macroescala, en el sitio 3, la distancia P0 tuvo un recuento de 6748 *E.coli*/100gr y en el siguiente micrositio, a 33 cm de distancia, los valores fueron de 538 bacterias/100gr, los más bajos encontrados en todos los puntos de muestreo de esta playa (Figura 4.24).

Este análisis fue en una sola playa, sin réplicas y fue realizado con el objetivo de generar nuevas preguntas a futuro que puedan ayudar al diseño de muestreos de bacterias en arena de playas más representativos.



**Figura 4.24.** Variabilidad en la densidad de *E.coli* / 100gr en las tres réplicas colectadas a microescala en BAG, cada una colectada en una transecta de 1m cada 33cm.

### 4.2.3 En profundidad

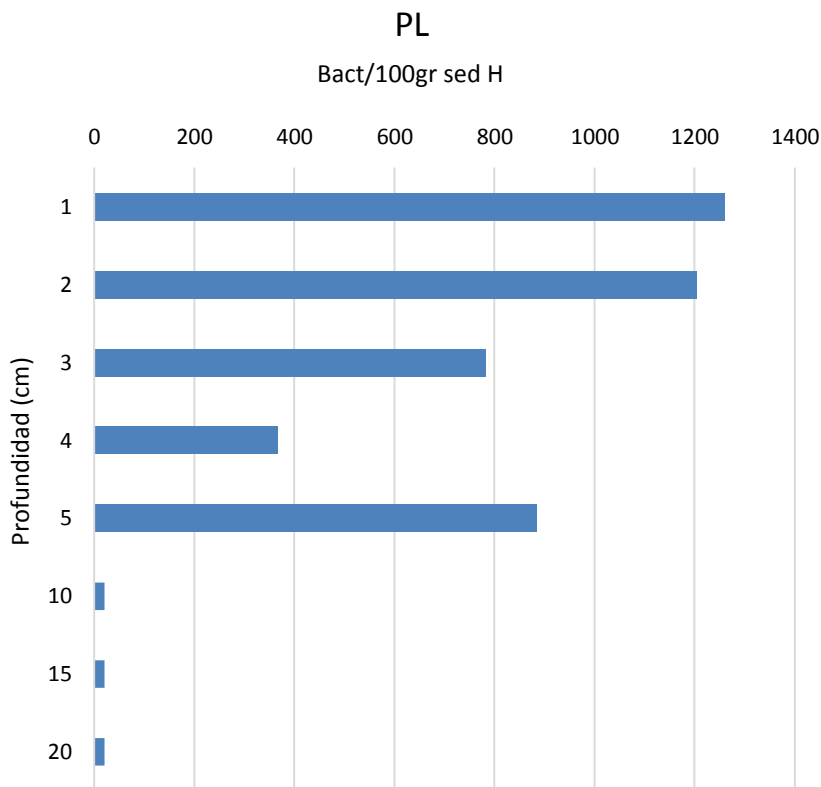
Los resultados de los recuentos realizados sobre muestras de arena de PL y BAG tomadas a diferente profundidad mostraron que las bacterias indicadoras se concentran mayoritariamente en los cinco centímetros superficiales y disminuyen rápidamente detectándose concentraciones muy bajas hasta una profundidad de 20 cm.

Análisis en profundidad mediante el método miniaturizado del NMP (Número Más Probable):

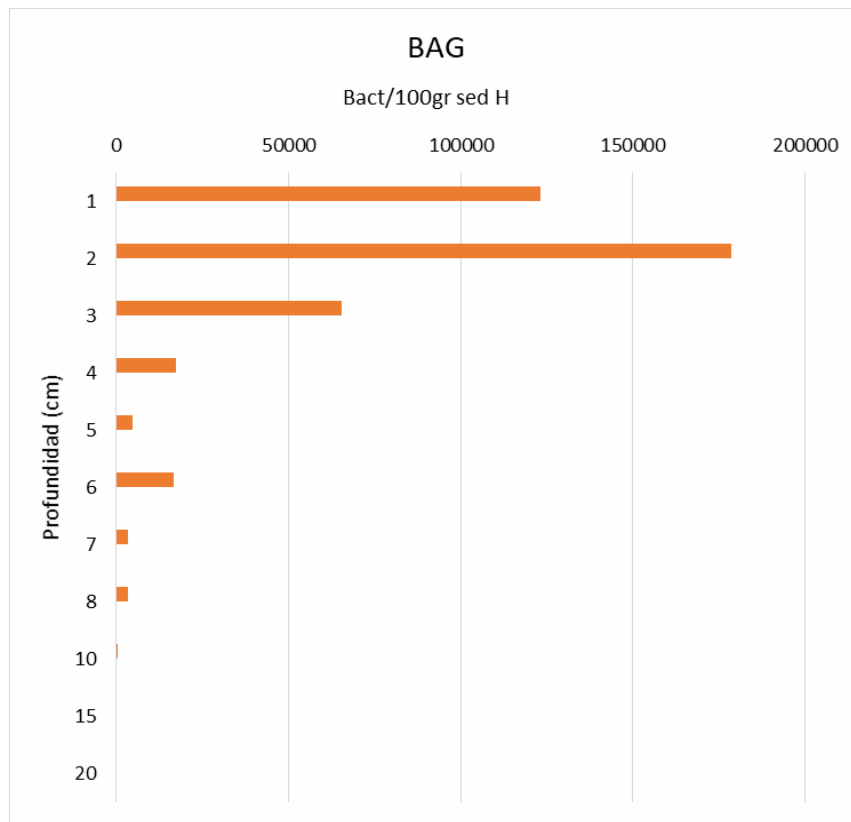
Los valores promedio de *E.coli* encontrados en la playa PL se encontraron entre el mínimo detectable para la técnica (20 NMP/100gr) y 1.260 NMP/100gr. Los valores promedio en BAG también se encontraron entre el mínimo detectable por la técnica y un máximo de 178.539 NMP/100gr.

Si bien ambas playas muestran un grado de contaminación muy diferente, los valores máximos de *E. coli* se encontraron en ambas dentro de los primeros 5 cm de arena superficial y fueron disminuyendo gradualmente en profundidad.

En PL en las muestras por debajo de 5 cm de profundidad (5-10, 10-15 y 15-20 cm), las concentraciones de indicadores estuvieron por debajo del nivel de detección (<20 bact/100 gr; Figura 4.25), mientras que en BAG esa situación se encontró solamente para el estrato que va de 15-20 cm. (Figura 4.26). En esta última playa el valor del estrato 10-15 cm de 210 bact/100gr, sin embargo, este no se observa en el gráfico debido a la escala de valores de esta playa.



**Figura 4.25.** Abundancia de *E.coli* (bact /100gr Sed) en relación con la profundidad (cm) en la playa de PL.

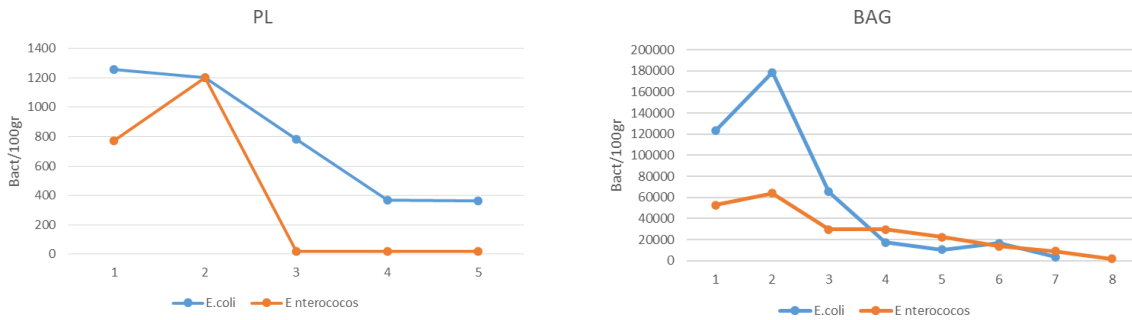


**Figura 4.26.** Abundancia de *E.coli* (bact /100gr Sed) en relación con la profundidad (cm) en la playa de BAG.

En el muestreo en el que se compararon *E.coli* y Enterococos, se analizó la capa más superficial de la arena, en secciones de 1 cm de espesor, que incluyó hasta los 5 cm de profundidad en PL y hasta los 8 cm en BAG (Figura 4.27).

En PL se midieron valores de *E.coli* de 1.204 bact/100gr en el primer centímetro y una disminución a 365 bact/100gr a 4 y 5 cm de profundidad. Los Enterococos también mostraron un máximo de 1.204 bact/100gr a 2 cm de profundidad y valores por debajo del nivel de detección por debajo de 3 cm. En BAG se detectó un máximo de *E.coli* de 178.539 bact/100gr a 2 cm de profundidad que disminuyó a menos de 20000 bact/100gr a 4 cm y a 3.388 bact/100gr a 8 cm. Los Enterococos mostraron un patrón similar con un máximo de 63.900 bact/100gr a 2 cm y una disminución constante hasta un valor de 1.787 bact/100gr a los 8 cm.

En general se observó que, si bien ambos indicadores disminuyen juntos, *E.coli* se encontró en valores superiores a los Enterococos en la mayoría de los niveles en ambas playas.



**Figura 4.27.** Abundancia de *E.coli* y Enterococcus (bact /100gr Sed) en relación con la profundidad (cm, eje X) en las playas de PL y BAG.

En los muestreos en los que analizó la relación numérica entre las bacterias indicadoras de contaminación fecal y las bacterias heterotróficas totales (Figuras 4.28 y 4.29), las muestras de arena se dividieron en secciones de 2 cm de espesor desde la superficie hasta los 10 cm y a partir de ahí, en dos secciones de 5 cm hasta los 20 cm. A diferencia que los muestreos anteriores, se utilizó el método de recuento sobre filtros de membrana, para poder comparar resultados obtenidos con el mismo método. Se incorporó una muestra blanco, para confirmar la esterilidad del procedimiento durante la manipulación de las muestras para bacterias heterotróficas y también se incorporó el análisis del agua litoral.

Debido a que el medio de cultivo utilizado para los organismos indicadores consistió en un agar cromogénico que presenta un indicador para *E.coli* y otro para los coliformes fecales que no son *E.coli*, se incorporó también el recuento de este grupo de microorganismos.

Teniendo en cuenta que en estos muestreos el objetivo radicó en comparar los organismos indicadores con las bacterias heterotróficas que son muy abundantes en el ambiente natural, se decidió trabajar con valores asociados a 1 gramos de arena y a 1 ml de agua. Entonces, en cada estrato analizado y en cada muestra de agua se obtuvo el valor del número de unidades formadoras de colonias (CFU) por gramo de arena o ml de agua de *E.coli*, de coliformes fecales que o son *E.coli* y de bacterias heterotróficas.

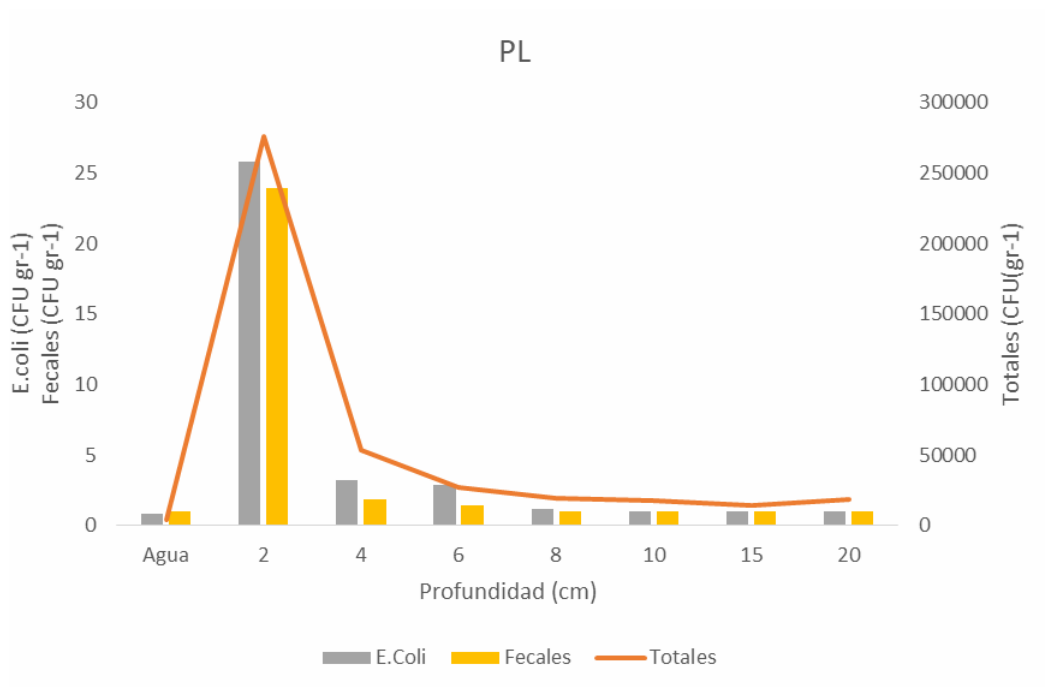
Los resultados de los recuentos mostraron que los tres grupos de microorganismos analizados se comportaron de la misma descrita en los ensayos anteriores. Los valores máximos se encontraron en el estrato de 2 cm superficial, en ambas playas, los que disminuyeron rápidamente ya a los 4 – 5 cm. Debajo de esa profundidad las bacterias indicadoras fueron apenas detectables y las heterótrofias mostraron concentraciones menores del 1 % de los de la superficie.

Las bacterias heterotróficas superaron unas 10.000 veces el recuento de indicadores de contaminación fecal, y *E.coli* superó los valores de los otros coliformes fecales tanto en PL como en BAG.

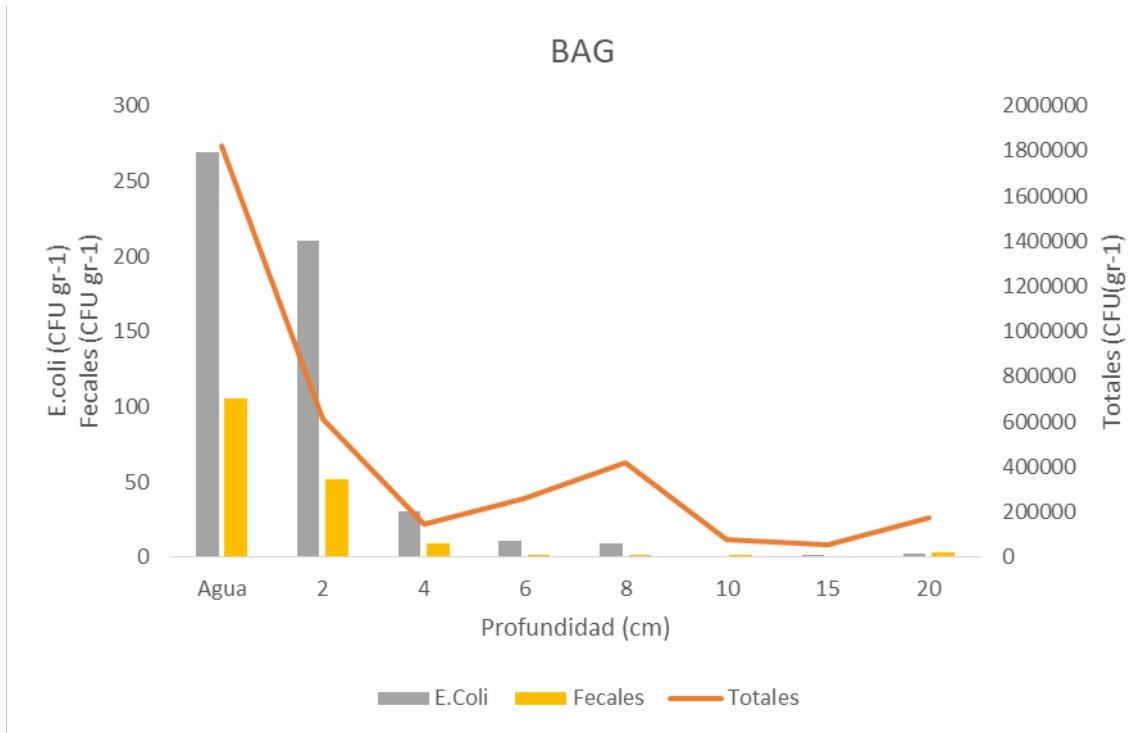
En las muestras de agua de PL las concentraciones de los microorganismos estudiados fueron inferiores a los encontrados en todas las muestras de arena analizadas, incluyendo las más profundas. En cambio, en BAG fue en el agua donde se vieron los valores más altos de *E.coli*, coliformes fecales y bacterias heterotróficas en comparación con todos los estratos de la arena.

El recuento de bacterias heterotróficas en PL mostró un valor de 4.400 bact/mL en el agua mientras que en la arena se vieron valores máximos de 276.165 en los primeros cm hasta un mínimo de 13.886 bact/gr a los 15 cm de profundidad.

En BAG el agua presentó un recuento de 1.820.000 bact/mL que coincidió con el valor máximo de todo el muestreo para esta playa. En la arena los valores oscilaron entre 614.379 en los primeros cm hasta 54.878 bact/gr a los 15 cm de profundidad.



