

# **“PLAN DE MONITOREO AMBIENTAL DE LA BAHÍA SAN JULIÁN”**



*Instituto de Ciencias del Ambiente, Sustentabilidad y Recursos  
Naturales (ICASUR)*

**Unidad Académica San Julián**

**UNPA**

***Informe Técnico Período 2019-2022***

Marzo de 2023

**Dirección**

*Dr. Juan Pablo Martin*

**Calidad de Aguas y Análisis Bacteriológicos**

*Mg. Carla Moscardi*

*Lic. Cecilia Esquivel*

*Lic. Norma Gómez*

**Sedimentos Costeros**

*Lic. Viviana Scavuzzo*

**Comunidades Bentónicas y Bioindicadores**

*Dr. Juan Pablo Martin*

*Mg. Alicia Sar*

*Dr. Santiago Hernán Torres*

**Colaboraron**

*Téc. Carlos Caminos*

*Alumna María Victoria Roberts*

## INDICE

<b>RESUMEN EJECUTIVO</b> .....	1
<b>AGRADECIMIENTOS</b> .....	3
<b>1. INTRODUCCIÓN</b> .....	4
Antecedentes y Justificación.....	4
Objetivos del Plan de Monitoreo Ambiental.....	5
Área de estudio .....	6
Sitios de muestreo y variables consideradas.....	7
<b>2. CALIDAD DEL AGUA DE LA BAHÍA</b> .....	10
Introducción .....	10
Sitios de muestreo .....	10
Parámetros fisicoquímicos.....	11
Metodología de trabajo.....	11
Resultados .....	12
Consideraciones .....	14
Microbiología.....	14
Introducción .....	14
Metodología de trabajo.....	14
Resultados .....	15
Consideraciones .....	16
Hidrocarburos totales.....	18
Metodología de trabajo.....	18
Resultados .....	19
Metales pesados, metaloides y elementos traza.....	19
Metodología de trabajo.....	19
Resultados .....	19
Conclusiones.....	21
<b>3. SEDIMENTOS COSTEROS DE LA BAHÍA</b> .....	23
Introducción .....	23
Marco teórico y conceptual.....	23
Metodología de trabajo .....	25
Sitios de muestreo de sedimentos costeros de la Bahía San Julián.....	25
Contenido de materia orgánica en sedimentos.....	25
Metales pesados en sedimentos.....	26
Marco normativo para sedimentos .....	28
Resultados.....	29
Contenido de materia orgánica de los sedimentos .....	29
Concentración total de metales pesados en sedimentos.....	30
Biodisponibilidad de metales pesados en sedimentos.....	33
Consideraciones .....	36
Conclusiones.....	37
<b>4. LA COMUNIDAD BENTÓNICA COMO BIOINDICADOR DE LA CALIDAD AMBIENTAL EN LA BAHÍA</b> .....	38
Introducción .....	38
Marco teórico y conceptual.....	38
Metodología de trabajo .....	41
La comunidad bentónica infaunal .....	41

Aplicación de índices bióticos de calidad ecológica ambiental .....	43
Análisis bacteriológicos en mejillón .....	44
Resultados .....	45
La comunidad bentónica infaunal .....	45
Análisis bacteriológicos en mejillón .....	53
Conclusiones .....	53
<b>5. CONCLUSIONES Y CONSIDERACIONES FINALES</b> .....	<b>55</b>
Conclusiones finales .....	55
Consideraciones finales .....	56
<b>6. BIBLIOGRAFÍA</b> .....	<b>58</b>

## RESUMEN EJECUTIVO

Las actividades productivas, principalmente vinculadas a la minería y la pesca, se han incrementado notablemente en las últimas décadas en la provincia, lo que ha traído aparejado un mayor desarrollo para la región y un importante crecimiento demográfico. Este desarrollo ha generado un incremento del impacto humano, principalmente sobre el ambiente costero, pudiendo destacarse como fuentes principales de alteraciones el impacto por residuos sólidos urbanos y el vertido de efluentes urbanos e industriales sin tratamiento previo o con un tratamiento deficiente. Puerto San Julián no es una excepción a esta realidad, observándose en la localidad un incremento de su población vinculado principalmente a la actividad minera.

La Bahía San Julián representa un invaluable recurso turístico y es también un importante sitio de recreación para los habitantes de la localidad de Puerto San Julián, donde se desarrolla la pesca deportiva y las actividades náuticas. Es, a su vez, de gran importancia como recurso económico para un sector de la población que encuentran parte de su sustento en la pesca artesanal y constituye además un ambiente de gran importancia ecológica por la biodiversidad que alberga. Estas condiciones hacen imprescindible contar con un plan de monitoreo que permita la vigilancia continua de los impactos ambientales que afectan a la bahía y de aquellos factores potencialmente nocivos para el ecosistema.

El Plan de monitoreo ambiental de la Bahía San Julián surge como continuidad del proyecto “Diagnóstico ambiental de Puerto San Julián y su entorno natural”, que permitió establecer una línea de base ambiental para la bahía. En el diagnóstico realizado en esos primeros estudios, que resumen el trabajo de más de diez años de diferentes grupos de investigación de la Unidad Académica San Julián, se visualizaron diversas problemáticas que repercuten directamente sobre la calidad ambiental de la localidad y de su entorno natural. Entre ellas, se destacó la vulnerabilidad ambiental de la Bahía San Julián, resultante del inadecuado tratamiento de efluentes domiciliarios y el deficiente tratamiento de residuos sólidos de la localidad. Muchas de estas problemáticas aún no han sido resueltas y otras se encuentran en vías de solución, haciéndose necesario una actualización periódica de la información ambiental de la bahía, que permita conocer la evolución de los principales impactos.

Como objetivo general del presente proyecto, se planteó implementar un monitoreo continuo que brinde información de la calidad ambiental en la Bahía San Julián, que sirva para la toma de medidas tendientes a la remediación, mitigación y manejo de los principales impactos de origen antrópico. Como objetivos particulares se plantearon: - obtener información ambiental actualizada de la bahía, con énfasis en la calidad del agua y de los sedimentos costeros; -realizar un seguimiento en el tiempo del nivel de contaminantes en el agua, en los sedimentos y en la biota; -sostener un monitoreo de comunidades biológicas indicadoras de la calidad ecológica ambiental de la bahía; - contar con una base de datos actualizada que permita conocer la evolución de los factores de impacto que afectan a la bahía; -detectar posibles problemáticas ambientales que

requieren de una acción prioritaria y orientar a los entes gubernamentales de aplicación en la toma de decisiones para su remediación, mitigación y gestión.

Este informe expone los resultados del monitoreo obtenidos entre el 2019 y el 2022 y se organiza en diferentes secciones que incluyen la calidad del agua en diferentes sitios dentro y fuera de la bahía y la caracterización de los aportes por efluentes antrópicos; la calidad de los sedimentos costeros desde el punto de vista del contenido de contaminantes, como la materia orgánica, los metales pesados e hidrocarburos; el análisis de la comunidad bentónica como una indicadora de la calidad ecológica ambiental de la bahía. Cada sección incluye una introducción, la metodología específica empleada, la expresión y análisis de los resultados y las conclusiones obtenidas para cada componente ambiental. El informe incluye una sección final donde se rescatan las conclusiones y consideraciones principales.

Es importante destacar que a mediados del año 2022 se puso en funcionamiento nuevamente la Planta de tratamiento de efluentes cloacales, luego de muchos años de permanecer prácticamente inactiva. Se espera que esta medida se refleje en una mejora de las condiciones ambientales de la bahía en los próximos años, por lo cual será importante continuar monitoreando los parámetros de calidad del agua de la bahía, como así también realizar controles periódicos para verificar el buen funcionamiento de la planta de tratamiento.