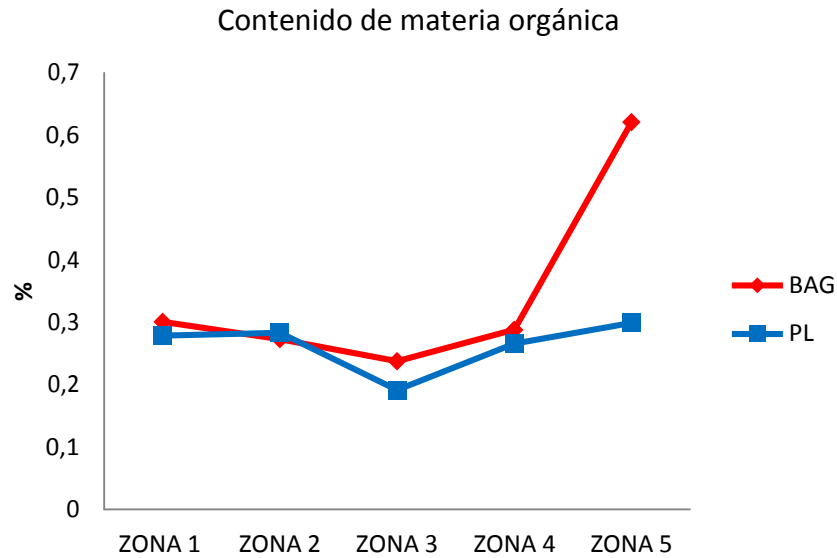
**Figura 4.28.** Abundancia de *E.coli* y fecales (CFU/gr sed; eje Y izquierdo) y bacterias heterotróficas totales (CFU/gr sed; eje Y, derecho) en relación con la profundidad (cm, eje X) en la playa de PL.



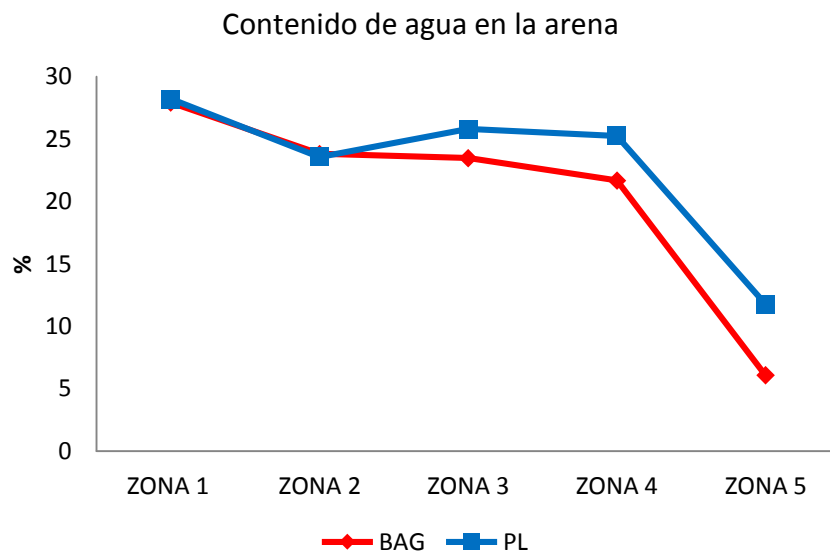
**Figura 4.29.** Abundancia de *E. coli* y fecales (CFU/gr sed; eje Y izquierdo) y bacterias heterotróficas totales (CFU/gr sed; eje Y, derecho) en relación con la profundidad (cm, eje X) en la playa de BAG.

#### 4.2.4 Características de la arena en los muestreos de distribución

En los muestreos de distancia al agua se evaluó el contenido de materia orgánica y de humedad en la arena de las playas PL y BAG (Figuras 4.30 y 4.31). En ambas playas los valores más altos de materia orgánica estuvieron en la zona 5. En PL las diferencias fueron más sutiles que en BAG donde se observó un notable aumento del contenido de MO en las zonas más alejadas del agua. Los valores de materia orgánica fueron inversamente proporcionales al grado de humedad de las muestras. En ambas playas, las muestras más alejadas del agua contuvieron una menor humedad. Las muestras de la zona 5 contuvieron un 5,7% de humedad en PL y 6.05% en BAG.



**Figura 4.30.** Porcentaje de materia orgánica presente en las muestras de arena para cada franja de muestreo a distintas distancias del agua en las playas BAG (rojo) y PL (azul).



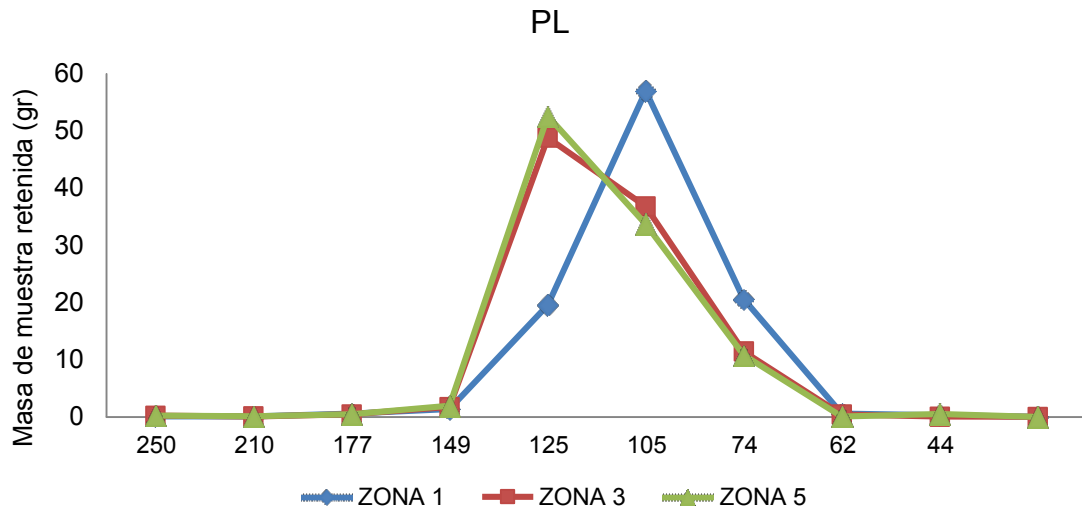
**Figura 4.31.** Porcentaje de humedad presente en las muestras de arena de las playas BAG (rojo) y PL (azul).

En el análisis granulométrico de ambas playas las mayores cantidades de material estuvieron representadas por los tamaños 105 y 125  $\mu\text{m}$  (Figuras 4.32 y 4.33).

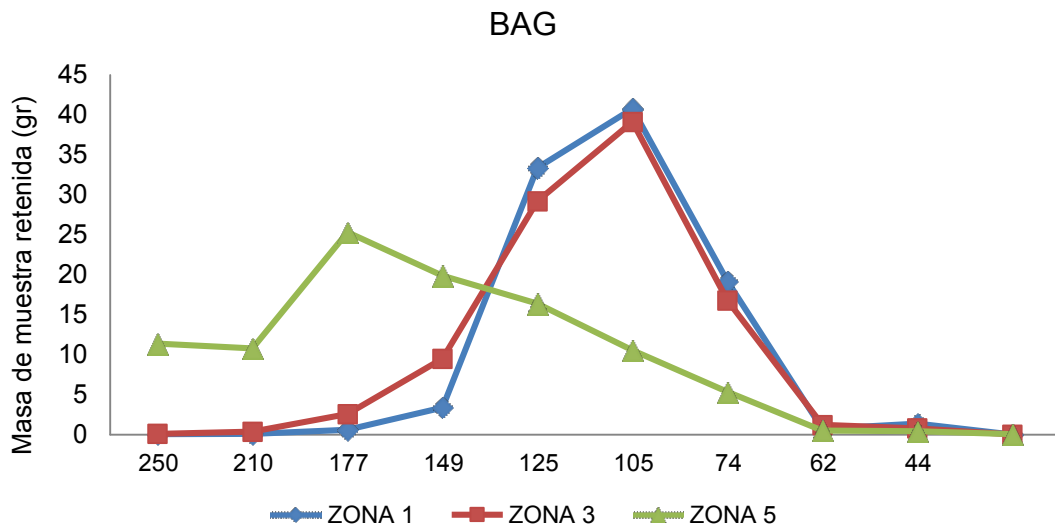
En PL la arena sumergida se caracterizó por presentar mayor proporción de sedimentos finos que gruesos, siendo los del tamaño 105  $\mu\text{m}$  los presentes en mayor cantidad. Por otro lado, tanto la arena de la zona intermedia como la cercana al límite exterior de la playa, presentaron curvas granulométricas similares entre sí, mostrando una predominancia de un tamaño de partícula más grueso que la arena sumergida. En ambas zonas, el tamaño de partícula predominante de las muestras analizadas fue el de 125  $\mu\text{m}$ .

En BAG, la arena sumergida y la próxima al agua presentaron una granulometría muy similar con un predominio de los tamaños 105 y 125  $\mu\text{m}$  por sobre el resto. En cambio, la arena de la

zona más alejada del agua presentó una elevada presencia de las partículas más gruesas de la curva, siendo las del tamaño de 177 las predominantes.

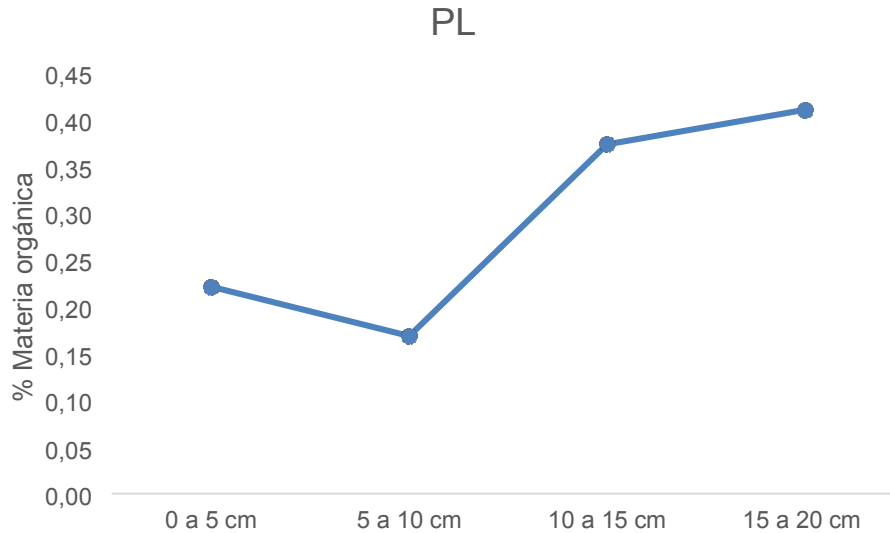


**Figura 4.32.** Masa (gr) de muestra retenida en cada tamiz de distinto tamaño de poro (eje X) en PL en las Zonas 1, 3 y 5 de muestreo.

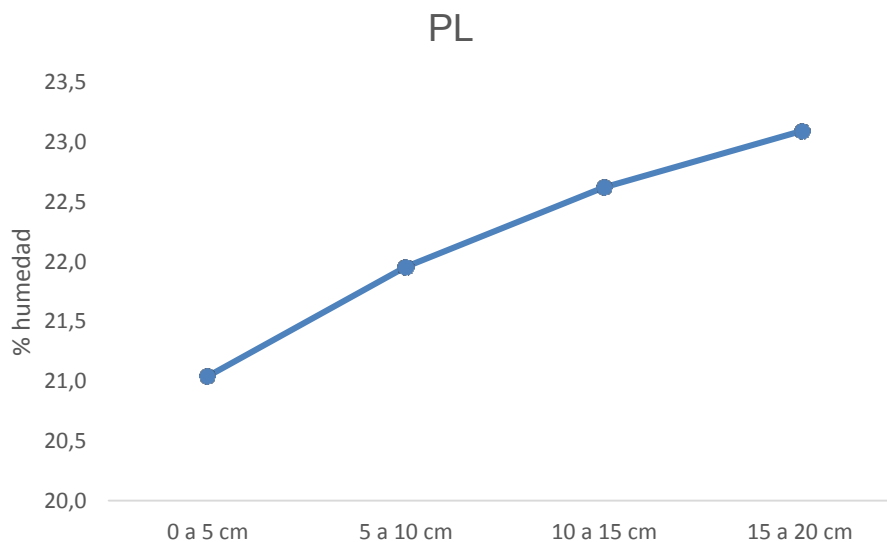


**Figura 4.33.** Masa (gr) de muestra retenida en cada tamiz de distinto tamaño de poro (eje X) en BAG en las Zonas 1, 3 y 5 de muestreo.

En los muestreos en profundidad se evaluó el contenido de materia orgánica y de humedad sólo en la playa PL. Se observó que el contenido de materia orgánica aumentó con la profundidad (Figura 4.34), y que correspondió con el aumento en humedad (Figura 4.35)



**Figura 4.34.** Porcentaje de materia orgánica presente en las muestras de arena de PL y su variación en profundidad.

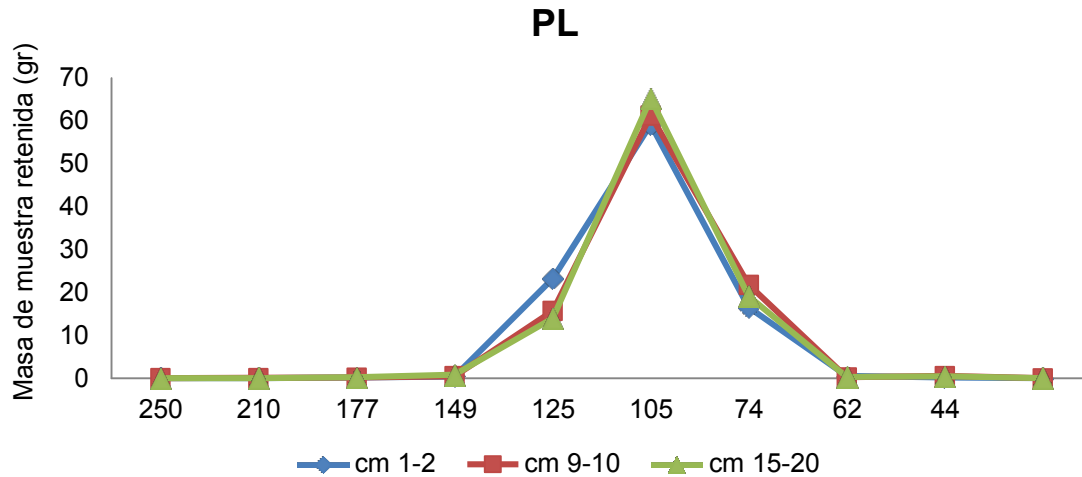


**Figura 4.35.** Porcentaje de humedad en las muestras de arena de PL y su variación en profundidad.

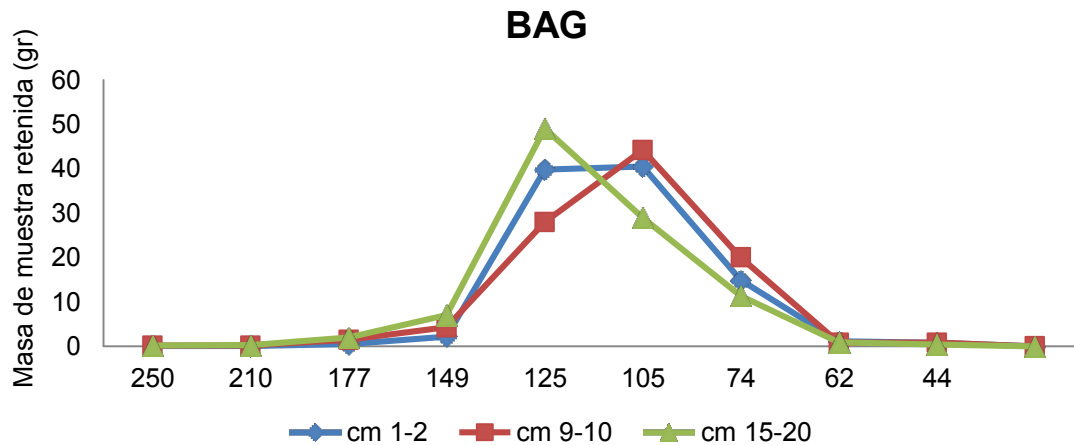
En los análisis granulométricos de PL se observó que los tres estratos seleccionados (1-2 cm, 9-10 cm y 15-20 cm) tuvieron una distribución muy similar, siendo predominante el tamaño de partículas de 105  $\mu\text{m}$ . El estrato más superficial (cm 1 y 2) presentó una leve diferencia con los otros presentando una preponderancia de los sedimentos gruesos (de 125  $\mu\text{m}$ ) sobre los finos (Figura 4.36).

Los mayores porcentajes de masa retenida en el tamiz de las muestras de BAG, correspondieron tanto al tamaño de partícula de 105  $\mu\text{m}$  (como en PL), como también al tamaño de 125  $\mu\text{m}$ , mostrando así que BAG presentó una granulometría más gruesa en comparación con PL para las muestras en profundidad (Figura 4.37).

En BAG los tres estratos mostraron diferencias más acentuadas entre sí que en PL. Si bien en los tres estratos de profundidad seleccionados se observó un predominio de los tamaños 105 y 125  $\mu\text{m}$ , el estrato más profundo presentó la mayor proporción de sedimentos más gruesos y el estrato intermedio presentó el mayor porcentaje de sedimentos más finos (74  $\mu\text{m}$  y 105  $\mu\text{m}$ ). El estrato más superficial presentó más sedimentos finos que el estrato más profundo y más sedimentos gruesos que el estrato intermedio.



**Figura 4.36.** Masa (gr) retenidos de muestras de PL en los tamices de distinto tamaño de poro (eje X) con respecto a su profundidad (cm 1-2; cm 9-10; cm 15-20).



**Figura 4.37.** Masa (gr) retenidos de muestras de BAG en los tamices de distinto tamaño de poro (eje X) con respecto a su profundidad (cm 1-2; cm 9-10; cm 15-20).

No se detallan las características de las muestras de arena de los muestreos de distribución a lo largo de la línea de la ribera en esta sección debido a que todas las muestras extraídas en estos, estuvieron ubicadas en la misma franja de muestreo que los Muestreos de calidad bacteriológica de las playas. Por ello, los resultados de las características de la arena de esa zona de la playa se especificaron en el apartado 4.1.5 (Características de la arena y granulometría en los muestreos de calidad de las playas) donde se expresan los resultados obtenidos a partir de las muestras integradas de arena obtenidas en las ocho playas.

### 4.3 Supervivencia de los organismos indicadores en el agua y la arena

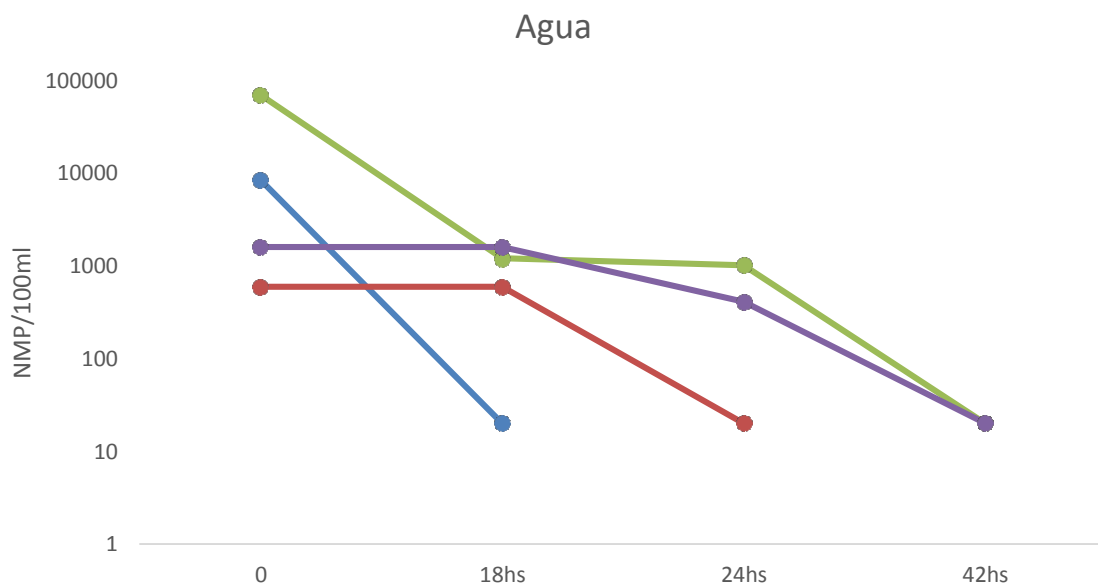
#### 4.3.1 Ensayos preliminares de supervivencia en el agua y en la arena

Los recuentos realizados sobre las muestras tomadas en BAG utilizadas para montar el experimento mostraron concentraciones de 98.173 *E.coli* y 30.091 enterococos cada 100 ml de agua y 1.719 *E.coli* y 1.073 enterococos cada 100 gr de arena.

#### Agua

Los resultados demostraron que la supervivencia de los microorganismos en el agua de ambos mesocosmos fue disminuyendo a medida que transcurrió el tiempo (Figura 4.38).

El agua con agua del Río comenzó (T0) con valores de 70.210 *E.coli*/100 ml y de 8.424 enterococos/100 ml de agua, mientras que el experimento con Agua estéril comenzó con valores de 1.596 *E.coli* y 599 enterococos cada 100 ml de agua.



**Figura 4.38.** Supervivencia de organismos indicadores en la matriz Agua de los experimentos con agua del río (*E.coli*: gris y Enterococos: azul) y con agua estéril (*E.coli*: amarillo y Enterococos: naranja). En el eje de abscisas se detallan las fechas de muestreo: T0, 18 hs, 24 hs y 42 hs. Los valores más cercanos al cero deben interpretarse como menores a 20 bacterias (valor límite detectable por la técnica)

Los recuentos iniciales de enterococos fueron inferiores a los de *E.coli* en ambos ensayos.

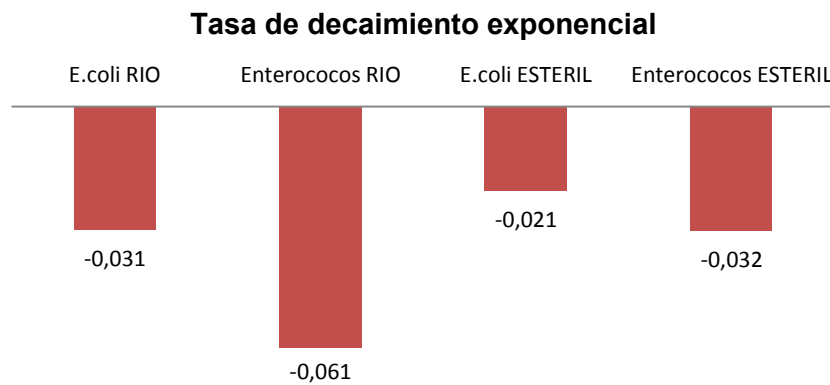
Los enterococos en agua de río mostraron una caída abrupta inicial en la supervivencia, aun siendo éstos 10 veces más abundantes que lo del ensayo de agua estéril en el T0.

*E.coli* mostró un comportamiento semejante entre el T0 y el T18, pero luego se mantuvo con recuentos similares en ambos tratamientos a pesar de que el recuento inicial (T0) fue 100 veces mayor en el mesocosmos de agua de río.

En ambos experimentos *E.coli*, presentó mayor tiempo de supervivencia que los Enterococos, llegando al valor mínimo detectable a las 42 hs mientras que los enterococos llegaron al valor mínimo detectable en las primeras 18 o 24 hs.

La tasa de decaimiento exponencial (r) o “decay rate” mostró que la mayor persistencia de las bacterias en el agua fue de *E.coli* en el mesocosmos de agua estéril (Figura 4.39). Luego le siguió también *E.coli* pero en el mesocosmos de agua del río y la mayor tasa de decaimiento (y menor persistencia) se observó con los enterococos en agua del río. Ambos indicadores mostraron mayor persistencia en el mesocosmos de agua estéril que en el agua de río.

En base a los resultados obtenidos de la Tasa de Decaimiento, se realizó un análisis de ANOVA entre los experimentos (agua estéril y agua de río) y entre los dos organismos Indicadores (OI) seleccionado. No se observaron diferencias significativas ni entre experimentos ( $p=0,337$ ), ni entre los microorganismos indicadores ( $p=0,328$ ).



**Figura 4.39.** Tasa de decaimiento exponencial (comúnmente llamada “Decay rate”) Los valores negativos debajo de cada columna indican la tasa de decaimiento (r) de cada tratamiento.

### Arena

La arena, que originalmente contenía 1.719 *E.coli* y 1.073 enterococos cada 100 g, se mezcló con agua estéril en un mesocosmos y con agua de la playa BAG que contenía un recuento de  $1 \times 10^5$  *E.coli* y de  $3 \times 10^4$  enterococos en el otro.

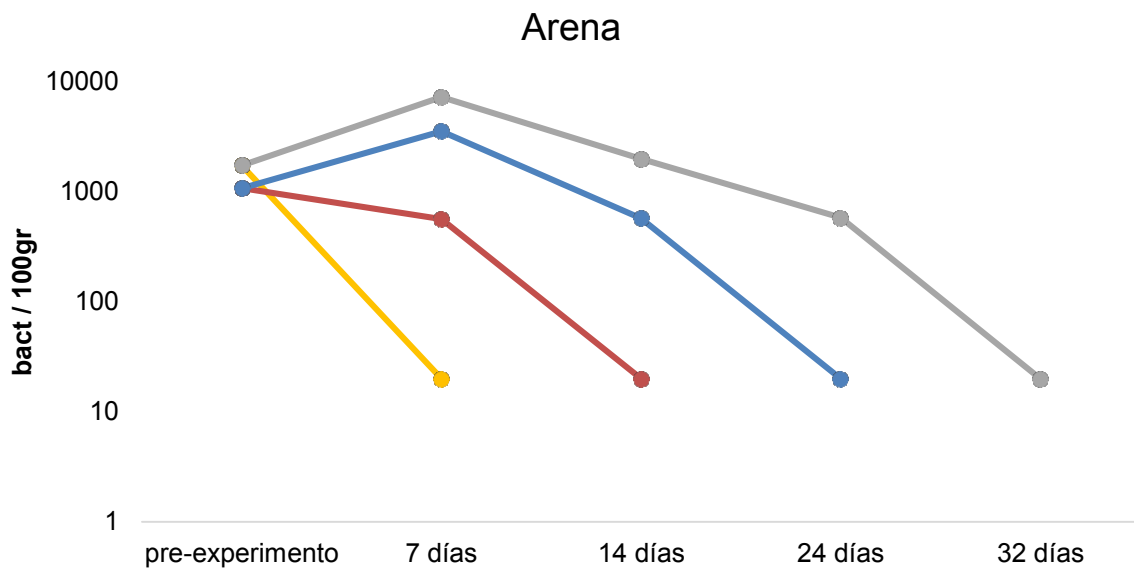
En el mesocosmos con agua estéril a los 7 días el recuento de los enterococos ya había caído a valores por debajo del nivel de detección (<20 bact) y a los 14 días ocurrió lo mismo con los recuentos de *E.coli*.

En el otro mesocosmos el agua del río incrementó la concentración de indicadores en la arena y a los 7 días los recuentos de enterococos dieron valores de 3500 y los de *E.coli* de 7200 cada 100 g de arena. Este aumento en el número de bacterias en el sedimento no se mantuvo en el tiempo, ya que en las siguientes mediciones se comenzó a observar el decaimiento en la

supervivencia (Figura 4.40). Recién a los 24 días el número de enterococos cayó por debajo del valor detectable y a los 32 días ocurrió lo propio con las concentraciones de *E.coli*.

El aumento en el número de bacterias durante los primeros 7 días, no se observó en el mesocosmos de agua estéril. En éste la supervivencia de ambos indicadores fue menor que en el de agua de río y disminuyó abruptamente ya en las primeras mediciones llegando al valor mínimo de *E.coli* a los 7 días y de los enterococos a los 14 días del comienzo del experimento.

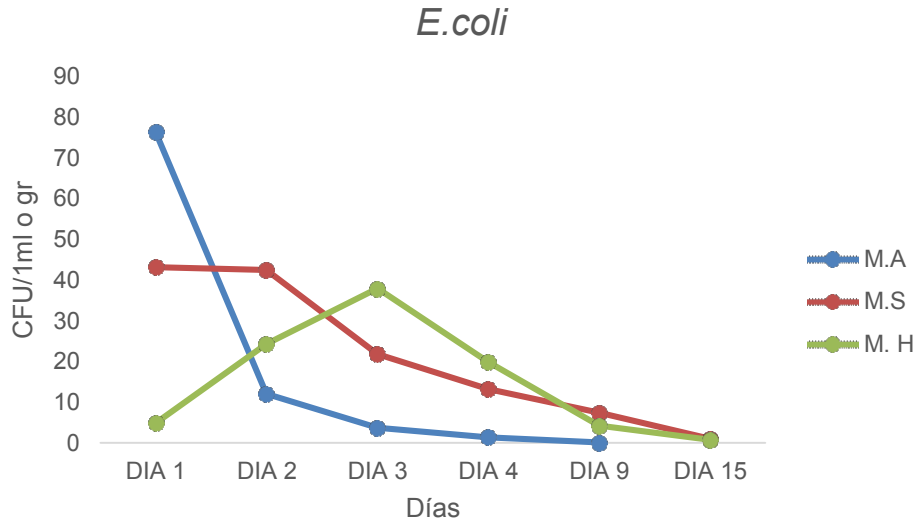
Estos resultados mostraron una disminución en el tiempo de ambos grupos de microorganismos en el agua y en la arena.



**Figura 4.40.** Supervivencia de organismos indicadores en la matriz Arena de los experimentos con agua del río (*E.coli*: gris y Enterococos: azul) y con agua estéril (*E.coli*: amarillo y Enterococos: naranja). En el eje de abscisas se detallan las fechas de muestreo: pre-experimento (previo al montaje de los mesocosmos), a los 7,14, 24 y 32 días del inicio del experimento. Los valores más cercanos al cero deben interpretarse como menores a 20 bacterias (valor límite detectable por la técnica)

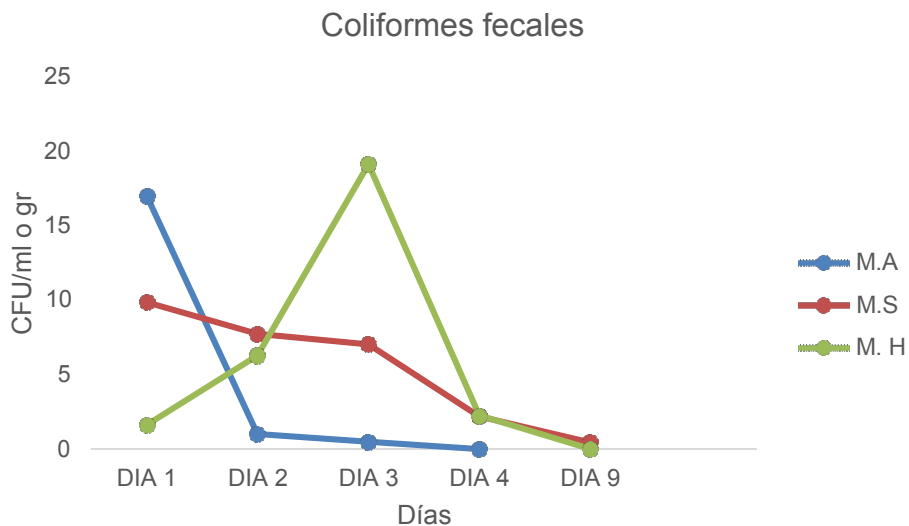
#### 4.3.2 Supervivencia de organismos indicadores en el agua y en arena ante distintas condiciones de humedad

Los resultados demostraron que la supervivencia de *E. coli* se prolongó hasta el día 15 en los mesocosmos de arena y hasta el día 9 en el de Agua. La supervivencia en el M.S y en el M.A disminuyó gradualmente, mientras que en el M.H mostró un aumento durante los primeros 3 días y luego comenzó a disminuir hasta presentar la ausencia de bacterias el día 15, al mismo tiempo que el M.S (Figura 4.41).



**Figura 4.41.** Recuento de *E.coli* en el M.A (azul), M.S (naranja) y M.H (gris). Para cada fecha de muestreo se muestra el valor promedio de los triplicados realizados.

Los coliformes fecales que no son *E.coli*, mostraron un comportamiento similar a los *E.coli* en los tres mesocosmos, pero en concentraciones más bajas (Figura 4.42). También mostraron un aumento en el M.H durante los primeros 3 días y luego una disminución hasta mostrar resultados nulos en el día 9 (al mismo tiempo que el M.S). El comportamiento de los coliformes en el M.A también mostró una caída abrupta entre el 1<sup>er</sup> y 2<sup>do</sup> día de ensayo, manteniendo la supervivencia hasta el día 4, a partir del cual el número de colonias comenzó a ser nulo para las tres réplicas de agua.



**Figura 4.42.** Recuento de los coliformes fecales (que no son *E.coli*) en el M.A (azul), M.S (naranja) y M.H (gris). Para cada fecha de muestreo se muestra el valor promedio de los triplicados realizados.

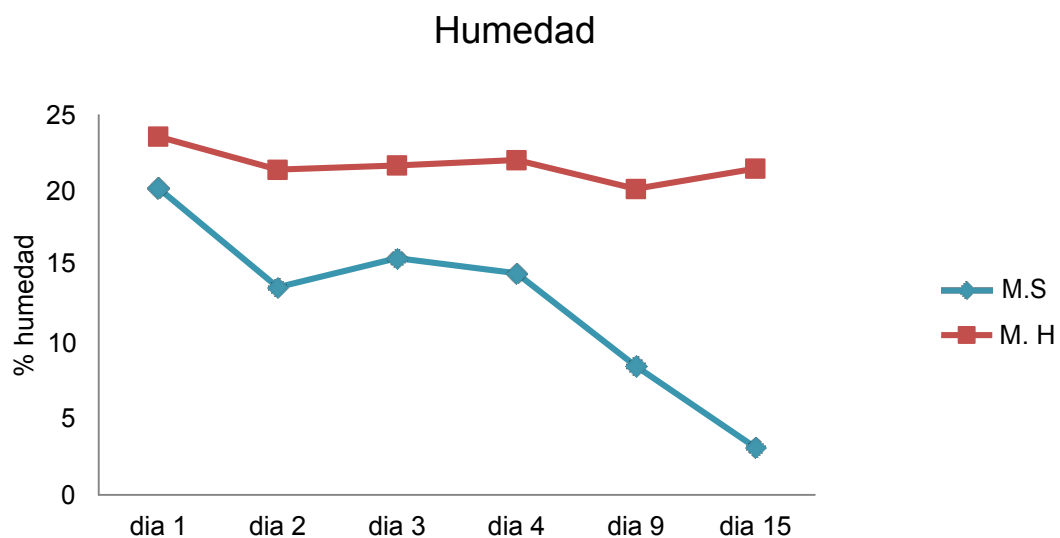
El llamativo bajo número de bacterias en la fecha inicial del M.H, podría deberse a que el agregado de agua del río sobre la superficie de la arena recién colocada en la cubeta durante el montaje de este mesocosmos, haya resuspendido las bacterias presentes en el sedimento que

quedó sumergido. Entonces, al tomar la muestra con una jeringa sin punta apoyada al ras de la superficie de la arena sumergida, esta muestra de arena, podría estar desestimando una parte de la concentración bacteriana inicial presente en los intersticios de la arena.