## **AGRADECIMIENTOS**

El presente proyecto se realizó con fondos asignados por el Convenio de Responsabilidad Social Empresaria firmado entre Cerro Vanguardia S.A., Fundación Agencia de Desarrollo de Puerto San Julián y la Municipalidad de Puerto San Julián, y con fondos de la Universidad Nacional de la Patagonia Austral, a través de subsidios otorgados al Proyecto de Extensión y Vinculación “Plan de monitoreo ambiental de la Bahía San Julián” aprobado por acuerdos N° 033-CU-UASJ-2019 y AC 038-CU-UASJ-2021.

## **1. INTRODUCCIÓN**

### **Antecedentes y Justificación**

La Bahía San Julián constituye un invaluable recurso turístico y es también un importante sitio de recreación para los habitantes de la localidad de Puerto San Julián, donde se desarrolla la pesca deportiva y las actividades náuticas. Es a su vez de gran importancia como recurso económico para un sector de la población que encuentran parte de su sustento en la pesca artesanal. La bahía integra además diferentes áreas protegidas que incluyen a la bahía en sí misma y las islas Cormorán y Justicia, que se encuentran en su interior bajo un régimen de protección de uso limitado, y la Península de San Julián, declarada reserva provincial. Se suma también el área protegida urbana La cascada, declarada por ordenanza municipal. La bahía limita además con el Parque Interjurisdiccional Marino Makenke, que abarca el ambiente marino aledaño y que se ve influenciado por recibir aguas provenientes del interior de la bahía con cada ciclo de marea.

Las actividades productivas, principalmente vinculadas a la minería y la pesca, se han incrementado notablemente en las últimas décadas en la provincia, lo que ha traído aparejado un mayor desarrollo para la región y un importante crecimiento demográfico. Este desarrollo ha generado un incremento del impacto humano, principalmente sobre al ambiente costero, pudiendo destacarse como fuentes principales de alteraciones el impacto por residuos sólidos urbanos y el vertido de efluentes urbanos e industriales sin tratamiento previo o con un tratamiento deficiente (González y Estéves 2008, Storniolo y Moscardi 2015). Puerto San Julián no es una excepción a esta realidad, observándose en la localidad un incremento de su población, vinculado principalmente a la actividad minera, del 20% entre 1991 y 2001 y del 29% entre 2001 y 2010, contando en la actualidad con alrededor de 12.500 habitantes según el censo nacional 2022 (INDEC 2022).

La Bahía San Julián prácticamente rodea a la ciudad de Puerto San Julián por el norte, por el este y por el sur. La escorrentía natural del terreno, con pendiente hacia la costa del mar, y la predominancia de los vientos provenientes de los sectores oeste y sudoeste, convierten a la bahía en el receptor de gran parte de los residuos generados por la localidad. La bahía constituye así el blanco principal de diferentes impactos urbanos, entre los que se destacan la descarga de efluentes cloacales con un tratamiento deficiente o nulo, un sistema de red cloacal y pluvial que no alcanza a cubrir las necesidades de la localidad, la cercanía del sitio de disposición final de residuos sólidos urbanos aledaño a la costa y numerosos desagües y basurales clandestinos que requieren de una atención inmediata y de un manejo a mediano y largo plazo.

El Plan de Monitoreo surge como una continuidad del proyecto “Diagnóstico ambiental de Puerto San Julián y su entorno natural”, que permitió establecer una línea

de base ambiental para la localidad y la bahía (Martin et al. 2019d). En el diagnóstico realizado en esos primeros estudios, que resumen el trabajo de más de diez años de diferentes grupos de investigación de la Unidad Académica San Julián, se visualizaron diversas problemáticas que repercuten directamente sobre la calidad ambiental de la localidad y de su entorno natural. Entre ellas, se destacó la vulnerabilidad ambiental resultante del inadecuado tratamiento de efluentes domiciliarios e industriales y el deficiente tratamiento de residuos sólidos. Muchas de estas problemáticas no han sido resueltas hasta la actualidad, haciéndose necesario una puesta al día de la información que contemple el crecimiento poblacional de los últimos años para buscar las soluciones más adecuadas.

La Bahía San Julián representa un ambiente de gran importancia ecológica por la biodiversidad que alberga, haciéndose imprescindible contar con un plan de monitoreo que permita la vigilancia continua de los impactos ambientales que la afectan y de aquellos factores potencialmente nocivos para el ecosistema. Contar con un plan de monitoreo continuo también permite evaluar en el tiempo los resultados y la efectividad de las medidas de mitigación y/o remediación y manejo que se puedan tomar a futuro para solucionar las problemáticas que afectan a la bahía.

### **Objetivos del Plan de Monitoreo Ambiental**

La Bahía San Julián constituye un recurso natural de inestimable valor, tanto para la preservación de la diversidad biológica y ambiental de la costa de Santa Cruz como por los beneficios que aporta a la localidad a través de los servicios ecosistémicos que brinda. Como resultados del Proyecto “Diagnóstico ambiental de Puerto San Julián y su entorno natural”, se visibilizaron muchas de las problemáticas ambientales que ponen en riesgo la integridad de la bahía. Muchas de estas problemáticas aún no han sido resueltas y otras se encuentran en vías de solución, haciéndose necesario una actualización periódica de la información ambiental, que permita conocer la evolución de los principales impactos en la bahía. Esta información constituirá, además, un insumo fundamental para la toma de decisiones tendientes a mitigar y/o remediar estos impactos y para establecer medidas de manejo.

Tomando en cuenta estas consideraciones se fijaron los siguientes objetivos generales y específicos:

<b>Objetivo general</b>
Implementar el monitoreo continuo que brinde información de la calidad ambiental en la Bahía San Julián, para la toma de medidas tendientes a la remediación, mitigación y manejo de los principales impactos de origen antrópico.

**Objetivos específicos**

- Obtener información ambiental actualizada de la Bahía San Julián, con énfasis en la calidad del agua y de los sedimentos costeros.
- Realizar un seguimiento en el tiempo del nivel de contaminantes en sedimentos, en agua y en la biota, que permita detectar un deterioro en la calidad ambiental de la bahía.
- Sostener un monitoreo de comunidades biológicas bioindicadoras para detectar cambios que pudieran surgir como consecuencia de una alteración en la calidad ambiental de la bahía.
- Contar con una base de datos actualizada que permita conocer la evolución de los factores de impacto que afectan a la bahía, que sirva como insumo para implementar medidas de remediación y/o mitigación, manejo y gestión de las problemáticas detectadas como prioritarias.
- Detectar posibles problemáticas ambientales que requieran de una acción prioritaria y orientar a los entes gubernamentales de aplicación, en la toma de decisiones y acciones para su remediación, mitigación y gestión.

**Área de estudio**

La Bahía San Julián es una profunda entrada del mar de unos 20 km de largo y 8,8 km de ancho máximo, con una boca relativamente estrecha de aproximadamente 700 m de ancho. La bahía tiene una profundidad máxima de 35 m, e incluye un área terminal ancha poco profunda (saco). Recibe aguas frías de origen subantártico y otras con salinidad relativamente baja de la Corriente Costera Patagónica, una rama de la Corriente de Malvinas. La salinidad del agua dentro de la bahía es de entre 33 y 34‰ y la temperatura varía entre 5 °C (invierno) y 14 °C (verano). El régimen de mareas es de tipo macromareal semidiurno, con una amplitud máxima de 8,93 m y un promedio de 6,15 m (Falabella et al. 2009, Servicio de Hidrografía Naval 2021).

La mayor parte de la costa de la bahía se encuentra formada por una llanura arenofangosa, constituida principalmente por fango (limo + arcilla) y arena fina, sobre la que se desarrolla una red de canales de mareas que se comunica con el mar mediante un canal principal. Las fuertes corrientes de marea permiten la recirculación de nutrientes, movilizan gran cantidad de sedimento y modifican el contorno de las costas de la bahía.