Del mismo modo, el aumento de la concentración bacteriana en este mesocosmos durante los dos días subsiguientes podría estar reflejando la decantación de todo el material particulado (y por lo tanto de los microorganismos) que se encontraba suspendido en el agua que cubría la arena en el primer muestreo y que al ser incluido en la capa más superficial de estos muestreos, aumentó el número de microorganismos por gramo de arena.

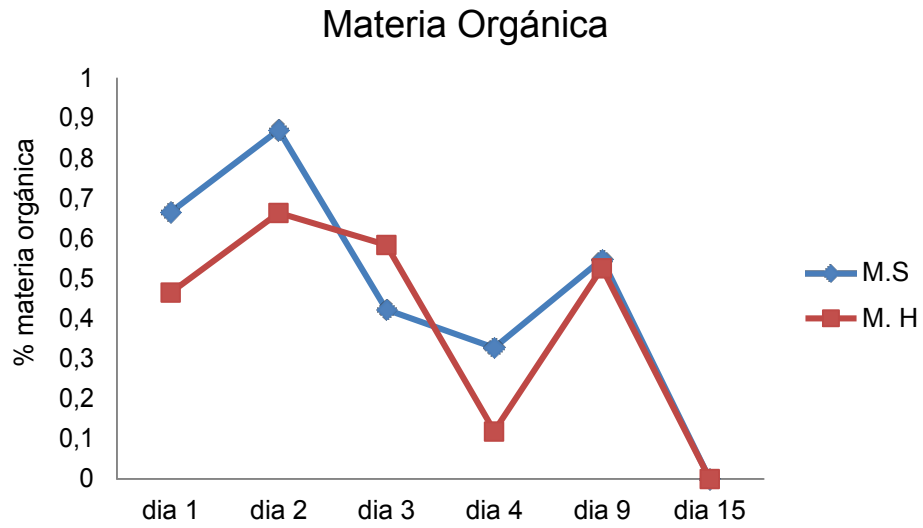
Porcentaje de humedad y contenido de materia orgánica en las muestras de arena

En el M.H la humedad de la arena se mantuvo entre el 23,6% y el 20,6% de humedad, mientras que en el M.S, la pérdida de agua por evaporación fue disminuyendo gradualmente la humedad de la arena hasta quedar casi completamente seca el día 15 (con el 3% de humedad, Figura 4.43).



**Figura 4.43.** Porcentaje de humedad en el M.S (azul) y M.H (naranja) a lo largo del experimento

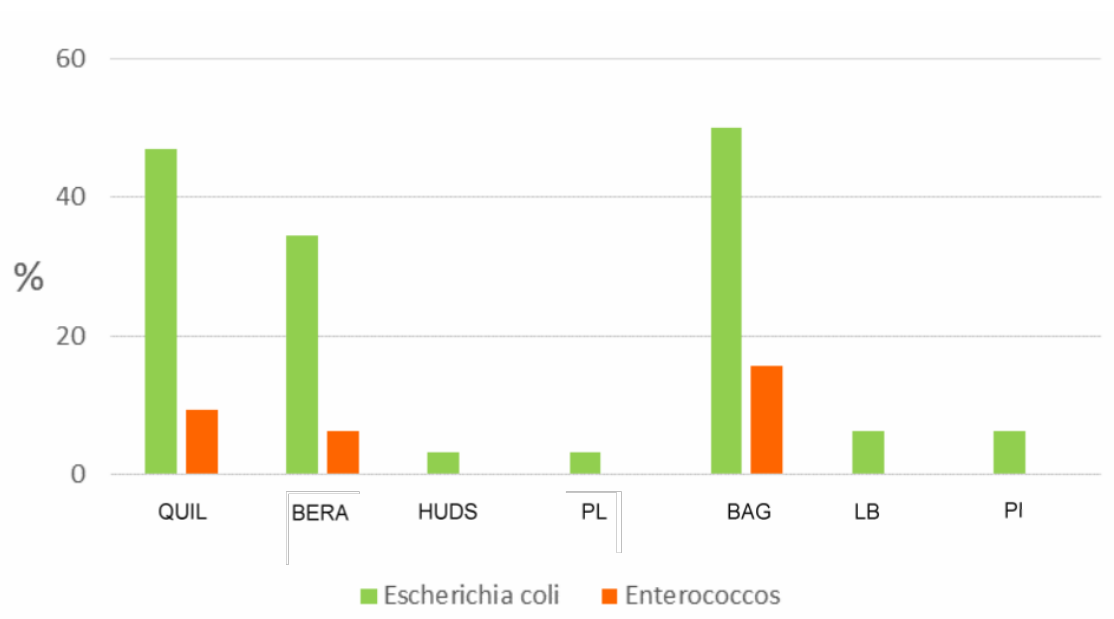
La variación del porcentaje de materia orgánica en la arena fue disminuyendo con el tiempo de manera sincrónica en ambos mesocosmos. Tanto en el M.S como en el M.H, se observó un aumento en el % de materia orgánica en el período que abarcó el día 4 y el día 9. Luego, los valores descendieron hasta ser nulos el día 15 (Figura 4.44).



**Figura 4.44.** Porcentaje de materia orgánica en el M.S (azul) y el M.H (naranja) a lo largo del experimento.

#### 4.4. Microorganismos indicadores asociados a microplásticos

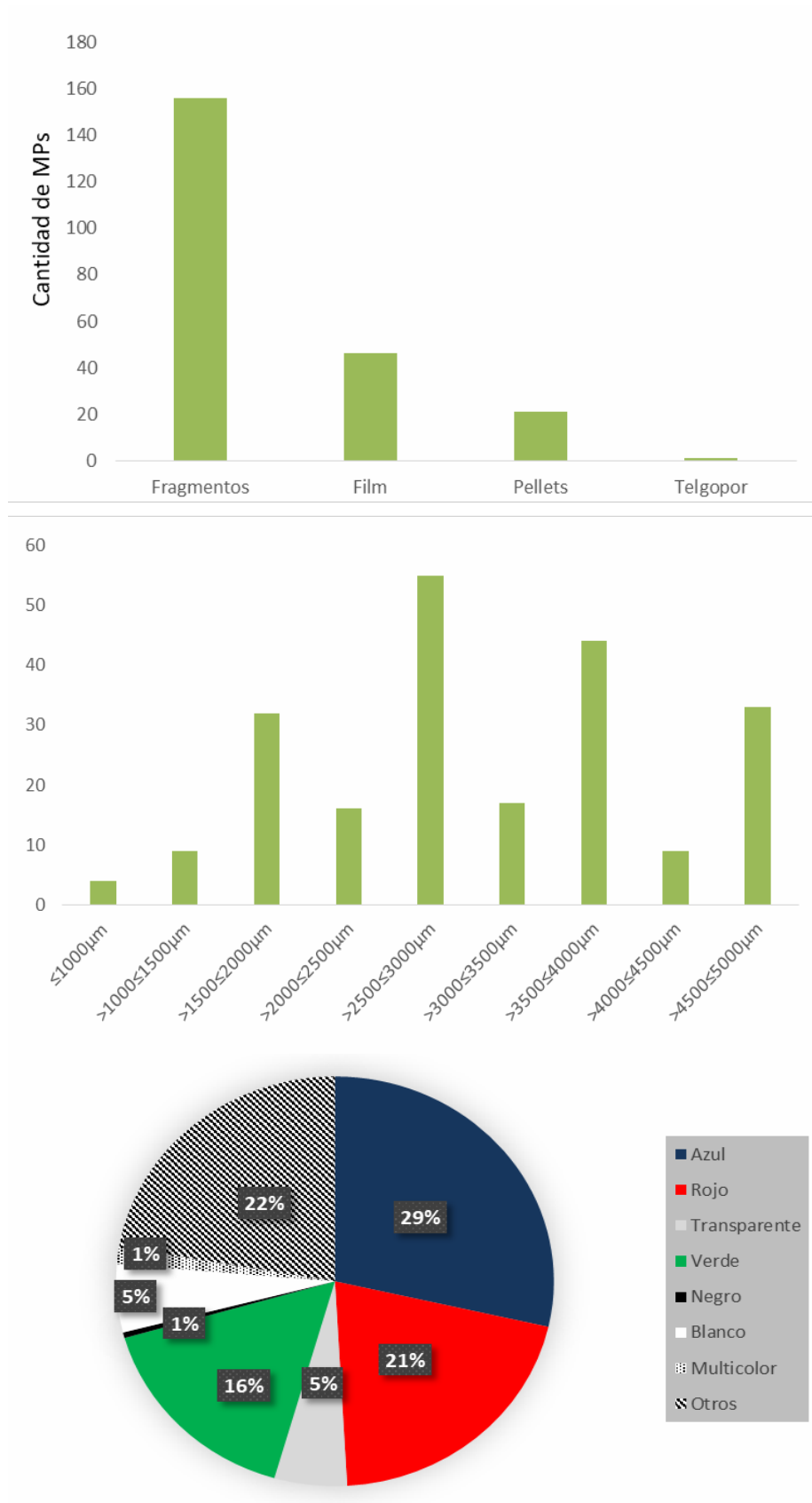
Se analizaron 224 MPs colectados en las siete playas detalladas en los métodos. En todas las playas se detectaron MPs portadores de bacterias indicadoras de contaminación fecal. Se detectó presencia de *E. coli* en MPs de todos los sitios, mientras que de enterococos sólo en los MPs de tres sitios (QUIL, BERA y BAG). La proporción de MPs con presencia de bacterias indicadoras fue mayor en los sitios ubicados próximos a las descargas cloacales. El sitio donde se registró la mayor proporción de MPs con bacterias fue BAG, seguido de los sitios QUIL y BERA (Figura 4.45).



**Figura 4.45.** Proporción de MPs (%) con presencia de *E.coli* (verde) y Enterococos (rojo) en los siete sitios analizados

La presencia de *E. coli* sobre los MPs varió entre el 3.1 % en HUDS y PL y el 50 % en BAG. La presencia de enterococos fue mucho menor, variando entre el 6.2 % en BERA y el 15.6 % en BAG. En la Figura 5.1 se observa que en los sitios donde los MPs con presencia de *E. coli* no superó el 20%, no se registraron MPs con presencia de enterococos.

En la Figura 4.46 se muestra representada la cantidad de MPs correspondiente a cada categoría de tipo, tamaño y color. Todos los MPs se distribuyeron en cuatro categorías de tipos de MPs: fragmentos (69.6 %), film (20.5 %), pellet (9.4 %) y telgopor (0.4 %). Los tamaños de los MPs fueron superiores a 1000 µm, siendo la categoría >2500≤3000 µm la más frecuente. Otra de las características registradas fue el color, resultando los MPs azules dominantes en un 29 % seguido de MPs color rojo (22 %).



**Figura 4.46.** Cantidad de microplásticos hallados en el sedimento intermareal de los siete sitios analizados para cada categoría: a) Tipo de MCPs, b) Tamaño y c) Color.

En la Tabla 4.15 se puede observar que de los 224 MPs analizados se registró la presencia de *E. coli* en 48 (21.4 %) y de Enterococos en 10 (4.5 %). Considerando sólo los MPs en los cuales hubo presencia de las bacterias analizadas, *E. coli* se registró en tres tipos de MPs (fragmentos, film y pellets) mientras que Enterococos se registró en dos tipos (fragmentos y film). Ninguno de los organismos indicadores se encontró en telgopor. De los 156 fragmentos encontrados, *E. coli* mostró presencia en 38 (24,4%) y enterococos en 8 (5,1%). En el caso de los films, de 46 encontrados *E.coli* estuvo presente en 7 (15,2%) y enterococos en 2 (1,2%). Por último, de los 21 pellets encontrados *E.coli* se presentó en 3 de ellos (14,3%).

En cuanto a los tamaños de los MPs, ambos indicadores se encontraron en diversas categorías de tamaño registradas (Tabla 4.12). Con respecto al color *E. coli* estuvo presente en MPs de todos los colores, a diferencia de Enterococos que se registró solamente en MPs azules, rojos y verdes.

**Tabla 4.15.** Cantidad de MPs en los que se registró presencia de *Escherichia coli* y Enterococos detallando el porcentaje de presencia sobre el total de cada categoría de tipo y tamaño de MPs

Características de los MPs	MPs con <i>E.coli</i>	% del total de la categoría	MPs con Enterococcus	% del total de la categoría
<b>Tipos</b>				
Fragmentos	38	24,4	8	5,1
Pellets	3	14,3		
Film	7	1,2	2	1,2
<b>Tamaños</b>				
>1000 ≤ 1500 µm	2	0,22		
>1500 ≤ 2000 µm	6	2,04	2	0,68
>2000 ≤ 2500 µm	1	0,14	1	0,14
>2500 ≤ 3000 µm	16	9,28	3	1,74
>3000 ≤ 3500 µm	2	0,34		
>3500 ≤ 4000 µm	11	5,06	3	1,38
>4000 ≤ 4500 µm	4	0,44		
>4500 ≤ 5000 µm	6	2,04	1	0,34

## 5. DISCUSIÓN

### El estado sanitario de las playas

Los organismos indicadores más utilizados para estudios de calidad de aguas recreacionales son los enterococos para agua marina y *E.coli* para aguas continentales (Solo-Gabriele et al., 2000). En los análisis de calidad bacteriológica de los sedimentos costeros, muchos autores han utilizado ambos indicadores para caracterizar a las playas (Evanson & Ambrose, 2006; Bonilla et al., 2007; Anderson et al., 2005; Desmarais et al., 2002; Wheeler Alm et al., 2003; Abreu et al., 2016; Yamahara et al., 2007, 2012; Shibata et al., 2004; Whitman et al., 2003). Otros han seleccionado a uno u otro para tales estudios, en general en ambientes marinos se seleccionó al indicador enterococos solamente.

Los antecedentes de calidad bacteriológica de sedimentos y agua de áreas recreativas en playas se focalizan primariamente en balnearios ubicados principalmente en mares (Bonilla et al., 2007; Elmanama et al., 2005; Whitman & Nevers, 2003; Yamahara et al., 2012; Zehms et al., 2008) o en lagos (Alm et al., 2006; Byappanahalli et al., 2006; Ishii et al., 2007; Whitman & Nevers, 2003; Wheeler Alm et al., 2003), de países como India, China y Francia (Borade et al., 2014; Feng et al., 2009; Touron et al., 2007; Garcia-Armisen et al., 2005).

En el caso del Estuario del Río de la Plata, los antecedentes enfocados en la calidad bacteriológica del agua se concentran especialmente en las áreas recreativas situadas en la zona norte (Freplata, 2005; Mendez & Re, 2012; Menéndez et al., 2011; Costa et al., 2019; AGOSBA & SHN, 1997). No hay estudios de la zona que aborden de manera conjunta la contaminación bacteriológica del agua y de los sedimentos de las playas ubicadas en la ribera sur del estuario.

En este estudio se observó que *E.coli* superó los valores de enterococos en todos los muestreos realizados tanto en el agua como en la arena. Esta tendencia coincide con otros estudios, donde *E. coli* alcanza abundancias hasta cuatro veces superiores que enterococos en agua de playas (Wheeler Alm et al., 2003), aunque en sedimento húmedo los recuentos de ambos indicadores fueron similares. También hay antecedentes donde las abundancias de ambos indicadores microbianos variaron entre sí de maneras poco consistentes (Shibata et al., 2004).

### Los efectos de las fuentes puntuales de contaminación

A pesar de que el Río de la Plata se caracteriza por presentar una elevada capacidad de dilución de la materia orgánica, principalmente durante épocas de El Niño (Dogliotti et al., 2016; Freplata, 2005), se requiere de tiempo y de espacios físicos alejados de las zonas utilizadas por la población bañista para la ubicación de las descargas cloacales y pluviales. Las fuentes puntuales de contaminación por descargas cloacales y pluviales son el factor principal que influye significativamente sobre la calidad del agua costera, condicionando su concentración bacteriana,

especialmente en aquellas que presentan espigones o escolleras que impiden la renovación de sus aguas (Abreu et al., 2016; Perez Guzzi, 2003).

Las dos fuentes puntuales de contaminación identificadas en este estudio como las más influyentes en la contaminación de las playas (las descargas de Berazategui y de Berisso) representan la principal problemática que debe ser abordada en el área de estudio. Un aspecto importante para destacar es que estos aportes afectan no solo a las áreas balnearias ubicadas al sur (o aguas abajo) de los vuelcos, sino que, por las características estuariales del Río de La Plata, también pueden afectar a las playas ubicadas al norte (o aguas arriba) de los mismos. Esto depende de las principales forzantes del Río de La Plata, como son la dirección de la onda de la marea y la dirección e intensidad de los vientos predominantes. Los modelos hidrodinámicos generados para el transporte de contaminantes en el estuario, que consideran estos dos factores ambientales además de la descarga fluvial de los tributarios más importantes, revelan que la contaminación fecal puede llegar hasta playas muy alejadas de las fuentes puntuales (Menéndez, 2009).

Los resultados presentados en esta tesis muestran correlación entre la distancia de cada playa a la fuente de contaminación puntual más cercana y su grado de contaminación. Las playas con mejor calidad bacteriológica fueron aquellas cuya distancia al vuelco cloacal más cercano es mayor a 11 km. Las tres playas más alejadas a ambos focos contaminantes son Magdalena ubicada a 33,7 km al sur del vuelco de Berisso, Punta Lara, ubicada a 16,6 km al norte del vuelco de Berisso y 19 km al sur del de Berazategui y La Balandra, ubicada a 11,41 km al sur del vuelco de Berisso.