Las marismas predominan en el intermareal superior de la bahía, mientras que las comunidades infaunales dominadas por pequeños bivalvos y poliquetos caracterizan a los

niveles intermareales medios e inferiores de las playas fangosas. Algunos sectores de la costa, con mayores proporciones de grava, favorecen el desarrollo de bancos de mejillones intermareales (Zaixso 2008, Zaixso et al. 2017, Martin et al. 2019a, 2019b, 2019c).

### Sitios de muestreo y variables consideradas

El plan de monitoreo consiste en la medición sistemática y continua en el tiempo de diferentes variables que reflejan la calidad ambiental y el grado de impacto antrópico en la bahía. Tomando en cuenta los resultados del proyecto “Diagnóstico ambiental de Puerto San Julián y su entorno natural” (Martin et al. 2019d), llevado adelante por este equipo de trabajo, se seleccionaron diferentes sitios de la bahía de acuerdo con criterios que tienen en cuenta: el grado de vulnerabilidad, la exposición a fuentes de impacto antrópico, la importancia para la recreación, la importancia para la biodiversidad, la capacidad de manifestar cambios tempranos en las condiciones ambientales de la bahía. Se seleccionaron también sitios control o de referencia para contrastar las observaciones en el interior de la bahía con las condiciones en mar abierto (Tabla 1.1, Figura 1.1). Las variables medidas en cada sitio se pueden observar en la Tabla 1.2.

**Tabla 1.1.** Estaciones de muestreo y sitios de estudio considerados en este informe. Los números de las estaciones de muestreo se corresponden con aquellos utilizados en el “Diagnóstico ambiental de Puerto San Julián y su entorno natural” (Martin et al. 2019d).

Estación	Nombre del Sitio
1	Playa La Mina
3	Paso de la Isla Cormorán
4	Playa del Efluente de la Planta de tratamiento cloacal
6	Punta Caldera – Muelle nuevo
8	Cascada
12	Playa frente al Hospital
20	Efluente Planta de tratamiento cloacal
21	El Rincón – Península San Julián
23	Playa Los Instalados

**Tabla 1.2.** Variables medidas en agua, sedimento y biota de la Bahía San Julián en cada sitio del monitoreo.

Estación Nombre del sitio	1 Playa La Mina	3 Paso de la Isla	4 Playa del efluente	20 Efluente Planta de tratamiento	6 Punta Caldera	12 Playa frente al Hospital	8 Cascada	21 El Rincón	23 Playa Los Instalados
<b>Agua</b>									
Parámetros fisicoquímicos	X	X	X	X		X	X	X	X
Sales y nutrientes	X	X	X	X		X	X	X	X
Metales totales	X		X	X					
Hidrocarburos totales	X	X	X	X		X	X	X	
Bacteriología	X	X	X	X		X	X	X	X
<b>Sedimentos</b>									
Metales totales	X	X	X			X	X	X	
Metales biodisponibles	X	X	X			X	X	X	
Hidrocarburos totales	X	X	X			X	X	X	
Materia orgánica	X	X	X			X	X	X	
<b>Biota</b>									
Comunidad bentónica		X	X						
Bacteriología mejillones	X	X			X				

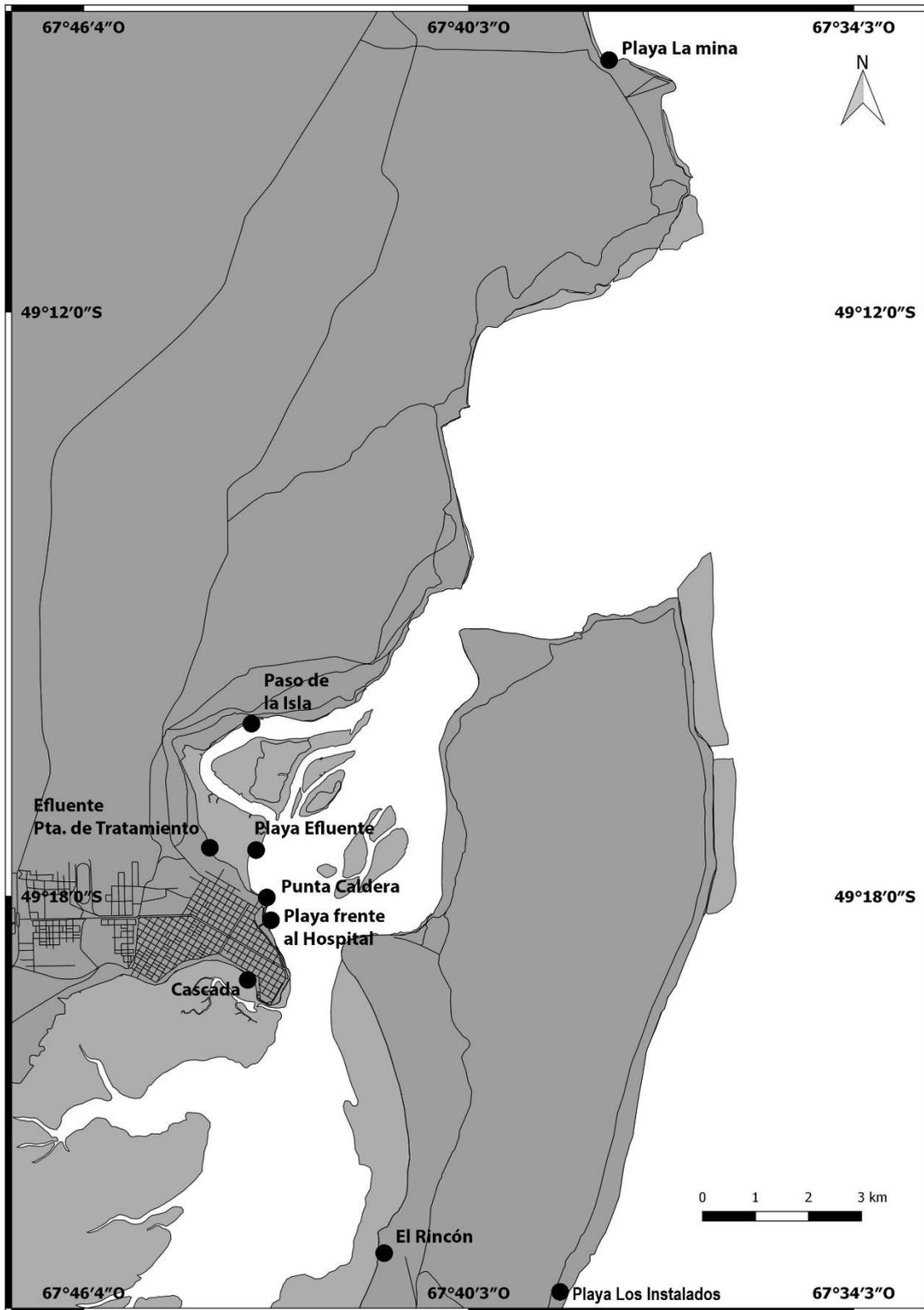


Figura 1.1. Ubicación de las estaciones de muestreo del monitoreo ambiental.

## 2. CALIDAD DEL AGUA DE LA BAHÍA

### Introducción

En esta sección del informe se presenta el monitoreo realizado de la calidad del agua de la Bahía San Julián. El mismo incluye parámetros fisicoquímicos medidos *in situ* y en laboratorio, la determinación de la calidad microbiológica y la presencia de hidrocarburos y metales pesados en agua.

Se incorporaron en el trabajo durante el año 2022, análisis complementarios de parámetros fisicoquímicos realizados en el laboratorio propio de la Unidad Académica San Julián.

El antecedente para la comparación a través del tiempo los constituye el informe de “Diagnóstico Ambiental de Puerto San Julián y su entorno natural” (Martin et al. 2019d) y lo analizado en el mismo.

El objetivo de este capítulo es analizar la calidad del agua y su tendencia o variación a lo largo del tiempo en los diferentes sitios establecidos para el monitoreo ambiental de la Bahía San Julián.

Se detalla la metodología de trabajo y los resultados obtenidos para cada parámetro medido en el agua. Se realizan consideraciones para los aspectos evaluados y hacia el final de la sección, se vierten las conclusiones generales sobre la calidad de agua de la bahía, a la vez que se plantean proyecciones y/o propuestas basadas en los resultados obtenidos.

### Sitios de muestreo

Durante el año 2022 se realizó el monitoreo de calidad de agua en diferentes puntos de muestreo del área bajo estudio. Los sitios se ubican tanto dentro de la bahía como en mar abierto. En la Tabla 2.1 se detallan los parámetros medidos en el agua para cada estación/sitio de muestreo y las fechas en las cuales se tomaron las muestras con diferentes objetivos.

**Tabla 2.1.** Estaciones de muestreo y parámetros medidos en el agua. Los números de estación de muestreo se corresponden con el informe de “Diagnóstico ambiental de Puerto San Julián y su entorno natural” (Martin et al. 2019d).

Estación de muestreo	Sitio	Agua					
		Fecha de muestreo	Bacteriológico	Fisicoquímico ( <i>In situ</i> )	Fisicoquímico (Laboratorio)	Hidrocarburos (*)	Metales (*)
1	Playa La Mina	20/04/22 (*) 02/12/22	X	X	X	X	X
3	Paso de la Isla Cormorán	20/04/22 (*) 02/12/22	X	X	X	X	X
8	Cascada - agua de mar	05/04/22 (*) 30/12/22	X	X	X	X	X
6	Playa frente al Hospital	05/04/22 (*) 30/12/22	X	X	X	X	X
20	Cámara descarga efluente cloacal- Planta Tratamiento	22/03/22 (*) 01/12/22	X	X	X	X	X
4	Playa del Efluente	22/03/22 (*) 01/12/2022	X	X	X	X	X
21	El Rincón – Península	17/05/22	X	X	X	--	--
23	Playa Los Instalados – Península	17/05/22	X	X	X	--	--

## Parámetros fisicoquímicos

### Metodología de trabajo

En todos los sitios se tomaron datos *in situ* de los parámetros fisicoquímicos del agua, que incluyeron pH, temperatura, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto, sólidos disueltos totales y salinidad, utilizando una sonda multiparamétrica Aquameter AP- 2000 que fue sumergida en el cuerpo de agua en cada sitio de muestreo, sin extracción de muestra.

Las muestras que se analizaron en laboratorios propios de la Unidad Académica San Julián, fueron recolectadas en botellas de plástico de 1 litro, las cuales fueron llenadas hasta el tope y se mantuvieron refrigeradas hasta su llegada al laboratorio, de acuerdo con los protocolos de conservación de las muestras que figuran en la Tabla 2.2.

**Tabla 2.2** Almacenamiento y conservación de las muestras.

Determinación	Conservación	Tiempo de conservación	Envase	Cantidad mínima de muestra (ml)
pH	inmediato	inmediato/24hs	P,V	
Conductividad	refrigerar	28 días	P,V	500
Alcalinidad	refrigerar	24h/14d	P,V	200
Nitratos	Analizar lo antes posible, o refrigerar	48 hs/48hs(28 días en aguas cloradas)	P,V	100
Nitritos	Analizar lo antes posible, o refrigerar	ninguno/28 días	P,V	100
Dureza CaCO <sub>3</sub>	Añadir HNO <sub>3</sub> hasta pH<2	6 meses	P,V	100
Cloruros	Inmediato	Inmediato	P,V	500
Sodio		1 mes	P	100
Potasio		1 mes	P	100

Los análisis fisicoquímicos se realizaron en el Laboratorio de agua y alimentos – ICASUR - CEyT de la Unidad Académica San Julián.

Las determinaciones se realizaron siguiendo las siguientes metodologías analíticas (Standard Methods 2012):

- Cloruros: Método argentométrico. Método 4500 B.
- Nitratos: Método espectrométrico ultravioleta selectivo.
- Nitritos: Método colorimétrico. Método 4500 B.
- Sólidos totales: Sólido totales secados a 103°C – 105°C. Método 2540 B.
- Sólido totales disueltos secados a 180 °C. Método 2540 C.
- Sodio y potasio: espectrometría de absorción atómica por llama.
- Dureza: Método titulométrico de EDTA. Método 2330 C.
- Alcalinidad: Método de titulación. Método 2320 B.

### **Resultados**

En la Tabla 2.3 se expresan los valores tomados *in situ* con la sonda multiparamétrica en el mismo momento que se realizaron los muestreos de agua para los análisis bacteriológicos.

**Tabla 2.3.** Resultados del relevamiento de campo. Datos tomados *in situ* durante el 2022.

Sitio	Temperatura °C	Oxígeno Disuelto (mg/l)	Conductividad Eléctrica (µS/cm)	Sólidos Disueltos Totales (mg/l)	Salinidad (‰)
<b>Abril 2022</b>					
<b>La Cascada</b>	8,2	9,96	51204	33282	33,62
<b>Playa Frente al Hospital</b>	9,3	10,23	50816	33030	33,32
<b>Playa del Efluente</b>	8,6	8,5	21550	14007	12,93
<b>Efluente</b>	14,8	7,67	783	508	0,33
<b>Paso de la Isla</b>	8,9	10,63	52178	33915	34,35
<b>Playa La Mina</b>	6,8	11,33	54753	35589	36,24
<b>Mayo 2022</b>					
<b>El Rincón</b>	4,03	12,19	51643	33567	33,95
<b>Los instalados</b>	6,9	11,9	50121	32578	32,82

En la Tabla 2.4 se pueden observar los resultados obtenidos en el Laboratorio de agua y alimentos de la UASJ – UNPA.

**Tabla 2.4.** Resultados de los distintos parámetros fisicoquímicos medidos en laboratorio. SST: sólidos totales en suspensión, ST: sólidos totales.

Sitio	pH	Alcalinidad total (mg CaCO <sub>3</sub> /l)	SST (mg/l)	ST (mg/l)	Nitrato (mg NO <sub>3</sub> -/l)	Nitrito (mg NO <sub>2</sub> -/l)	Dureza (mg CaCO <sub>3</sub> /l)	Sodio (mg Na/l)	Potasio (mg K/l)	Cloruros (mg Cl <sup>-</sup> /l)
<b>Descarga Efluente Planta de Tratamiento</b>	7,4	213	155	1475	(*)	0,147	200	(*)	(*)	722,27
<b>Playa Efluente</b>	7,18	242	3055	23242	4,3	0,195	2402,18	(*)	(*)	(*)
<b>Frente al Hospital</b>	7,32	77,55	595	37830	2	0,0278	7701	(*)	(*)	24242,48
<b>Cascada</b>	7,1	117	290	38807	2	0,0223	7306,64	(*)	(*)	34989,15
<b>Playa La Mina</b>	7,34	108	112	38400	3	0,029	(*)	12924,07	541,74	45485,89
<b>Paso de la Isla</b>	7,1	220	32	34867	1,94	0,028	(*)	12924,07	560,926	47485,27
<b>El Rincón</b>	7,29	110	20	36380	1,64	0,029	(*)	9397	369,078	48899,73
<b>Playa Los Instalados</b>	7,27	110	70	41000	2,19	0,03	(*)	8515,24	369,078	35095,23

(\*) No se realizó la determinación

## **Consideraciones**

Los resultados obtenidos a campo constituyen los primeros indicadores de calidad ambiental. Los valores de temperatura, conductividad eléctrica, sólidos totales disueltos, salinidad, etc., permiten inferir el origen de la fuente de agua y su estado de condición y de calidad. Los datos obtenidos en el momento del muestreo *in situ* son tenidos en cuenta también para interpretar los resultados de los análisis de laboratorio, lo que permite tener mayor confiabilidad en la interpretación de la información.