Esta relación fue aún más evidente para ambos indicadores en la arena que en el agua. Esto indica que, a diferencia de los cambios de calidad bacteriológica detectados en el agua de cada lugar que dependen de la condición de viento y marea del momento, la arena actúa como una matriz que integra o promedia el nivel de contaminación fecal a lo largo del tiempo.

Durante el tiempo de realización de este estudio, particularmente en la playa Bagliardi avanzó la construcción con escombros de un espigón sobre el margen norte de la playa, que puede tener consecuencias sanitarias vinculadas a la menor renovación del agua en la playa. En este sentido sería recomendable no sólo alejar el vuelco contaminante de la costa de las playas de Berisso sino también repensar el avance de la construcción de esta escollera.

Entre las medidas recomendadas para mejorar la situación ambiental de la costa de Berisso, un informe realizado por un grupo AD HOC de la Red de Seguridad Alimentaria de CONICET (RSA - CONICET, 2021) propone restringir el acceso de personas a las playas con mayor influencia de la descarga cloacal, construir un emisario que descargue la contaminación río adentro, y la realización de tratamiento secundario de las aguas residuales. Hay un proyecto de construcción de una planta de tratamiento mediante lagunas de estabilización desarrollado por la Facultad de Ingeniería de la Universidad Nacional de La Plata, que permitiría generar un líquido tratado con potencialidad de ser reutilizado en riego agronómico (producción forrajera y/o forestal) o de ser

volcado al río cumpliendo con los límites establecidos por la legislación vigente (Andrade Macias Foti et al., 2023). Estas alternativas, lideradas por el Municipio de Berisso, deberán ser acompañadas por los de La Plata y Ensenada, ya que los tres se encuentran involucrados en la red cloacal que conduce al caño maestro que desemboca en el Río de la Plata.

En la playa Hudson, los contaminantes pueden provenir no solo del vuelco de Berazategui sino también de dos canales cercanos que desembocan en la costa, el canal Baldovinos y Las Conchitas. Hay antecedentes de que estos vuelcan grandes cantidades de contaminantes fecales al río en la cercanía de la zona recreativa costera de Hudson (Suarez et al., 2023). En el caso de las playas de Bernal y Quilmes, los efectos producidos por los canales Sarandí y Santo Domingo pueden sumarse a la contaminación proveniente de la Planta de Tratamiento del Bicentenario ubicada en Berazategui.

### **Las variaciones fisicoquímicas y el estado sanitario**

En general, los aportes de aguas residuales se evidencian fácilmente por aumentos de conductividad eléctrica y acidificación de las aguas receptoras en comparación con su condición natural. Esto coincide con lo medido en esta tesis, en que las playas con mayores aportes de contaminantes mostraron mayor conductividad y menor pH.

También se han asociado aumentos en la temperatura del agua con mayor carga contaminante aunque eso depende de la proporción de los caudales del efluente y del receptor. Esto no fue detectado en este estudio probablemente debido a la magnitud del cuerpo receptor. Los resultados expuestos aquí muestran efectos negativos de la radiación solar e índice UV con la cantidad de bacterias en el agua. Esto puede deberse a la temporalidad de los muestreos en referencia a la frecuencia de datos ambientales registrados por las estaciones meteorológicas, o puede haber un efecto inactivador por radiación solar de la comunidad bacteriana. La inactivación de bacterias en el agua por la radiación solar también fue registrada por otros autores en ambientes acuáticos naturales (Walters et al., 2014) y hasta se ha destacado como una forma efectiva en los procesos de desinfección de agua para consumo humano en zonas aisladas de Latinoamérica (Apella et al., 2005; Hidalgo et al., 2004; Acosta et al., 2016).

En el área de estudio, ocurrió un evento a finales de diciembre de 2015, en el que las intensas precipitaciones asociadas al efecto El Niño generaron elevados caudales en el Río de la Plata y su tributario (el Río Paraná), provocando una gran invasión temporal de plantas acuáticas en las playas de la FCS desde enero a mayo de 2016 (Dogliotti et al., 2018). Además, estos eventos coincidieron con valores muy altos de la radiación solar y el índice U.V. Los resultados en esta tesis de estas fechas en particular (verano 2016) coinciden con los recuentos más bajos de contaminación fecal en el agua, llegando a valores por debajo de los límites permitidos para el uso recreacional en todas las playas excepto en Bagliardi y Berazategui. La disminución de sólidos disueltos en el agua y de turbidez, por el elevado caudal del Río Paraná, podrían estar vinculados a estos descensos en la abundancia bacteriana en el agua. Sin embargo, y un aspecto notable en estos eventos, fue que si bien los recuentos en el agua fueron muy diferentes a los

promedios de cada playa, las abundancias bacterianas en la arena no mostraron ninguna alteración en los valores característicos de cada playa.

### **La arena como microhábitat bacteriano**

Estudios anteriores que comparen la abundancia de bacterias en agua y en arena, a pesar de ser matrices diferentes, indican una mayor abundancia en la arena húmeda (2 a 23 veces) y en la arena seca (30 a 460 veces) que en el agua, comparando 100 g de arena contra 100 mL de agua (Bonilla et al., 2007). En seis playas de uso recreacional de aguas continentales también se hizo referencia a esta relación y se observó que la abundancia de bacterias indicadoras tanto enterococos como *E. coli* fue de 3 a 38 veces mayor en los 20 cm superiores de los núcleos de arena húmeda que en la columna de agua (Wheeler Alm et al., 2003).

En esta tesis, la menor variabilidad de abundancias bacterianas en la arena que en el agua de las playas del estuario también se reflejó en los análisis estadísticos comparando las abundancias de *E. coli* y Enterococos entre las playas. La gran variabilidad en los recuentos de las muestras de agua puede deberse al efecto de las mareas, los vientos y las corrientes, que dispersan la contaminación hacia otras zonas del cuerpo de agua receptor, mientras que estos factores no inciden en la contaminación de la arena.

Si bien esta diferencia entre el contenido de bacterias en agua y arena se observó en la mayoría de las playas de este trabajo, la relación fue inversa en una de las playas (Bagliardi), que se caracterizó por ser aquella con el mayor grado de contaminación en toda el área de estudio. Esto puede deberse a que la playa se encuentra separada por tan solo 900 metros de la fuente de contaminación fecal más importante de la región, por lo que el agua que baña esta playa es prácticamente la misma pluma contaminante que proviene del vuelco. El alto impacto sobre la playa de este foco puntual de contaminación no radica en la cantidad de personas involucradas en el agua residual que transporta, sino a que el efluente es descargado directamente sobre la línea de la ribera, sin un emisor subfluvial (como en el caso del otro gran foco contaminante presente en Berazategui), afectado así directamente a la playa Bagliardi y a otras playas reconocidas pertenecientes al municipio de Berisso (Palo Blanco, La Balandra, Balneario municipal de Berisso). Asimismo, no se encontraron relaciones entre la contaminación de las playas y el contenido de materia orgánica presente en la arena ni con la granulometría de los sedimentos costeros.

Estos resultados remarcan la importancia de avanzar en estudios epidemiológicos que puedan correlacionar la contaminación de la arena con las enfermedades gastrointestinales de las personas que asisten a las playas, además de los ya existentes con contaminación en agua. De esta manera se podrán establecer valores guía para el uso recreacional y evitar riesgos de enfermarse cuando las personas asisten a las playas sin entrar al agua por la supuesta mala calidad, pero mantiene igualmente contacto con la arena, especialmente si se trata de niños menores o personas inmunodeprimidas.

**La distribución bacteriana en la playa: transversal, longitudinal y en profundidad**

La distribución en parches de contaminación en sedimentos y suelos está ampliamente documentada (Honders & Gadella, 2003; Lame & Defize, 1993). Este fenómeno también fue evidente en los muestreos realizados en Bagliardi, donde tanto a nivel de macroescala (a lo largo de una transecta de 160 m) como de microescala (1 m), se observó una distribución heterogénea de las bacterias en la superficie de la playa. En particular, en un muestreo a microescala, dos muestras separadas por sólo 33 cm presentaron recuentos de 500 y 7000 bacterias por 100 gramos, respectivamente.

En general, se encuentra una relación inversa entre la concentración de indicadores de contaminación fecal y la distancia al agua en playas. Algunos autores atribuyen esto a que se trata de una zona de alto tránsito de animales como perros y aves, por lo que existe una mayor cantidad de deposiciones fecales de origen no humana que pueden contribuir a aumentar la contaminación fecal que proviene del agua (Oshiro & Fujioka, 1995; Bonilla et al., 2007; Vogel et al., 2017; Lévesque, 2000; Yamahara et al., 2007). Otros autores que asocian a arenas más alejadas de la playa como la más seca, mencionaron que las mayores densidades bacterianas en este medio pueden deberse a la falta de depredación, ya que depredadores como protozoos típicos del medio acuático, se inactivan en el sedimento seco (Bonilla et al., 2007).

Si bien los muestreos diseñados para analizar la distribución horizontal de la contaminación de la arena en las playas a distintas distancias del agua no contaron con un elevado número de réplicas, esta temática pudo ser abordada desde dos ópticas diferentes en este trabajo. Una de ellas fue mediante los resultados de los muestreos realizados específicamente para este fin, en los que en una misma jornada se analizó la contaminación en la arena a lo largo de 5 zonas establecidas. Y la otra, mediante los resultados de los muestreos de estado sanitario de las playas, en los que siempre se registró el nivel de la marea (en mts) de cada jornada. Así, la distancia desde el murallón hasta la zona en la que se tomaron las muestras de arena en cada muestreo dependió estrictamente del nivel de la marea registrado cada día, implicado desde distancias muy alejadas del murallón cuando estos niveles fueron muy bajos hasta distancias muy cercanas al mismo cuando fueron más altos.

Los resultados de ambas aproximaciones muestran una tendencia de aumento de los organismos indicadores hacia la zona más alejada del agua en las playas con mejor calidad, y una tendencia inversa en la playa Bagliardi, que se caracterizó por presentar la peor calidad bacteriológica de toda la Franja Costera Sur. A partir de los resultados de los muestreos de calidad, en la playa Magdalena se confirmó una correlación positiva significativa entre los valores de nivel de la marea y la contaminación en la arena. Esto puede deberse a que la pendiente es apenas perceptible en esta playa, lo que produjo una gran diferencia entre las distancias al murallón de la zona de muestreos entre los muestreos de calidad ante variaciones mínimas en el nivel de la marea.

Por otro lado, se encontraron trabajos que coincidieron con la distribución de los indicadores en la arena hallada en Bagliardi, en los que los valores más altos de contaminación fecal se encontraron en la arena más cercana al agua (Shibata et al., 2004). En estas playas al igual que en Bagliardi los niveles de indicadores encontrados en el agua superaron frecuentemente los límites establecidos para el uso recreacional. Además, en el mismo trabajo los valores más altos encontrados en las zonas alejadas del agua coincidieron con las mareas más altas, indicando que el agua contaminada es la fuente de contaminación en esas playas.

Por lo observado en las playas de la costa del Río de La Plata, la elevada contaminación en zonas alejadas del agua, podría atribuirse no solamente a los factores mencionados por otros autores sino también a la presencia de desagües pluviales que descargan sobre las paredes del murallón directamente a la playa y que podrían contener aguas residuales. Esto último precisaría una evaluación particular que no ha sido considerada en este estudio.

En varios trabajos anteriores, realizados en playas en las que la marea alta no llega hasta el murallón, se refieren a la zona más alejada como “arena seca” y a zona la más cercana al agua como “arena húmeda” (Bonilla et al., 2007; Halliday et al., 2015; Yamahara et al., 2012). Este enfoque no puede atribuirse a las playas del Río de la Plata por varias razones. En primer lugar, debido a que, en la mayoría de las playas, la totalidad de la arena se cubre de agua al menos dos veces al día con niveles promedio de mareas. Además, la baja pendiente de las playas sumado a la formación de canaletas paralelas a la ribera sobre toda la extensión de la zona intermareal, son características típicas del área de estudio que hacen que no exista un gradiente constante y directamente proporcional entre la disminución de humedad de la arena y la distancia al agua. Es por todo esto, que en este trabajo no se habla de arena seca o húmeda para referirse a las zonas de muestreo a distintas distancias del agua, sino que se numeraron las zonas del 1 al 5.

Las bacterias indicadoras de contaminación no sobreviven a mucha profundidad en la arena de las playas. Las mayores concentraciones del indicador *E.coli* se encontraron entre los primeros 5 cm superficiales en el caso de Punta Lara y entre los primeros 8 cm en Bagliardi. Por debajo de esa profundidad los niveles de bacterias fueron muy bajos o no detectables. Esto mismo se observó en otros trabajos que analizaron el comportamiento de coliformes fecales y estreptococos en la arena de playas recreativas de Reino Unido (Obiri-Danso, 2000). Cuando se comparó la disminución de *E.coli* contra la disminución de enterococos en estudios de suelos de la ribera de ríos en Florida, *E.coli* lo hace más drásticamente que enterococos y en pocos centímetros de profundidad (Desmarais et al., 2002); y además, los valores de la primera se encontraron por debajo de los límites de detección en todas las muestras de sedimento de una profundidad mayor a los 5 cm. Estos resultados coinciden con los medidos en este trabajo doctoral, adonde *E.coli* prácticamente desaparece luego de los 4 cm de profundidad mientras que los enterococos siguen siendo suficientemente abundantes para ser detectados. Aunque estos resultados probablemente estén vinculados al material que compone el suelo, ya que en

suelos rocosos de montaña ambos indicadores bacterianos fueron detectados hasta los 36 cm de profundidad (Hardina & Fujioka, 1991).

En los recuentos en profundidad realizados mediante la técnica de filtro de membrana, se analizaron tres grupos de bacterias: *E. coli*, coliformes fecales y bacterias heterotróficas. Los resultados mostraron que estos grupos variaban de manera similar en el sedimento, aumentando y disminuyendo de forma conjunta. Entre Punta Lara y Bagliardi, los recuentos bacterianos presentaron diferencias significativas en sus órdenes de magnitud, reflejando la contaminación particular de cada área. Además, los indicadores de contaminación fecal fueron aproximadamente 10.000 veces menos abundantes que las bacterias heterotróficas totales.

### **La supervivencia bacteriana**

Las condiciones ambientales del agua de río, junto con la presencia de comunidades planctónicas que actúan como predadoras y otros microorganismos que compiten por nutrientes, afectan negativamente la supervivencia de bacterias entéricas, propias del tracto intestinal de animales de sangre caliente. En contraste, en agua estéril, aunque los nutrientes permanecen, los competidores y predadores han sido eliminados, lo que favorece la supervivencia y el crecimiento de bacterias resuspendidas del sedimento tras la agitación inicial. Esto se ha observado en estudios que destacan la importancia de la predación y los nutrientes en la supervivencia de los organismos indicadores en sistemas naturales (Desmarais et al., 2002).

Los ensayos de supervivencia de esta tesis corroboran estos hallazgos, mostrando que tanto *E. coli* como enterococos persisten más en agua de río estéril que en la misma agua no esterilizada. En esta última, los recuentos de ambos indicadores disminuyeron abruptamente en las primeras 18 horas, lo que sugiere condiciones más adversas. Estos resultados coinciden con otros estudios que observaron un rápido decaimiento poblacional sin aumentos significativos en el agua (Anderson et al., 2005).

En el caso de la arena, ambos indicadores mostraron un aumento en los ensayos con agua no esterilizada, desde el recuento pre-experimento hasta los siete días de análisis, lo que no ocurrió en agua estéril. Este incremento no se atribuyó a la reproducción bacteriana, sino a la decantación de las bacterias presentes en el agua de río hacia el fondo.

Respecto a la influencia de la temperatura, los experimentos de esta tesis registraron una supervivencia máxima de 32 días en la arena a 20°C, lo que concuerda con estudios en que, a 10°C, se observaron recuentos positivos por más de 28 días, si bien a otra temperatura (Craig et al., 2004). A temperaturas cercanas a los 19°C en arena estéril, *E. coli* no solo sobrevivió, sino que aumentó más de cinco veces en dos días, manteniéndose viable durante 35 días (Alm et al., 2006).

En cuanto al comportamiento en agua, los recuentos disminuyeron abruptamente en el primer día y luego de manera gradual durante nueve días. Esto contrasta con otros estudios que, en

condiciones controladas de laboratorio con agua de río a 23-25°C, observaron un aumento de *E. coli* durante el primer día seguido de una disminución posterior (Hardina & Fujioka, 1991).

Varios estudios han señalado que los recuentos de organismos indicadores son más altos en arena seca que en arena húmeda (Desmarais et al., 2002; Solo-Gabriele et al., 2000). Aunque en este trabajo se comparó la abundancia de bacterias en arena mantenida en constante humedad y arena sometida a desecación, no se observaron diferencias significativas. Sin embargo, en el mesocosmos húmedo se registró un aumento notable de bacterias en los primeros días de análisis. Si bien algunos autores asocian el aumento de la concentración bacteriana a la posible reproducción de las bacterias en el sedimento húmedo (Solo-Gabriele et al., 2000; Desmarais et al., 2002; Alm et al., 2006), en este trabajo se asocia a la reactivación de bacterias injuriadas (viables no cultivables) o a la distribución diferencial de las bacterias indicadoras en la arena.