Los resultados obtenidos en el Laboratorio de agua y alimentos de la UASJ, permitieron poner a prueba las técnicas y capacidades propias. Los mismos estuvieron dentro de los límites esperables y no presentaron variaciones significativas.

## **Microbiología**

### **Introducción**

La experiencia ha demostrado que la concentración en el agua del grupo de las bacterias coliformes es un indicador del grado de contaminación y, por lo tanto, de la calidad sanitaria (APHA, 2005). El grupo coliforme está formado por todas las bacterias aerobias y anaerobias facultativas, gram negativas, no formadoras de esporas y con formas de bastón que fermentan la lactosa, produciendo gas y ácido en 48 hrs a  $35 \pm 1^\circ\text{C}$ .

La prueba estándar para el grupo coliforme puede realizarse mediante una técnica de fermentación en tubos múltiples, método del Número Más Probable (NMP), a través de las fases supuestas y confirmatorias o prueba completa, o por la técnica de filtración por membrana. Ambos métodos son aplicables, teniendo en cuenta las limitaciones que se especifican para cada uno y el propósito del estudio.

En esta oportunidad, se optó por la adopción del método del NMP, considerando que la mayoría de los marcos normativos mantienen esa metodología que, aunque más compleja que la filtración por membrana, permite ampliar el marco de comparación, considerando los análisis y resultados antecedentes que disponen los integrantes de este grupo de trabajo. En el caso de la técnica de fermentación en tubos múltiples, los resultados se expresan en un número probabilístico que refiere a una tabla estadística y rangos de referencia, mientras que el método de filtración por membrana refleja con mayor precisión la cantidad de unidades formadoras de colonias según volumen filtrado.

A continuación se detalla la metodología adoptada.

### **Metodología de trabajo**

Para los análisis microbiológicos se tomaron muestras de agua por triplicado en cada sitio de estudio (Tabla 2.1). Se utilizaron recipientes estériles de  $125 \text{ cm}^3$  de capacidad y la muestra, una vez recolectada, fue inmediatamente conservada en frío hasta

el arribo al Laboratorio de Agua y Alimentos del Centro de Experimentación y Transferencia de la Unidad Académica San Julián de la UNPA.

Para la cuantificación de colonias de bacterias coliformes totales se adoptó el método según ISO 16649/3:2015 Método horizontal para la enumeración de *Escherichia coli* beta-glucuronidasa positiva. Parte 3: Detección y técnica del número más probable utilizando 5-bromo-4-cloro-3-indol beta-D-glucoronato. Se utilizó Caldo mineral Glutamato modificado (M Glut) y agar TBX como medios de cultivo. Se enumeró por método de NMP:

- Para muestras de agua se inocularon series de 3 tubos por cada dilución.
- Se inocularon 3 tubos de 10 ml de M Glut doble concentración con 10 ml de muestra si era líquida o 10 ml del homogenato, utilizando pipeta estéril. Se mezcló suavemente.
- Se inocularon 3 tubos de 10 ml de M Glut simple concentración con 1 ml de muestra si era líquida o 1 ml del homogenato, utilizando pipeta estéril. Se mezcló suavemente.
- Se tomaron otros 1 ml del homogenato y se realizaron diluciones sucesivas (1/100 1/1000, etc.). Se sembró 1 ml de cada dilución sucesiva en series de 3 o 5 tubos de 10 ml de M Glut simple concentración. Se mezcló suavemente.
- Se incubó a  $(37 \pm 1)$  °C durante  $(24 \pm 2)$  h.
- Se examinaron los tubos de medio identificando la producción de acidez viraje al amarillo. Por cada tubo positivo, se realizó el aislamiento en agar TBX.
- Se incubó a  $(44 \pm 1)$  °C durante  $(22 \pm 1)$  h.
- La observación del agar TBX con la presencia de colonias azules, verdes azuladas, indicó la presencia de *E coli*  $\beta$  glucuronidasa positiva.
- De acuerdo a la cantidad de tubos positivos confirmados con el desarrollo de colonias azules en el subcultivo sobre agar TBX, se calculó el número más probable (NMP).

## **Resultados**

En todos los sitios en los cuales se realizó el muestreo bacteriológico se pudo comprobar la existencia de bacterias coliformes totales. Se confirmó la presencia de altas concentraciones de *Escherichia coli* en la descarga del efluente de la planta de tratamiento cloacal y su disminución a medida que aumenta la distancia al punto de vertido. Se refleja la misma situación registrada e informada en el diagnóstico ambiental realizado en períodos de estudio anteriores (Martin et al., 2019d).

En la Tabla 2.5, se detallan los resultados de los análisis microbiológicos, expresados en Número Más Probable (NMP) por 100 mililitros.

**Tabla 2.5.** Resultados de los análisis microbiológicos en muestras de agua (NMP/100 ml).

Sitio	Coliformes totales	<i>Escherichia coli</i>
Efluente Planta de tratamiento	1,1x10 <sup>9</sup>	1,5x10 <sup>7</sup>
Playa del efluente	2,4x10 <sup>7</sup>	920000
Paso de La Isla Cormorán	1500	1500
Playa Frente al Hospital	461	44
Cascada	241	24
El Rincón	9,2	3,6
Playa La Mina	3,6	<3
Los Instalados	<3	0

### Consideraciones

Los resultados muestran un impacto ambiental significativo de la descarga de la planta de tratamiento cloacal en la bahía, en los sitios más cercanos al vertido del efluente. Los valores extremos (en color rojo en la Tabla 2.5) corresponden a los valores de la descarga de la planta de tratamiento. A medida que se incrementa la distancia al punto de vertido del efluente, la concentración de bacterias coliformes disminuye notablemente. Cabe señalar que los sitios identificados con un impacto ambiental significativo son aquellos que sobrepasan los límites permisibles de descarga establecidos en la normativa (Tabla 2.6).

**Tabla 2.6.** Marco normativo de referencia en aguas (NMP/100 ml).

Límite de descarga en Agua de Mar (Ley 2658 Pcia. de Santa Cruz - Decr. A007-06 Anexo I) - Coliformes Fecales (*)	Niveles guía nacionales de calidad de agua ambiente para <i>Escherichia coli</i>	Calidad de agua de cuerpos receptores (Ley 1503 Pcia. de Chubut – Decr. 2099/77 - Anexo III) Coliformes Totales		
		Recreo/Baño y natación - Agua salada	Navegación deportiva y pesca - Agua salada	Vida acuática (peces/aves)
< 20000	126	1.000	10.000	100.000

(\*) La metodología establecida en la Ley 2658 es la SM 9223 A, que incluye la determinación de Coliformes Totales y *Escherichia coli*.

Los resultados obtenidos en el sitio de descarga del efluente indican una ausencia o ineficiencia del tratamiento de los efluentes cloacales. Los valores de bacteriología obtenidos en los diferentes sitios, a medida que se alejan del punto de vertido, indican una capacidad depuradora natural que el ambiente de la Bahía San Julián tienen, debido a su dinámica espacio-temporal relacionada al ciclo de mareas.

Al igual que en el informe de “Diagnóstico ambiental de Puerto San Julián y su entorno natural” (Martin et al. 2019d), este monitoreo evidencia la capacidad de

amortiguación de la bahía, producto de la dilución comprobada con los valores de los parámetros medidos en los diferentes sitios.

En el mes de agosto el año 2022, se realizó un monitoreo de la puesta en funcionamiento de la Planta de tratamiento de efluentes cloacales dependiente de Servicios Públicos Sociedad del Estado. En las Tablas 2.7 y 2.8 se pueden observar los valores medidos en las instalaciones de la planta en dos oportunidades: en el mes de agosto, cuando se puso en funcionamiento, y en octubre de 2022.