Resumidamente, los análisis de este estudio muestran que las bacterias indicadoras de contaminación fecal persisten más tiempo en la arena que en el agua, detectando no solo la contaminación reciente sino también la de períodos anteriores. Otros estudios coinciden en que *E. coli* sobrevive más tiempo que los enterococos y otros coliformes fecales, tanto en el agua del Río de La Plata como en la arena de las playas. Esta diferencia podría explicar la mayor proporción de *E. coli* observada en los muestreos de calidad de las playas, donde superó significativamente a los enterococos en los ocho sitios de estudio.

Los resultados en mesocosmos fueron también interesantes: tanto en el mesocosmos húmedo como en el seco, las bacterias desaparecieron completamente tras 15 días de análisis. Los ensayos de supervivencia realizados en esta tesis sugieren que, si se interrumpiera la descarga de contaminantes fecales en el Río de La Plata, la playa podría recuperar niveles seguros de organismos indicadores de contaminación en el agua en 2 o 3 días, suficientes para cumplir con los límites permitidos para uso recreacional. En cuanto a la arena, aunque no existen normas nacionales o internacionales específicas, 32 días serían suficientes para garantizar niveles seguros de contacto, siempre que se elimine cualquier fuente de contaminación fecal.

Es importante destacar que, dado que los ensayos se realizaron en condiciones controladas de laboratorio, los tiempos deben considerarse como mínimos. Factores ambientales como la temperatura, la turbidez del agua, la radiación solar, la carga bacteriana inicial y la resuspensión de sedimentos por mareas y oleaje podrían afectar considerablemente los resultados en condiciones naturales

### **Patógenos específicos en las playas**

Numerosos estudios han evaluado la presencia de patógenos específicos, además de organismos indicadores de contaminación fecal, en aguas recreacionales (Arnone & Perdek Walling, 2007; Graczyk et al., 2010; Schets et al., 2008). Algunos trabajos encontraron una mayor

presencia de patógenos como *Salmonella* sp. y *Vibrio cholerae* en la arena de playas, comparado con el agua (Elmanama et al., 2005), mientras que otros no hallaron *Salmonella* en la arena, sugiriendo que esta no siempre actúa como reservorio (Obiri-Danso, 2000). Investigaciones en estuarios, como los de Francia e India, detectaron el género *Salmonella* con frecuencia en el agua y sedimentos, pero el género *Shigella* se encontró en menos casos (Touron et al., 2007; Borade et al., 2014).

En un estudio reciente realizado en el agua de dos playas de la costa de Berisso (Bagliardi y La Balandra), se identificaron los patógenos *Salmonella* spp., patotipos de *E. coli* diarreigénicos y norovirus con mayor positividad en Bagliardi (Díaz et al., 2024). En otro estudio realizado en las mismas playas también se encontraron bacterias resistentes a antibióticos, con un 97% de cepas de *E. coli* multiresistentes (Costa et al., 2019). Sin embargo, no se encontraron investigaciones locales sobre patógenos específicos en la arena.

En esta tesis se evaluó la presencia de patógenos tanto en el agua como en la arena de las playas de Punta Lara y Bagliardi, así como en el agua residual del emisor cloacal de Berisso. Se detectaron *Salmonella* sp. y *Shigella* sp. en el agua de la Playa Bagliardi, pero no en la arena ni en el desagüe cloacal. La dificultad para detectar patógenos específicos en muestras ambientales es considerable, ya que los métodos convencionales de cultivo requieren mucho tiempo. Las técnicas moleculares, como la PCR, ofrecen una detección más rápida y efectiva, aunque son más costosas (Ruiz et al., 2018).

Es fundamental continuar con estudios de este tipo, ya que la *Shigellosis* y la *Salmonellosis* representan un riesgo sanitario significativo, especialmente para niños pequeños e inmunodeprimidos. La falta de datos actualizados sobre las enfermedades locales y estudios epidemiológicos limita la evaluación precisa del riesgo en las playas de la región.

### **Los microplásticos como dispersantes de bacterias patógenas**

La formación de biofilms por parte de bacterias sobre diferentes superficies, constituye una estrategia de supervivencia ante factores de estrés ambiental, ya que en los biofilms pueden utilizar nutrientes eficientemente, y establecer asociaciones con otras bacterias (Thompson et al., 2004). Los biofilms se forman rápidamente, y en el caso de los MPs del Río de la Plata se han observado colonizaciones avanzadas a los 35 días de exposición (Pazos et al., 2020). La colonización microbiana de los plásticos ambientales está influenciada por el tiempo que el plástico ha estado en el ambiente, y aquellos que han permanecido durante más tiempo tienen más probabilidades de entrar en contacto con una amplia gama de microorganismos (Kirstein et al., 2018). Además, los plásticos más viejos y degradados en general presentan surcos y rasgaduras en la superficie, lo que aumenta el área de superficie para la colonización microbiana (Fotopoulou y Karapanagioti, 2012). Los fragmentos son los que presentan con mayor abundancia dichas características (Puglisi et al., 2019). En este trabajo, de la totalidad de MPs hallados, los fragmentos fueron los más abundantes, y fueron la categoría de MPs en la que se registró la mayor presencia de ambas bacterias.

Los resultados expuestos en esta tesis demostraron la presencia de bacterias indicadoras de contaminación fecal sobre microplásticos en todas las playas del estuario del Río de la Plata. Los MPs depositados en el sedimento intermareal podrían ser colonizados por *E.coli* durante su permanencia en la columna de agua o por contacto directo en la playa con las heces de aves o de perros (Rodrigues et al. 2019). Lo más probable es que la colonización por *E. coli* de los MPs analizados, haya ocurrido en el agua contaminada, derivada de la descarga de las aguas residuales. Esto se deduce a partir de que la proporción de MPs con *E.coli* y enterococos fue mayor en playas más cercanas a los dos vuelcos cloacales más importantes de este estudio (Berzategui y Berisso) y a los sitios de descarga de otras cuencas altamente contaminadas como el río Matanza-Riachuelo y los canales Santo Domingo y Sarandí.

También se observaron coincidencias entre la calidad bacteriológica de las playas (definida por los muestreos realizados en este estudio) y la cantidad de microplásticos colonizados por indicadores de contaminación fecal en cada playa. En cuanto a la proporción del indicador *E.coli* y los enterococos, al igual que en los análisis de calidad bacteriológica del agua y la arena de las playas, *E.coli* siempre se encontró en mayor cantidad de MPs que los enterococos. Incluso, en las playas con menor grado de contaminación los MPs estuvieron colonizados solamente por *E.coli* y no por enterococos.

Los resultados de este estudio demostraron la presencia de bacterias de interés sanitario sobre los microplásticos de todos los sitios analizados, confirmando su potencialidad como sustrato propicio para otros patógenos. Su dispersión a otros ambientes lejanos sin degradarse los posiciona como potenciales vectores de enfermedades de transmisión hídrica. Se deberían profundizar los estudios vinculados al riesgo sanitario que estos conllevan.

## CONCLUSIONES FINALES

- ★ En el agua de la mayoría de las playas de la Franja Costera Sur del Río de la Plata hay presencia de *E.coli*, Enterococcus o ambos indicadores, en abundancias que superan los límites propuestos según la Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación para el uso de aguas recreacionales (*Capítulo 4.1.1*).
- ★ La abundancia de estos indicadores bacterianos disminuye desde el Río de la Plata superior hacia la desembocadura, aunque se incrementa puntualmente cerca de las descargas cloacales de Bagliardi y Berazategui. (*Capítulo 4.1.1*)
- ★ El gradiente de abundancia de bacterias, tanto en agua como en sedimento, coincide con un gradiente de conductividad eléctrica en el agua (*Capítulo 4.1.6*)
- ★ La abundancia de indicadores bacterianos en la arena es, en general, superior a la del agua con excepción de Bagliardi, el lugar más contaminado. Las abundancias en el agua y la arena de cada lugar están relacionadas positivamente entre sí. (*Capítulo 4.1.2 y 4.1.3*)
- ★ En playas más lejanas a las descargas cloacales (ej: Punta Lara) la cantidad de bacterias indicadoras en la arena aumenta con la distancia al agua. En las playas próximas a las descargas (ej: Bagliardi), la cantidad de bacterias en la arena aumenta más cerca del agua. (*Capítulo 4.2*)
- ★ La distribución vertical de las bacterias indicadoras en la arena, alcanza sólo hasta los 5 – 8 cm de profundidad. (*Capítulo 4.2*)
- ★ La supervivencia de *E.coli* es mayor que la de enterococcus tanto en el agua como en la arena. (*Capítulo 4.3*)
- ★ En el agua, la supervivencia de *E.coli* no supera las 42hs, pero en la arena puede llegar a los 30 días. (*Capítulo 4.3*)
- ★ En el agua de Punta Lara y Bagliardi se pudieron identificar 13 especies bacterianas consideradas de especial importancia sanitaria y que pueden representar un riesgo para la salud por contacto directo. (*Capítulo 4.1.7*)
- ★ Los microplásticos, presentes en todas las playas estudiadas, son portadores de bacterias indicadoras de contaminación fecal, principalmente *E. coli*. (*Capítulo 5*)

## Propuestas

A partir de los resultados expuestos, surge una serie de propuestas para la gestión de las playas de la Franja Costera Sur del Río de la Plata:

- Elaborar y desarrollar un Programa de Educación Sanitaria Ambiental para sensibilizar a la población sobre la importancia e incidencia del saneamiento tanto en la salud ambiental como en la salud humana.
- Releva y diagnosticar la situación existente para otros contaminantes orgánicos e inorgánicos, determinando cuáles son los focos de contaminación de los mismos y así poder determinar la calidad ambiental según otro tipo de contaminantes que afecten a la salud humana y animal.
- Establecer un Programa de Monitoreo para el seguimiento de los niveles de calidad ambiental en los vertidos y aguas costeras.
- Exigir el tratamiento de los efluentes líquidos volcados a los cuerpos de agua superficiales o conductos pluviales según las normas establecidas en Argentina y el control específico de los mismos en zonas cercanas a zonas de balnearios.
- Coordinar un programa de ciencia participativa que integre un relevamiento de estadística sanitaria que permita vincular casos de afecciones (gastroenteritis, otitis, etc.) derivadas de actividades recreativas en aguas costeras del Río de la Plata con niveles de bacterias indicadoras de calidad de aguas para uso en actividades recreativas con contacto directo. Esto podría servir como un estudio epidemiológico local que permita establecer los niveles guía de referencia en función de dicha información.

## BIBLIOGRAFÍA

- Abreu, R., Figueira, C., Romão, D., Brandão, J., Freitas, M. C., Andrade, C., Calado, G., Ferreira, C., Campos, A., & Prada, S. (2016). Sediment characteristics and microbiological contamination of beach sand – A case–study in the archipelago of Madeira. *Science of The Total Environment*, 573, 627-638. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.08.160>
- ABSA. (2024). Área de servicio Aguas Bonaerenses S.A.. <https://www.aguasbonaerenses.com.ar/empresa/area-de-servicio/>
- Acha, E. M., & Mianzan, H. (2003). El estuario del Plata: Donde el río se encuentra con el mar. *Ciencia Hoy*, 13, 10-20.
- Acosta, P., Caro Camargo, C., & Granados, N. (2016). Análisis de interferencia de parámetros físicos del agua, en desinfección por radiación UV. *Revista de Tecnología*, 14. <https://doi.org/10.18270/rt.v14i2.1874>
- ACUMAR. (2019, agosto 5). Vertidos cloacales: El 80% de contaminación orgánica del Riachuelo. ACUMAR - Autoridad de Cuenca Matanza Riachuelo. <https://www.acumar.gob.ar/ultimas-noticias/efluentes-cloacales-riachuelo/>
- AGOSBA, & SHN. (1997). Calidad de las aguas de la franja costera sur del Río de la Plata (San Fernando-Magdalena). Consejo Permanente para el monitoreo de las Aguas de la Franja Costera Sur del Río de la Plata, Buenos Aires.
- Albina, G. (2023). Biodiversidad bajo amenaza. La Reserva de Punta Lara en la mira. <https://unlp.edu.ar/investiga/bajolalupa/biodiversidad-bajo-amenaza-la-reserva-de-punta-lara-en-la-mira-62704/>
- Alm, E. W., Burke, J., & Hagan, E. (2006). Persistence and Potential Growth of the Fecal Indicator Bacteria, *Escherichia coli*, in Shoreline Sand at Lake Huron. *Journal of Great Lakes Research*, 32(2), 401-405. [https://doi.org/10.3394/0380-1330\(2006\)32\[401:PAPGOT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.3394/0380-1330(2006)32[401:PAPGOT]2.0.CO;2)
- Anderson, K. L., Whitlock, J. E., & Harwood, V. J. (2005). Persistence and Differential Survival of Fecal Indicator Bacteria in Subtropical Waters and Sediments. *Applied and Environmental Microbiology*, 71(6), 3041-3048. <https://doi.org/10.1128/AEM.71.6.3041-3048.2005>
- Andrade Macias Foti, P., Caruso, I., Di Mattia, A., & Angheben, E. (2023). Lagunas de estabilización como alternativa de tratamiento de efluentes de líquidos cloacales en las ciudades de La Plata, Berisso y Ensenada. VII Jornadas de Investigación, Transferencia y Extensión de la Facultad de Ingeniería (La Plata, 25 al 27 de abril de 2023). <https://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/157196>
- Anzaudo, M., Orduna, G., Scaglia, E., & Martín, U. (2000). Parásitos en el medio

- ambiente urbano. *Revista FABICIB*, 4, 177-180.
- Apella, M. C., Araujo, P. Z., & Blesa, M. A. (2005). Tecnologías solares para la desinfección y descontaminación del agua. *Revista Tecnia [en línea]*. Julio de.
- APHA 2540. (2017). Solids. En *Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater*. American Public Health Association. <https://doi.org/10.2105/SMWW.2882.030>
- APHA 9060. (2017). Samples. En *Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater*. American Public Health Association. <https://doi.org/10.2105/SMWW.2882.184>
- APHA 9213. (2017). Recreational Waters. En *Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater*. American Public Health Association. <https://doi.org/10.2105/SMWW.2882.187>
- APHA 9215. (2017). Heterotrophic plate count. En *Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater*. American Public Health Association. <https://doi.org/10.2105/SMWW.2882.188>
- APHA 9221. (2017). Multiple-tube fermentation technique for members of the coliform group. En *Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater*. American Public Health Association. <https://doi.org/10.2105/SMWW.2882.192>
- APHA 9260. (2017). Introduction to detecting pathogenic bacteria. En *Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater*. American Public Health Association. <https://doi.org/10.2105/SMWW.2882.201>
- Arias-Andres, M., Klümper, U., Rojas-Jimenez, K., & Grossart, H.-P. (2018). Microplastic pollution increases gene exchange in aquatic ecosystems. *Environmental pollution*, 237, 253-261.
- Arnone, R. D., & Perdek Walling, J. (2007). Waterborne pathogens in urban watersheds. *Journal of Water and Health*, 5(1), 149-162. <https://doi.org/10.2166/wh.2006.001>
- Arthur, C., Baker, J. E., & Bamford, H. A. (2009). Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects, and Fate of Microplastic Marine Debris, September 9-11, 2008, University of Washington Tacoma, Tacoma, WA, USA. <https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/2509>
- ASTM International. (s. f.). E11 Standard Specification for Woven Wire Test Sieve Cloth and Test Sieves. Recuperado 26 de septiembre de 2024, de <https://www.astm.org/e0011-24.html>
- Australian Government Department of Health and Aged Care. (2023, noviembre 8). National Health and Medical Research Council (NHMRC) [Text]. Australian Government Department of Health and Aged Care. <https://www.health.gov.au/contacts/national-health-and-medical-research->

- council-nhmrc
- AySA. (2014). Planta del Bicentenario. [https://www.aysa.com.ar/Que-Hacemos/Saneamiento/Plantas-de-depuracion/planta\\_del\\_bicentenario](https://www.aysa.com.ar/Que-Hacemos/Saneamiento/Plantas-de-depuracion/planta_del_bicentenario)
- AySA. (2024). Plantas potabilizadoras y estaciones elevadoras AySA. <https://www.aysa.com.ar/Que-Hacemos/Agua-potable>
- Baigún, C. R. M., Colautti, D. C., & Maiztegui, T. (2018). Rio de la Plata (La Plata River) and Estuary (Argentina and Uruguay). En C. M. Finlayson, G. R. Milton, R. C. Prentice, & N. C. Davidson (Eds.), *The Wetland Book* (pp. 847-855). Springer Netherlands. [https://doi.org/10.1007/978-94-007-4001-3\\_243](https://doi.org/10.1007/978-94-007-4001-3_243)
- Balay, M. A. (1961). El Río de la Plata entre la Atmósfera y el Mar. Publicación H-621. Servicio de Hidrografía Naval, Armada Argentina, Buenos Aires.
- Baquero, F., Martínez, J.-L., & Cantón, R. (2008). Antibiotics and antibiotic resistance in water environments. *Current Opinion in Biotechnology*, 19(3), 260-265. <https://doi.org/10.1016/j.copbio.2008.05.006>
- Bauer, R., Dizer, H., Graeber, I., Rosenwinkel, K.-H., & López-Pila, J. M. (2011). Removal of bacterial fecal indicators, coliphages and enteric adenoviruses from waters with high fecal pollution by slow sand filtration. *Water Research*, 45(2), 439-452. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.08.047>
- Boehm, A. B., Yamahara, K. M., & Sassoubre, L. M. (2014). Diversity and Transport of Microorganisms in Intertidal Sands of the California Coast. *Applied and Environmental Microbiology*, 80(13), 3943-3951. <https://doi.org/10.1128/AEM.00513-14>
- 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 Pollution Bulletin*, 54(9), 1472-1482. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2007.04.016>
- Borade, S., Dhawde, R., Maloo, A., Gajbhiye, S. N., & Dastager, S. G. (2014). Occurrence and seasonal variation in distribution of fecal indicator bacteria in Tapi estuary along the West coast of India. *IJMS Vol.43(3)* [March 2014]. <http://nopr.niscair.res.in/handle/123456789/27338>
- Byappanahalli, M., Fowler, M., Shively, D., & Whitman, R. (2003). Ubiquity and Persistence of *Escherichia coli* in a Midwestern Coastal Stream. *Applied and Environmental Microbiology*, 69(8), 4549-4555. <https://doi.org/10.1128/AEM.69.8.4549-4555.2003>
- Byappanahalli, M. N., Whitman, R. L., Shively, D. A., Ting, W. T. E., Tseng, C. C., &

- Nevers, M. B. (2006). Seasonal persistence and population characteristics of *Escherichia coli* and enterococci in deep backshore sand of two freshwater beaches. *Journal of Water and Health*, 4(3), 313-320. <https://doi.org/10.2166/wh.2006.018b>
- Calabrese, E. J., Barnes, R., Stanek, E. J., Pastides, H., Gilbert, C. E., Veneman, P., Wang, X., Lasztity, A., & KostECKI, P. T. (1989). How much soil do young children ingest: An epidemiologic study. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 10(2), 123-137. [https://doi.org/10.1016/0273-2300\(89\)90019-6](https://doi.org/10.1016/0273-2300(89)90019-6)
- Calderon, R. L., Mood, E. W., & Dufour, A. P. (1991). Health effects of swimmers and nonpoint sources of contaminated water. *International Journal of Environmental Health Research*, 1(1), 21-31. <https://doi.org/10.1080/09603129109356701>
- Carrillo et al., 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.
- Casa Rosada Presidencia. (2024). Inversión Pública y Servicios. <https://www.casarosada.gob.ar/informacion/archivo/347-inversion-publica-y-servicios>
- Chigor, V. N., Umoh, V. J., Smith, S. I., Igbinosa, E. O., & Okoh, A. I. (2010). Multidrug Resistance and Plasmid Patterns of *Escherichia coli* O157 and Other *E. coli* Isolated from Diarrhoeal Stools and Surface Waters from Some Selected Sources in Zaria, Nigeria. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 7(10), 3831-3841. <https://doi.org/10.3390/ijerph7103831>
- Cochran, W. G. (1951). Testing a linear relation among variances. *Biometrics*, 7(1), 17-32.
- Colombo, J. C., Cappelletti, N., Lasci, J., Migoya, M. C., Speranza, E., & Skorupka, C. N. (2006). Sources, Vertical Fluxes, and Equivalent Toxicity of Aromatic Hydrocarbons in Coastal Sediments of the Río de la Plata Estuary, Argentina. *Environmental Science & Technology*, 40(3), 734-740. <https://doi.org/10.1021/es051672y>
- Compare Europe. (2020). Global Sewage Surveillance Project. <https://www.compare-europe.eu/library/global-sewage-surveillance-project>
- Costa, M., Galli, L., Nievas, V. F., Giacoboni, G., Barrios, M., Blanco Fernández María Dolores, Mbayed Viviana, & Moredo, F. (2019). *Escherichia coli* multirresistentes y productores de beta-lactamasas de espectro extendido, aislados del Río de La Plata, Berisso. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.13486.36168>
- Craig, D. L., Fallowfield, H. J., & Cromar, N. J. (2004). Use of microcosms to determine persistence of *Escherichia coli* in recreational coastal water and sediment and

- validation with in situ measurements. *Journal of Applied Microbiology*, 96(5), 922-930. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.2004.02243.x>
- Cuizano, N. A., Llanos, B. P., & Navarro, A. E. (2009). Aplicaciones ambientales de la adsorción mediante biopolímeros naturales: Parte 1-Compuestos fenólicos. *Revista de la Sociedad Química del Perú*, 75(4), 488-494.
- De Paepe, V., Boschet, A.-F., & Jestin, E. (2001). Management of storm sewage discharges at coastal locations in Europe. *Journal of Water Supply: Research and Technology-Aqua*, 50(4), 229-244. <https://doi.org/10.2166/aqua.2001.0020>
- De Tender, C. A., Devriese, L. I., Haegeman, A., Maes, S., Ruttink, T., & Dawyndt, P. (2015). Bacterial Community Profiling of Plastic Litter in the Belgian Part of the North Sea. *Environmental Science & Technology*, 49(16), 9629-9638. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b01093>
- Desmarais, T. R., Solo-Gabriele, H. M., & Palmer, C. J. (2002). Influence of Soil on Fecal Indicator Organisms in a Tidally Influenced Subtropical Environment. *Applied and Environmental Microbiology*, 68(3), 1165-1172. <https://doi.org/10.1128/AEM.68.3.1165-1172.2002>
- Diario El Día. (2018, febrero 25). Un caño roto hace más de 40 años pone a Berisso a la cabeza del riesgo sanitario. <https://www.eldia.com/nota/2018-2-25-4-58-13-un-cano-roto-hace-mas-de-40-anos-pone-a-berisso-a-la-cabeza-del-riesgo-sanitario-la-ciudad>
- Díaz, S. M., Barrios, M. E., Galli, L., Cammarata, R. V., Torres, C., Fortunato, M. S., García López, G., Costa, M., Sanguino Jorquera, D. G., Oderiz, S., Rogé, A., Gentiluomo, J., Carbonari, C., Rajal, V. B., Korol, S. E., Gallego, A., Blanco Fernández, M. D., & Mbayed, V. A. (2024). Microbiological hazard identification in river waters used for recreational activities. *Environmental Research*, 247, 118161. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.118161>
- Dogliotti, A. I., Gossn, J. I., Vanhellefont, Q., & Ruddick, K. G. (2018). Detecting and Quantifying a Massive Invasion of Floating Aquatic Plants in the Río de la Plata Turbid Waters Using High Spatial Resolution Ocean Color Imagery. *Remote Sensing*, 10(7), Article 7. <https://doi.org/10.3390/rs10071140>
- Dogliotti, A. I., Ruddick, K., & Guerrero, R. (2016). Seasonal and inter-annual turbidity variability in the Río de la Plata from 15 years of MODIS: El Niño dilution effect. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 182, 27-39. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2016.09.013>
- Doran, J. W., & Linn, D. M. (1979). Bacteriological Quality of Runoff Water from Pastureland. *Applied and Environmental Microbiology*, 37(5), 985-991. <https://doi.org/10.1128/aem.37.5.985-991.1979>

- Dussud, C., Meistertzheim, A. L., Conan, P., Pujó-Pay, M., George, M., Fabre, P., Coudane, J., Higgs, P., Elineau, A., & Pedrotti, M. L. (2018). Evidence of niche partitioning among bacteria living on plastics, organic particles and surrounding seawaters. *Environmental Pollution*, 236, 807-816.
- Elmanama, A. A., Fahd, M. I., Afifi, S., Abdallah, S., & Bahr, S. (2005). Microbiological beach sand quality in Gaza Strip in comparison to seawater quality. *Environmental Research*, 99(1), 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2004.12.014>
- EPA. (1986). EPA (1986) Quality Criteria for Water 1986. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water Regulations and Standards, 440/5-86-001, Washington DC. - References—Scientific Research Publishing. <https://www.scirp.org/reference/referencespapers?referenceid=1458422>
- Evanson, M., & Ambrose, R. F. (2006). Sources and growth dynamics of fecal indicator bacteria in a coastal wetland system and potential impacts to adjacent waters. *Water Research*, 40(3), 475-486. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.11.027>
- Fabre, A., Carballo, C., Hernandez, E., Piriz, P., Bergamino, L., Mello, L., Gonzalez, S., Perez, G., León, J. G., Aubriot, L., Bonilla, S., & Kruk, C. (2010). El nitrógeno y la relación zona eufótica/zona de mezcla explican la presencia de cianobacterias en pequeños lagos subtropicales, artificiales de Uruguay. <https://ri.conicet.gov.ar/handle/11336/80575>
- FCAG - UNLP. (s. f.). Información Meteorológica. [Facultad de Ciencias Astronómicas y Geofísicas Universidad Nacional de La Plata (FCAG - UNLP)]. Departamento de Sismología e Información Meteorológica. Estación Meteorológica Automática. La Plata Observatorio (FCAG). Recuperado 24 de septiembre de 2024, de <https://meteo.fcaglp.unlp.edu.ar/>
- Feng, B.-W., Li, X.-R., Wang, J.-H., Hu, Z.-Y., Meng, H., Xiang, L.-Y., & Quan, Z.-X. (2009). Bacterial diversity of water and sediment in the Changjiang estuary and coastal area of the East China Sea. *FEMS Microbiology Ecology*, 70(2), 236-248. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2009.00772.x>
- Folk, R. L. (1974). Pipette analysis by silt and clay. En *Petrology of sedimentary rocks* (pp. 33-61). Hemphill Pub. Co.
- Foro Río de La Plata. (2012). La Planta del “Bicentenario”, no es la obra que el Río de la Plata y la gente necesitan. <https://www.fororiodelaplata.com.ar/la-planta-del-%E2%80%9Cbicentenario%E2%80%9D-no-es-la-obra-que-el-rio-de-la-plata-y-la-gente-necesitan/>
- Fossati, M., Cayocca, F., & Piedra-Cueva, I. (2014). Fine sediment dynamics in the Río de la Plata. *Advances in Geosciences*, 39, 75-80. <https://doi.org/10.5194/adgeo->

39-75-2014

- Fotopoulou, K. N., & Karapanagioti, H. K. (2012). Surface properties of beached plastic pellets. *Marine environmental research*, 81, 70-77.
- Freplata, P. (2005). Análisis diagnóstico transfronterizo del río de la plata y su frente marítimo.
- Gan, M. A., & Rao, V. B. (1990). Surface Cyclogenesis over South America. *Monthly Weather Review*, 119(5), 1293-1302. [https://doi.org/10.1175/1520-0493\(1991\)119<1293:SCOSA>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0493(1991)119<1293:SCOSA>2.0.CO;2)
- Garcia-Armisen, T., Touron, A., Petit, F., & Servais, P. (2005). Sources of faecal contamination in the Seine estuary (France). *Estuaries*, 28(4), 627-633. <https://doi.org/10.1007/BF02696073>
- Gast, R. J., Gorrell, L., Raubenheimer, B., & Elgar, S. (2011). Impact of erosion and accretion on the distribution of enterococci in beach sands. *Continental Shelf Research*, 31(14), 1457-1461. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2011.06.011>
- Gómez, N., & Cochero, J. (2013). Un índice para evaluar la calidad del hábitat en la Franja Costera Sur del Río de la Plata y su vinculación con otros indicadores ambientales. *Ecología austral*, 23(1), 18-26.
- Gómez, N., & Rodrigues, A. (2010). Programa de Monitoreo Integrado de Calidad de Agua Superficial y Sedimentos de la Cuenca Matanza-Riachuelo y del Río de la Plata y Sistematización de la Información Generada. Instituto de Limnología Dr. RA Ringuet. Argentina.
- Graczyk, T. K., Sunderland, D., Awantang, G. N., Mashinski, Y., Lucy, F. E., Graczyk, Z., Chomicz, L., & Breysse, P. N. (2010). Relationships among bather density, levels of human waterborne pathogens, and fecal coliform counts in marine recreational beach water. *Parasitology Research*, 106(5), 1103-1108. <https://doi.org/10.1007/s00436-010-1769-2>
- Guerrero, Acha, E. M., Framinán, M. B., & Lasta, C. A. (1997). Physical oceanography of the Río de la Plata Estuary, Argentina. *Continental Shelf Research*, 17(7), 727-742. [https://doi.org/10.1016/S0278-4343\(96\)00061-1](https://doi.org/10.1016/S0278-4343(96)00061-1)
- Guerrero, R. A., Armstrong Corresponding author, R. A., Gilbes, F., Lasta, C., Benavidez, H., & Mianzan, H. (2004). Validation of SeaWiFS-derived chlorophyll for the Rio de la Plata Estuary and adjacent waters. *International Journal of Remote Sensing*, 25(7-8), 1501-1505. <https://doi.org/10.1080/01431160310001592517>
- Guerrero, R., Piola, A., Molinari, G., Osiroff, A., & Jauregui, S. (2010). Climatología de temperatura y salinidad en el Río de la Plata y su Frente Marítimo. Argentina-Uruguay.

- Halliday, E., Ralston, D. K., & Gast, R. J. (2015). Contribution of Sand-Associated Enterococci to Dry Weather Water Quality. *Environmental Science & Technology*, 49(1), 451-458. <https://doi.org/10.1021/es504908h>
- Hardina, C. M., & Fujioka, R. S. (1991). Soil: The environmental source of *Escherichia coli* and enterococci in Hawaii's streams. *Environmental Toxicology & Water Quality*, 6(2), 185-195. <https://doi.org/10.1002/tox.2530060208>
- Heaney, C. D., Sams, E., Dufour, A. P., Brenner, K. P., Haugland, R. A., Chern, E., Wing, S., Marshall, S., Love, D. C., Serre, M., Noble, R., & Wade, T. J. (2012). Fecal Indicators in Sand, Sand Contact, and Risk of Enteric Illness Among Beachgoers. *Epidemiology*, 23(1), 95. <https://doi.org/10.1097/EDE.0b013e31823b504c>
- Hidalgo, M. del V., Apella, M. C., Litter, M. I., & Blesa, M. A. (2004). Tecnologías económicas de potabilización solar de agua en zonas aisladas de Latinoamérica. <https://ri.conicet.gov.ar/handle/11336/74713>
- Hijnen, W. A. M., Schijven, J. F., Bonn e, P., Visser, A., & Medema, G. J. (2004). Elimination of viruses, bacteria and protozoan oocysts by slow sand filtration. *Water Science and Technology*, 50(1), 147-154. <https://doi.org/10.2166/wst.2004.0044>
- Hoellein, T. J., McCormick, A. R., Hittie, J., London, M. G., Scott, J. W., & Kelly, J. J. (2017). Longitudinal patterns of microplastic concentration and bacterial assemblages in surface and benthic habitats of an urban river. *Freshwater Science*, 36(3), 491-507. <https://doi.org/10.1086/693012>
- Honders, A., & Gadella, J. M. (2003). Development and validation of a sampling strategy for assessing the environmental quality of (reusable) soil.
- Hurrell, J. A., BELGRANO, M., JANKOWSKI, L., MEHLTRETER, K., HALOUA, M., & CANDIA, G. (2004). *Plantas de la costa*. LOLA, Buenos Aires. 200p.
- Ishii, S., Hansen, D. L., Hicks, R. E., & Sadowsky, M. J. (2007). Beach Sand and Sediments are Temporal Sinks and Sources of *Escherichia coli* in Lake Superior. *Environmental Science & Technology*, 41(7), 2203-2209. <https://doi.org/10.1021/es0623156>
- Jaime, P. R., & Menéndez,  . N. (1999). Modelo hidrodinámico "Río de la Plata 2000".
- Jaime, P. R., Menéndez,  . N., Uriburu Quirno, M., & Torchio, J. A. (2002). Análisis del régimen hidrológico de los ríos Paraná y Uruguay.
- Jobling, S., & Sumpter, J. P. (1993). Detergent components in sewage effluent are weakly oestrogenic to fish: An in vitro study using rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) hepatocytes. *Aquatic toxicology*, 27(3-4), 361-372.
- Kirstein, I. V., Wichels, A., Krohne, G., & Gerdtz, G. (2018). Mature biofilm communities on synthetic polymers in seawater-specific or general? *Marine Environmental*

- Research, 142, 147-154.
- Lajmanovich, R. C., Attademo, A. M., Peltzer, P. M., Junges, C. M., & Martinuzzi, C. S. (2017). Acute toxicity of apple snail *Pomacea canaliculata*'s eggs on *Rhinella arenarum* tadpoles. *Toxin Reviews*, 36(1), 45-51. <https://doi.org/10.1080/15569543.2016.1243561>
- Lajmanovich, R. C., Peltzer, P. M., Attademo, A. M., Martinuzzi, C. S., Simoniello, M. F., Colussi, C. L., Boccioni, A. P. C., & Sigrist, M. (2019). First evaluation of novel potential synergistic effects of glyphosate and arsenic mixture on *Rhinella arenarum* (Anura: Bufonidae) tadpoles. *Heliyon*, 5(10). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2019.e02601>
- Lame, F. P. J., & Defize, P. R. (1993). Sampling of contaminated soil: Sampling error in relation to sample size and segregation. *Environmental Science & Technology*, 27(10), 2035-2044. <https://doi.org/10.1021/es00047a008>
- Lévesque, B. (2000). Study of the bacterial content of ring-billed gull droppings in relation to recreational water quality. *Water Research*, 34(4), 1089-1096. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(99\)00266-3](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(99)00266-3)
- Lithner, D. (2011). Environmental and health hazards of chemicals in plastic polymers and products. <https://gupea.ub.gu.se/handle/2077/24978>
- López Sardi, E. M., García, B., Reynoso, Y., González, P., & Larroudé, V. (2016). Calidad del agua para usos recreativos desde las perspectivas de la seguridad e higiene laboral y la salud pública. Estudio de caso. <https://www.palermo.edu>
- McCormick, A., Hoellein, T. J., Mason, S. A., Schlupe, J., & Kelly, J. J. (2014). Microplastic is an Abundant and Distinct Microbial Habitat in an Urban River. *Environmental Science & Technology*, 48(20), 11863-11871. <https://doi.org/10.1021/es503610r>
- Mendez, A. N., & Re, M. (2012). Antecedente sobre calidad del agua del Río de La Plata. Componente B: Modelación de Calidad del Agua. Instituto Nacional del Agua Subsecretaria de Recursos Hídricos Secretaría de Obras Públicas República Argentina.
- Méndez Novelo, R. I., San Pedro Cedillo, L., Castillo Borges, E.R., & Vázquez Borges, E. (2010). Modelación del tiempo de conservación de muestras biológicas de agua. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 26(4), 327-335.
- Menéndez. (2009). Numerical simulation to study the wastewater disposal project in the coastal zone of Buenos Aires.
- Menéndez, A. N., Lopolito, M. F., & Badano, N. D. (2011). Evaluación De La Calidad Del Agua En La Franja Costera Sur Del Río De La Plata Mediante Modelación Numérica. Instituto Nacional del Agua, Laboratorio de Hidráulica.