**Tabla 2.7.** Resultados de los análisis bacteriológicos en unidades formadoras de colonias cada 100 mililitros (UFC/100 ml) en la Planta de tratamiento de efluentes cloacales.

		<b>UFC/100 ml</b>	<b>Sitio</b>
<b>Agosto 2022</b>	<b>Aerobios totales</b>	2,7x10 <sup>8</sup>	<b>1° Piletón aireación</b>
	<b>Coliformes Totales</b>	1,3x10 <sup>8</sup>	<b>1° Piletón aireación</b>
		5x10 <sup>7</sup>	<b>2° Piletón decantación</b>
	<i>Escherichia coli</i>	5x10 <sup>7</sup>	<b>1° Piletón aireación</b>
		2x10 <sup>7</sup>	<b>2° Piletón decantación</b>
	<b>Octubre 2022</b>	<b>Aerobios totales</b>	3,7x10 <sup>7</sup>
2,4x10 <sup>5</sup>			<b>Salida circuito</b>
<b>Coliformes Totales</b>		8x10 <sup>4</sup>	<b>Entrada 1° Piletón aireación</b>
		4x10 <sup>4</sup>	<b>Salida circuito</b>
<i>Escherichia coli</i>		2x10 <sup>4</sup>	<b>Entrada 1° Piletón aireación</b>
		1x10 <sup>4</sup>	<b>Salida circuito</b>

**Tabla 2.8.** Resultados de las determinaciones fisicoquímicas en la Planta de tratamiento de efluentes cloacales. SST: sólidos totales en suspensión, SDT: sólidos disueltos totales, DQO: demanda química de oxígeno.

<b>Agosto 2022</b>						
	pH	SST (mg/l)	SDT (mg/l)	DQO (mg O/l)	N-NH <sub>3</sub> (mg/l)	Sulfato (mg/l)
<b>Primer piletón (Pileta de aireación )</b>	7,33	48	604	483,59	57,38	88
<b>Segundo piletón (Pileta decantación)</b>	7,34	40	638	s/d	54,71	106
<b>Salida circuito</b>	7,37	20	632	397,24	55,47	90
<b>Octubre 2022</b>						
	pH	SST (mg/l)	SDT (mg/l)	DQO (mg O/l)	N-NH <sub>3</sub> (mg/l)	Sulfato (mg/l)
<b>Efluente crudo ingreso al sistema</b>	6,76	192	516	454	44	121
<b>Primer piletón (Pileta de aireación)</b>	6,3	48	540	421	61	s/d
<b>Salida circuito</b>	7,2	54	488	357	66	93,02

\*s/d: sin determinación

Los resultados revelaron la necesidad de planificar un monitoreo específico y de cooperación mutua entre las instituciones. La carga bacteriana indica una tendencia a la reducción a través del sistema sin lograr, hasta esa fecha, los valores permitidos de descarga al ambiente marino según la normativa ambiental. Sin embargo, es importante tener en cuenta que el muestreo se realizó sin considerar el tiempo de permanencia del efluente en cada tratamiento.

Desde ese momento, no se repitió el muestreo y análisis de los componentes ambientales de la bahía. Se espera poder observar un impacto positivo en relación a las concentraciones bacteriológicas medidas en el agua de la bahía, luego de transcurrido un tiempo del correcto funcionamiento del tratamiento de los efluentes cloacales.

## Hidrocarburos totales

### *Metodología de trabajo*

Las muestras de agua destinadas a determinar la presencia de hidrocarburos totales se tomaron con botellas de vidrio color caramelo de 1 litro. Se fijaron con 5 ml de solución 1:1 de ácido clorhídrico y agua destilada. Los envases se prepararon previamente asegurando un apropiado lavado con detergente y agua destilada y finalmente enjuagados con percloroetileno.

Se tomaron muestras en seis sitios (Tabla 2.1), distribuidos en la costa del interior de la Bahía San Julián, en un sitio alejado (Playa La Mina) en mar abierto y en agua del efluente proveniente de la planta de tratamiento cloacal, durante el año 2022.

Las muestras se enviaron al laboratorio especializado Alex Stewart, donde se aplicó la técnica para determinación de Hidrocarburos Totales descripta en el Standard Methods (2012), con posterior lectura por infrarrojo.

### **Resultados**

Los hidrocarburos totales en agua medidos en los diferentes sitios están por debajo del límite de detección del método (0,5 mg/l). A diferencia del estudio previo, en esta oportunidad también en el efluente proveniente de la planta de tratamiento cloacal se midió un valor de < 0,5 mg/l de hidrocarburos totales.

Los resultados obtenidos se pueden comparar con el valor de referencia establecido por la ley N° 2658 de Evaluación de Impacto Ambiental de la provincia de Santa Cruz, que es la norma provincial que regula los límites admisibles de descarga en agua de mar de hidrocarburos según cuerpo receptor (Marco legal Santa Cruz op.cit.) (Tabla 2.9).

**Tabla 2.9.** Marco normativo de referencia de la provincia de Santa Cruz para hidrocarburos.

<i>Santa Cruz</i>	
Límite de descarga en agua de mar. Ley 2658 de Santa Cruz, Decreto A007- 06, Anexo I: Hidrocarburos	<b>&lt; 20mg/l</b>

## **Metales pesados, metaloides y elementos traza**

### **Metodología de trabajo**

Para el análisis de metales, metaloides y elementos traza se tomaron muestras de agua de seis sitios, incluyendo el efluente proveniente de la planta de tratamiento de efluentes cloacales (ver Tabla 2.1).

Las muestras fueron recolectadas en botellas de plástico de cierre hermético de 1 litro de capacidad y fueron fijadas con 0,5 ml de ácido nítrico para la conservación hasta el análisis de laboratorio. Las muestras se enviaron al laboratorio especializado Alex Stewart para la determinación de metales y metaloides con la aplicación de la técnica de Espectrometría de emisión óptica de plasma de acoplamiento inductivo (IPC - OES).

### **Resultados**

En la Tabla 2.10 se muestran los resultados obtenidos para los diferentes sitios estudiados. El símbolo < (“menor a”) indica que el valor se encuentra por debajo del límite de cuantificación del método utilizado para ese tipo de muestras. A modo de referencia, los valores se compararon con la normativa ambiental de la provincia de Santa Cruz, la Ley N° 2658 y su decreto reglamentario 007/06: Anexo I “Parámetro de calidad

de las descargas en agua y suelo”. En todos los casos, los metales pesados, metaloides y elementos traza se encontraron por debajo del límite establecido por la normativa ambiental, brindando un valor de referencia para futuros monitores ambientales y líneas de investigación.

**Tabla 2.10.** Concentración (mg/l) de metales, metaloides y elementos traza en las muestras de agua de los seis sitios estudiados.

Elemento	Efluente cloacal	Playa del Efluente	Paso de La Isla	Cascada	Playa frente al Hospital	Playa La Mina
Ag	<0,021	<0,042	<0,042	<0,042	<0,042	<0,042
Al	0,26	1,12	0,28	0,46	0,62	0,58
As	<0,105	<0,21	<0,21	<0,21	<0,21	<0,21
B	0,098	3,899	3,91	4,204	3,852	4,136
Ba	<0,003	<0,006	<0,006	<0,006	<0,006	<0,006
Be	<0,009	<0,018	<0,018	<0,018	<0,018	<0,018
Ca	33,957	381,588	376,352	402,378	376,268	390,072
Cd	<0,003	<0,006	<0,006	<0,006	<0,006	<0,006
Co	<0,006	<0,012	<0,012	<0,012	<0,012	<0,012
Cr	<0,012	<0,024	<0,024	<0,024	<0,024	<0,024
Cu	<0,009	<0,018	<0,018	<0,018	<0,018	<0,018
Fe	0,315	1,202	0,253	0,541	0,658	0,636
Hg	<0,03	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06
K	21,6	386,8	382,73	412,27	381,44	393,73
Li	0,013	0,174	0,181	0,198	0,176	0,184
Mg	8,37	1186,26	1169,19	1254,56	1168,22	1179,72
Mn	0,119	0,026	<0,006	0,025	0,029	0,035
Mo	<0,015	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03
Na	190,77	10630,9	10500,52	11253,44	10473,52	10544,58
Ni	<0,03	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06
P	8,69	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
Pb	<0,084	<0,168	<0,168	<0,168	<0,168	<0,168
Pd	<0,045	<0,09	<0,09	<0,09	<0,09	<0,09
Sb	<0,063	<0,126	<0,126	<0,126	<0,126	<0,126
Se	<0,15	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
Si	4,1	2,65	0,63	1,37	1,26	1,01
Sn	<0,051	<0,102	<0,102	<0,102	<0,102	<0,102
Sr	0,197	6,959	6,955	7,432	6,89	7,115
Th	<0,09	<0,18	<0,18	<0,18	<0,18	<0,18
Ti	<0,006	<0,012	<0,012	<0,012	<0,012	<0,012

## Conclusiones

- El monitoreo de los parámetros e indicadores ambientales de calidad de agua es fundamental para la prevención de fenómenos de contaminación. El monitoreo permite recomendar acciones a los entes tomadores de decisiones.
- Los datos relevados a partir de la fisicoquímica del agua de la Bahía San Julián y sus alrededores permitieron inferir el funcionamiento de la dinámica hidrológica de este sistema, aunque la mayor relevancia recae sobre la necesidad de obtener mayor cantidad de datos de base ambientales y la profundización del estudio sobre las características y propiedades fisicoquímicas del agua de la bahía.
- La bahía demuestra una capacidad amortiguadora y de dilución de aportes exógenos como los propios de los efluentes, demostrado por la disminución de las concentraciones a medida que aumenta la distancia al sitio de aporte antrópico.
- La microbiología de las aguas analizadas a través del contenido de coliformes totales comprueba la alta carga bacteriana con la cual llegan los efluentes cloacales al sitio de descarga en la bahía, cargas que sobrepasan los límites permitidos por el marco regulatorio, situación que en las fechas muestreadas no mostró cambios significativos respecto al estudio previo.
- En todos los sitios de la bahía se comprobó la presencia de bacterias coliformes aunque en valores permitidos en la mayoría de los casos y sobre un desconocimiento de niveles de base para ambientes marino-costeros de la región.
- Los valores de hidrocarburos totales, metales pesados y metaloides medidos en el agua del efluente de la planta de tratamientos cloacales y en las diferentes estaciones de muestreo fueron bajos y no representan un riesgo para el ambiente, encontrándose por ahora por debajo del valor de referencia establecido por la ley de Evaluación de Impacto Ambiental de la provincia de Santa Cruz.
- De manera general, se puede confirmar que la descarga del efluente de la planta de tratamiento cloacal afecta las características del agua de la bahía en el sitio de vertido ante ciertas condiciones de la marea y/o climáticas. Sin embargo, el efecto del efluente pareciera tener un alcance limitado, ya que los parámetros medidos se normalizan a medida que aumenta la distancia del sitio de vertido. La gran amplitud de mareas y el elevado volumen de agua marina que ingresa y egresa a la bahía con cada ciclo de marea pareciera tener, hasta el momento, la capacidad para amortiguar efectivamente los cambios que pudiera producir el vertido del efluente en las características fisicoquímicas del agua, no obstante, sería necesario una investigación más profunda para confirmar dicha hipótesis.
- Durante el transcurso del monitoreo y posterior a la toma de muestras ambientales, se puso en funcionamiento la planta de tratamiento de efluentes cloacales. Se realizó un muestreo preliminar en las instalaciones de la planta esperando, durante el transcurso del año 2023, poder profundizar en este proceso y poder brindar asesoramiento y monitoreo específico.
- Para lograr la conservación de un ambiente y su aprovechamiento basado en el desarrollo sustentable, es fundamental conocer los componentes ambientales y la

calidad de los mismos. En esta sección se detallaron datos hidroquímicos que servirán de referencia para la comparación con futuros estudios y para monitorear este ambiente con el fin de detectar impactos ambientales negativos que merezcan la toma de medidas de manejo preventivas y/o de remediación.

### 3. SEDIMENTOS COSTEROS DE LA BAHÍA

#### Introducción

En esta sección del informe se presentan los resultados del monitoreo realizado sobre el contenido de materia orgánica y metales presentes en los sedimentos de la bahía y se evalúa el riesgo ambiental que los mismos representan. Para ello, se efectuaron muestreos de los sedimentos intermareales para determinar la concentración de metales pesados totales, aquellos biodisponibles y el contenido de materia orgánica.

La cuantificación de los metales en los sedimentos permite establecer los niveles de concentración característicos en un ambiente y revelar situaciones anómalas. El comportamiento de los metales traza en sistemas naturales es complejo, debido a las distintas interacciones químicas posibles.

La cuantificación de la materia orgánica nos permite conocer si existe un aporte de origen antrópico que incrementa los valores por encima de los niveles naturales esperables para un ambiente dado.

#### *Marco teórico y conceptual*

Los metales pesados (MP) tienen importancia en el medio ambiente por su trascendencia en la contaminación de suelos y sedimentos. Pueden ser de naturaleza geogénica (origen natural) o antropogénica. El tratamiento de las aguas servidas está generando una gran cantidad de lodos o biosólidos que requieren de un lugar de disposición. Su aplicación en suelos de uso agrícola, puede mejorar la fertilidad y propiedades físicas del suelo. Sin embargo, presenta riesgos asociados a los metales pesados, ya que podrían traspasarse a la cadena trófica.

El riesgo de los MP para la salud humana y ecosistemas depende directamente de su solubilidad, biodisponibilidad y de su concentración en el ambiente. Por definición, son aquellos metales con una densidad mayor de 5 a 6 g/cm<sup>3</sup> (Wild 1993). Los MP más comunes, son: arsénico (As), cadmio (Cd), cinc (Zn), cobre (Cu), cromo (Cr), manganeso (Mn), mercurio (Hg) molibdeno (Mo), níquel (Ni), plomo (Pb), selenio (Se).

El As y el Se se incluyen, por simplicidad, dentro de los MP aun cuando son metaloides o no metales (Connell 1997, Brady y Weil 2002). Algunos MP son esenciales en la nutrición vegetal, animal y humana a nivel de trazas como Zn, Cu, Mn, Fe, Cr, Ni y Mo. Los MP contaminantes más comunes son: Cd, Cr, Cu, Hg, Pb y Zn.

Los MP son tóxicos, en mayor o menor grado, para los seres humanos y otros seres vivos, tienen en común el encontrarse naturalmente en la corteza terrestre e inducir efectos tóxicos en seres vivos expuestos a ellos cuando sus concentraciones, tiempos de exposición y/o una combinación de ambos, superan los umbrales de tolerancia de los organismos expuestos (González 1994, John y Leventhal 1995).

Para reconocer el grado de contaminación por metales en una determinada zona es necesario establecer el valor natural de base en todo el sitio. Los sedimentos pueden actuar como portadores y posibles fuentes de contaminación porque los metales pesados no se quedan permanentemente en ellos y pueden ser liberados a la columna del agua por cambios en las condiciones ambientales tales como pH, potencial redox, oxígeno disuelto, entre otras (Szefer et al. 1998). Bajo estas circunstancias, el análisis de metales pesados en sedimentos permite detectar la contaminación que puede escapar al análisis de las aguas y también proporciona información acerca de las zonas críticas del sistema acuático. La determinación de metales totales permite reconocer alteraciones ambientales, vía enriquecimiento de algunos de ellos en el sedimento. Las transformaciones y re-movilizaciones del metal desde el sedimento van a depender de las condiciones redox del sistema.