- <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.20307.99367>
- Mianzan, H., Lasta, C., Acha, E., Guerrero, R., Macchi, G., & Bremec, C. (2001). The Río de la Plata Estuary, Argentina-Uruguay. En U. Seeliger & B. Kjerfve (Eds.), *Coastal Marine Ecosystems of Latin America* (pp. 185-204). Springer. [https://doi.org/10.1007/978-3-662-04482-7\\_14](https://doi.org/10.1007/978-3-662-04482-7_14)
- Ministerio de Salud de la Nación. (2020, julio 2). Calidad del agua. <https://www.argentina.gob.ar/salud/ambiental/agua>
- Ministro de Gobierno Provincia de Buenos Aires. (2003). Resolución 336/2003. Parámetros de calidad de las descargas límite admisibles. <https://normas.gba.gob.ar/documentos/0P3k4eSA.html>
- Nagy, G. J., Severov, D. N., Pshennikov, V. A., De los Santos, M., Lagomarsino, J. J., Sans, K., & Morozov, E. G. (2008). Rio de la Plata estuarine system: Relationship between river flow and frontal variability. *Advances in Space Research*, 41(11), 1876-1881. <https://doi.org/10.1016/j.asr.2007.11.027>
- Núñez, L. (2010). Efluente hospitalario: Características y riesgos sanitarios. *Higiene y sanidad ambiental*, 10, 575-583.
- Oberbeckmann, S., Loeder, M. G., Gerds, G., & Osborn, A. M. (2014). Spatial and seasonal variation in diversity and structure of microbial biofilms on marine plastics in Northern European waters. *FEMS microbiology ecology*, 90(2), 478-492.
- Obiri-Danso, K. (2000). Intertidal sediments as reservoirs for hippurate negative campylobacters, salmonellae and faecal indicators in three EU recognised bathing waters in North West England. *Water Research*, 34(2), 519-527. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(99\)00146-3](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(99)00146-3)
- Olmos, R. R. (2003). *El agua en el medio ambiente: Muestreo y análisis*. Plaza y Valdes.
- OMS. (2020). Las 10 principales causas de defunción. Organización Mundial de la Salud. <https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/the-top-10-causes-of-death>
- OMS. (2024). Saneamiento. <https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/sanitation>
- Oshiro, R., & Fujioka, R. (1995). Sand, soil, and pigeon droppings: Sources of indicator bacteria in the waters of Hanauma Bay, Oahu, Hawaii. *Water Science and Technology*, 31(5-6), 251-254.
- Pazos, R. S., Suarez, J. C., & Gómez, N. (2020). Study of the plastisphere: Biofilm development and presence of faecal indicator bacteria on microplastics from the Río de la Plata estuary. *Ecosistemas*, 29(3). <https://doi.org/10.7818/ECOS.2069>
- Pérez Guzzi, J. I. (2001). Contaminación costera bacteriana y balneabilidad. *Lab.*

- Microbiología, FCEN, UNMdP, Funes 3250, Mar del Plata.
- Piola, A. R., Campos, E. J. D., Möller Jr., O. O., Charo, M., & Martinez, C. (2000). Subtropical Shelf Front off eastern South America. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 105(C3), 6565-6578. <https://doi.org/10.1029/1999JC000300>
- Polverino, G., Martin, J. M., Bertram, M. G., Soman, V. R., Tan, H., Brand, J. A., Mason, R. T., & Wong, B. B. M. (2021). Psychoactive pollution suppresses individual differences in fish behaviour. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 288(1944), 20202294. <https://doi.org/10.1098/rspb.2020.2294>
- Portal oficial del Estado argentino. (2021, septiembre 5). AMBA. Argentina.gob.ar. <https://www.argentina.gob.ar/dami/centro/amba>
- Puglisi, E., Romaniello, F., Galletti, S., Boccaleri, E., Frache, A., & Cocconcelli, P. S. (2019). Selective bacterial colonization processes on polyethylene waste samples in an abandoned landfill site. *Scientific Reports*, 9(1), 14138. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-50740-w>
- Raimann, X., Rodríguez, L., Chávez, P., & Torrejón, C. (2014). Mercurio en pescados y su importancia en la salud. *Revista médica de Chile*, 142(9), 1174-1180.
- Ré, M., & Menéndez, Á. N. (2003). Modelo Numérico Del Río De La Plata Y Su Frente Marítimo Para La Predicción De Los Efectos Del Cambio Climático. *Mecánica Computacional*, 354-367.
- Rezania, S., Park, J., Din, M. F. M., Taib, S. M., Talaiekhosani, A., Yadav, K. K., & Kamyab, H. (2018). Microplastics pollution in different aquatic environments and biota: A review of recent studies. *Marine pollution bulletin*, 133, 191-208.
- Rivas, A., Granada, A., Jiménez, M., Olea, F., & Olea, N. (2004). Exposición humana a disruptores endocrinos: Ecosistemas, 13(3), Article 3. <https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/202>
- Robertson, A. W., & Mechoso, C. R. (1998). Interannual and decadal cycles in river flows of southeastern South America. *Journal of Climate*, 11(10), 2570-2581.
- Rodrigues, J. P., Duarte, A. C., Santos-Echeandía, J., & Rocha-Santos, T. (2019). Significance of interactions between microplastics and POPs in the marine environment: A critical overview. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 111, 252-260.
- Ronco, A., Camilión, C., & Manassero, M. (2001). Geochemistry of heavy metals in bottom sediments from streams of the western coast of the rio de la plata estuary, Argentina. *Environmental Geochemistry and Health*, 23(2), 89-103. <https://doi.org/10.1023/A:1010956531415>
- RSA - CONICET. (2021). Efluentes humanos en la ribera de Berisso [Informe Final]. Grupo AD HOC «Efluentes humanos en la ribera de Berisso».

- Ruiz, M. J., Grisel, R., Rocío, C., Cristina, Vhi., Cristina, M., Analía, E., & Nora, L. (2018). Diferentes métodos para aislamiento y detección de *Salmonella* spp. En canales porcinos. *Revista Colombiana de Biotecnología*, 20(2), 117-123.
- Sardiñas Peña et al. (2006). Evaluación físico-química y microbiológica del agua de la presa El Cacao (Cotorro, Cuba). *Hig. Sanid. Ambient.* 6: 202-206 (2006).
- Sathicq, M. B., Gómez, N., Andrinolo, D., Sedán, D., & Donadelli, J. L. (2014). Temporal distribution of cyanobacteria in the coast of a shallow temperate estuary (Río de la Plata): Some implications for its monitoring. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186(11), 7115-7125. <https://doi.org/10.1007/s10661-014-3914-3>
- Schets, F. M., Van Wijnen, J. H., Schijven, J. F., Schoon, H., & De Roda Husman, A. M. (2008). Monitoring of Waterborne Pathogens in Surface Waters in Amsterdam, The Netherlands, and the Potential Health Risk Associated with Exposure to *Cryptosporidium* and *Giardia* in These Waters. *Applied and Environmental Microbiology*, 74(7), 2069-2078. <https://doi.org/10.1128/AEM.01609-07>
- Shapiro, S. S., & Wilk, M. B. (1965). An analysis of variance test for normality (complete samples). *Biometrika*, 52(3-4), 591-611.
- Shibata, T., Solo-Gabriele, H. M., Fleming, L. E., & Elmir, S. (2004). Monitoring marine recreational water quality using multiple microbial indicators in an urban tropical environment. *Water Research*, 38(13), 3119-3131. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.04.044>
- SHN | Servicio de Hidrografía Naval. (s. f.). Pronóstico Mareológico para el Río de la Plata. Recuperado 5 de noviembre de 2019, de <http://www.hidro.gov.ar/oceanografia/pronostico.asp>
- Simionato, C. G. (2002). Estudios de la sensibilidad de la circulación en el Atlántico Sur y la variabilidad de sus sistemas de corrientes de contorno a los forzantes atmosféricos de acuerdo al modelo Bryan-Cox/CIMA [PhD Thesis, Universidad de Buenos Aires. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales]. [https://bibliotecadigital.exactas.uba.ar/download/tesis/tesis\\_n3447\\_Simionato.pdf](https://bibliotecadigital.exactas.uba.ar/download/tesis/tesis_n3447_Simionato.pdf)
- Skalbeck, J. D., Kinzelman, J. L., & Mayer, G. C. (2010). Fecal indicator organism density in beach sands: Impact of sediment grain size, uniformity, and hydrologic factors on surface water loading. *Journal of Great Lakes Research*, 36(4), 707-714. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2010.08.004>
- Solo-Gabriele, H. M., Wolfert, M. A., Desmarais, T. R., & Palmer, C. J. (2000). Sources of *Escherichia coli* in a Coastal Subtropical Environment. *Applied and Environmental Microbiology*, 66(1), 230-237. <https://doi.org/10.1128/AEM.66.1.230-237.2000>

- SSRH. (2003). Desarrollos de niveles guías nacionales de calidad de agua ambiente correspondientes a *Escherichia coli*/enterococos.
- Staley, C., Reckhow, K. H., Lukasik, J., & Harwood, V. J. (2012). Assessment of sources of human pathogens and fecal contamination in a Florida freshwater lake. *Water Research*, 46(17), 5799-5812. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.08.012>
- Staley, Z. R., Robinson, C., & Edge, T. A. (2016). Comparison of the occurrence and survival of fecal indicator bacteria in recreational sand between urban beach, playground and sandbox settings in Toronto, Ontario. *Science of The Total Environment*, 541, 520-527. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.088>
- Suarez, J. C., Cochero, J., Di Giorgi, H., Nievas, H., Meneses, L., Simonetti, R., Cordero, T., Sathicq, M. B., Moredo, F., & Galli, L. (2023). Evaluación del riesgo bacteriológico en la cuenca del arroyo Las Conchitas (Berazategui, Buenos Aires). En IV Congreso Iberoamericano de Limnología - X Congreso Argentino de Limnología.
- Thompson, R. C., Norton, T. A., & Hawkins, S. J. (2004). Physical stress and biological control regulate the producer–consumer balance in intertidal biofilms. *Ecology*, 85(5), 1372-1382. <https://doi.org/10.1890/03-0279>
- Touron, A., Berthe, T., Gargala, G., Fournier, M., Ratajczak, M., Servais, P., & Petit, F. (2007). Assessment of faecal contamination and the relationship between pathogens and faecal bacterial indicators in an estuarine environment (Seine, France). *Marine Pollution Bulletin*, 54(9), 1441-1450. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2007.05.009>
- UNE-EN ISO 7899-1:1999. (1999). Calidad del agua. Detección y recuento de enterococos intestinales. Parte 1: Método miniaturizado (Número Más Probable) para aguas superficiales y residuales. (ISO 7899-1:1998). <https://www.une.org/encuentra-tu-norma/busca-tu-norma/norma/?c=N0013675>
- UNE-EN ISO 9308-1:2014/A1:2017. (s. f.). UNE-EN ISO 9308-1:2014/A1:2017 Calidad del agua. Recuento de E... Recuperado 24 de septiembre de 2024, de <https://www.une.org/encuentra-tu-norma/busca-tu-norma/norma?c=N0058360>
- UNE-EN ISO 9308-3:1999. (1999). Calidad del agua. Detección y recuento de *Escherichia coli* y bacterias coliformes. Parte 3: Método miniaturizado (Número Más Probable) para la detección y recuento de *E. coli* en aguas superficiales y aguas residuales. <https://www.une.org/encuentra-tu-norma/busca-tu-norma/norma?c=N0013849>
- UNE-EN ISO 13503-2:2006/A1:200. (s. f.). 9 (Ratificada) Industrias del pe... Recuperado 24 de septiembre de 2024, de <https://www.une.org/encuentra-tu-norma/busca-tu-norma/norma/?c=N0044193>

- UNICEF (2019). 1 de cada 3 personas en el mundo no tiene acceso a agua potable.  
<https://www.unicef.org/es/comunicados-prensa/1-de-cada-3-personas-en-el-mundo-no-tiene-acceso-a-agua-potable>
- US EPA. (s. f.). U.S. Environmental Protection Agency. Recuperado 24 de septiembre de 2024, de <https://www.epa.gov/>
- Vogel, L. J., Edge, T. A., O'Carroll, D. M., Solo-Gabriele, H. M., Kushnir, C. S. E., & Robinson, C. E. (2017). Evaluation of methods to sample fecal indicator bacteria in foreshore sand and pore water at freshwater beaches. *Water Research*, 121, 204-212. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.05.021>
- Walters, E., Graml, M., Behle, C., Müller, E., & Horn, H. (2014). Influence of Particle Association and Suspended Solids on UV Inactivation of Fecal Indicator Bacteria in an Urban River. *Water, Air, & Soil Pollution*, 225(1), 1822. <https://doi.org/10.1007/s11270-013-1822-8>
- Wertheimer, M. (2017, noviembre). Las costas metropolitanas del Río de la Plata: De balnearios abiertos a paisaje postal. I Jornadas de Investigación "Ríos urbanos. Nuevas perspectivas para el estudio, diseño y gestión de los territorios fluviales" <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/69505>
- Wheeler Alm, E., Burke, J., & Spain, A. (2003). Fecal indicator bacteria are abundant in wet sand at freshwater beaches. *Water Research*, 37(16), 3978-3982. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(03\)00301-4](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(03)00301-4)
- Whitman, R. L., Harwood, V. J., Edge, T. A., Nevers, M. B., Byappanahalli, M., Vijayavel, K., Brandão, J., Sadowsky, M. J., Alm, E. W., Crowe, A., Ferguson, D., Ge, Z., Halliday, E., Kinzleman, J., Kleinheinz, G., Przybyla-Kelly, K., Staley, C., Staley, Z., & Solo-Gabriele, H. M. (2014). Microbes in beach sands: Integrating environment, ecology and public health. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 13(3), 329-368. <https://doi.org/10.1007/s11157-014-9340-8>
- Whitman, R. L., & Nevers, M. B. (2003). Foreshore Sand as a Source of *Escherichia coli* in Nearshore Water of a Lake Michigan Beach. *Applied and Environmental Microbiology*, 69(9), 5555-5562. <https://doi.org/10.1128/AEM.69.9.5555-5562.2003>
- Whitman, R. L., Przybyla-Kelly, K., Shively, D. A., Nevers, M. B., & Byappanahalli, M. N. (2009). Hand-mouth transfer and potential for exposure to *E. coli* and F+ coliphage in beach sand, Chicago, Illinois. *Journal of Water and Health*, 7(4), 623-629. <https://doi.org/10.2166/wh.2009.115>
- Whitman, R. L., Shively, D. A., Pawlik, H., Nevers, M. B., & Byappanahalli, M. N. (2003). Occurrence of *Escherichia coli* and Enterococci in *Cladophora* (Chlorophyta) in Nearshore Water and Beach Sand of Lake Michigan. *Applied and Environmental*

- Microbiology, 69(8), 4714-4719. <https://doi.org/10.1128/AEM.69.8.4714-4719.2003>
- Wyer, M. D., O'Neill, G., Ka, D., Crowther, J., Jackson, G., & Fewtrell, L. (1997). Non-outfall sources of faecal indicator organisms affecting the compliance of coastal waters with directive 76/160/EEC. *Water Science and Technology*, 35(11), 151-156. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(97\)00251-5](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(97)00251-5)
- Yamahara, K. M., Layton, B. A., Santoro, A. E., & Boehm, A. B. (2007). Beach Sands along the California Coast Are Diffuse Sources of Fecal Bacteria to Coastal Waters. *Environmental Science & Technology*, 41(13), 4515-4521. <https://doi.org/10.1021/es062822n>
- Yamahara, K. M., Sassoubre, L. M., Goodwin, K. D., & Boehm, A. B. (2012). Occurrence and Persistence of Bacterial Pathogens and Indicator Organisms in Beach Sand along the California Coast. *Applied and Environmental Microbiology*, 78(6), 1733-1745. <https://doi.org/10.1128/AEM.06185-11>
- Zehms, T. T., McDermott, C. M., & Kleinheinz, G. T. (2008). Microbial Concentrations in Sand and their Effect on Beach Water in Door County, Wisconsin. *Journal of Great Lakes Research*, 34(3), 524-534. [https://doi.org/10.3394/0380-1330\(2008\)34\[524:MCISAT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.3394/0380-1330(2008)34[524:MCISAT]2.0.CO;2)
- Zettler, E. R., Mincer, T. J., & Amaral-Zettler, L. A. (2013). Life in the "Plastisphere": Microbial Communities on Plastic Marine Debris. *Environmental Science & Technology*, 47(13), 7137-7146. <https://doi.org/10.1021/es401288x>