Aunque algunos metales pesados, entre ellos el mercurio, el cadmio y el plomo, están considerados como contaminantes altamente peligrosos, el cobre y el cinc, si bien son esenciales para los organismos vivos, también resultan tóxicos cuando se superan ciertas concentraciones umbrales. Los estudios del enriquecimiento, disponibilidad y distribución de los metales pesados en los sedimentos de ambientes acuáticos son temas de interés relevante por la capacidad del sedimento a concentrar e integrar a los ecosistemas los metales disueltos y a convertirse en zonas potenciales de riesgo ambiental (De Gregori et al. 1996). Los metales pesados como cinc (Zn), cobre (Cu), plomo (Pb), mercurio (Hg) y cadmio (Cd) son elementos recurrentes en los problemas derivados de la contaminación ambiental en las zonas cercanas a asentamientos humanos (John y Leventhal 1995).

La determinación de los contenidos totales de metales pesados en sedimentos no es suficiente para evaluar el grado de impacto ambiental de una fuente contaminante, por lo que se hace necesario cuantificar y caracterizar las especies iónicas metálicas presentes. Dentro de las fases identificadas, se tienen las fases biodisponibles de cada elemento, dimensionando así el real impacto que causa sobre los seres vivos.

Para que los metales pesados puedan ejercer su toxicidad sobre un ser vivo, deben encontrarse disponibles para poder ser captados, es decir, que el metal debe estar biodisponible. El concepto de biodisponibilidad expresa el grado en el que un compuesto químico presente en la matriz del suelo/sedimento se encuentra disponible para ser absorbido y metabolizado por los seres vivos, o se encuentra disponible para la interacción con sistemas biológicos (John y Leventhal 1995). El concepto de biodisponibilidad se encuentra íntimamente relacionado con las condiciones fisicoquímicas del ambiente. Por ello, es fundamental, al determinar el grado de contaminación por metales pesados de un ambiente, conocer su biodisponibilidad, es decir, la concentración de metal libre y lábil presente.

## Metodología de trabajo

### *Sitios de muestreo de sedimentos costeros de la Bahía San Julián*

Se tomaron muestras de sedimentos de la zona intermareal durante la marea baja en seis puntos determinados para el monitoreo del año 2022 (Tabla 3.1).

**Tabla 3.1.** Estaciones de muestreo en la Bahía San Julián año 2022.

Estación de muestreo	Sitios	Sedimentos marinos costeros		
		Metales	Biodisponibilidad	Contenido de materia orgánica
1	Playa La Mina	X	X	X
3	Paso de la Isla Cormorán	X	X	X
4	Playa del Efluente	X	X	X
6	Playa fangosa Punta Caldera	X	X	X
8	Cascada	X	X	X
21	El Rincón - Península	X	X	X

La metodología de muestreo y procesamiento de las muestras se describe a continuación, siendo los mismos utilizados para el “Diagnóstico ambiental de Puerto San Julián y su entorno natural” (Martín et al. 2019d).

### ***Contenido de materia orgánica en sedimentos***

Para determinar el contenido de materia orgánica se recolectaron muestras de los primeros 10 cm del sedimento en el sector intermareal de la playa en cada sitio. El contenido de materia orgánica del sedimento se determinó mediante la técnica de pérdida de peso por combustión en mufla (Bale y Kenny 2005). La muestra de sedimento se secó en estufa hasta peso constante (aproximadamente 48 hs). Se tomó una submuestra de 10 g de la muestra seca, se registró el peso en balanza analítica (0,1 mg) y se colocó en mufla a 450°C por 6 horas. Posteriormente, se registró nuevamente el peso en balanza analítica. El contenido de materia orgánica fue calculado como la diferencia entre el peso de la muestra secada en estufa y la muestra incinerada en la mufla.

**Metales pesados en sedimentos****Concentración total**Toma de muestras:

En cada muestreo, se extrajo el sedimento intermareal más fino disponible en los primeros 15 cm de profundidad, de granulometría arena fina y limo-arcillosa. Las muestras de 1 kg fueron embolsadas, etiquetadas y enviadas al laboratorio.

Procesamiento de las muestras:

Para determinar la concentración total de metales pesados, se aplicó la técnica de digestión multiácida (4 ácidos) y la lectura se realizó con el plasma de acoplamiento inductivo ICP – Masa 39 elementos. El procesamiento de las muestras se llevó a cabo en el laboratorio externo especializado Alex Stewart, donde se aplicó el protocolo de análisis según Standard Methods (2012), el mismo que se ha utilizado años anteriores. En la Tabla 3.2 se muestran los límites de cuantificación del método utilizado para su medición.

**Tabla 3.2.** Límites de cuantificación del método.

Elemento	Límites de cuantificación
	Ensayos determinación total (mg/kg)
	Método lectura ICP –OES
As	5
Cd	1
Cr	1
Cu	1
Hg	2
Pb	2
Zn	1

## **Biodisponibilidad**

### Toma de muestras:

En cada muestreo, se extrajo el sedimento intermareal más fino disponible en los primeros 15 cm de profundidad, de granulometría arena fina y limo-arcillosa. Las muestras de 1 kg fueron embolsadas, etiquetadas y enviadas al laboratorio.

### Procesamiento de las muestras:

Se tamizó el sedimento con mallas de 2 mm para eliminar gravas y conchillas y se analizó la fracción de granulometría menor a 63  $\mu\text{m}$ , que es la que adsorbe mayoritariamente los metales. Para la determinación de Cadmio, Cobre, Plomo y Zinc se utilizó un método de extracción selectiva propuesto para cuantificar la fracción de metales biodisponibles, sin considerar el contenido total. Las muestras fueron digeridas con ácido clorhídrico 0,5 N (25 ml/g de muestra) durante 12 horas a temperatura ambiente. Se centrifugó a 12.000 rpm y se midieron las concentraciones en el sobrenadante.

Para Mercurio, las muestras fueron digeridas a 50°C durante una hora en tubos de digestión Kjeldahl con ácido clorhídrico y nítrico (9 + 1) (3 ml/g de muestra).

Protocolo adoptado para el procesamiento de las muestras en el laboratorio especializado Alex Stewart:

LMIS18: Preparación de la muestra: tamizado del sedimento por malla de 2 mm.

LMFQ37: Extracción selectiva con CIH 0,5 N durante 12 horas.

LMMT47 Determinación de 34 elementos por ICP-OES en soluciones de lixiviación.

G-5 DFR-17A Análisis de mercurio para todo tipo de muestra de exploración. Disolución de 0,2g en agua regia. Determinación por Absorción Atómica vapor frío.

LC: 10 ug/kg

LS: 100000 ug/kg.

P5 + ICP-AR-39: Análisis total de la muestra (Reporte de 39 elementos).

En la Tabla 3.3 se muestran los límites de cuantificación del método utilizado para su medición.

**Tabla 3.3.** Límites de cuantificación del método.

Elemento	Límites de cuantificación. Ensayos de biodisponibilidad (mg/kg) Método lectura ICP -OES
As	0,105
Cd	0,003
Cr	0,012
Cu	0,009
Hg	0,003
Pb	0,084
Zn	0,006

### ***Marco normativo para sedimentos***

Como referencia normativa a tener en cuenta para comparar los valores encontrados, se consideraron las normas internacionales canadienses.

#### **Normativa canadiense**

El Grupo de tareas sobre normas de calidad del agua del Consejo Canadiense de Ministros de Medio Ambiente (CCME 2002) determinó las concentraciones químicas recomendadas para proteger y preservar la vida acuática asociada con los sedimentos del lecho. Estos valores se derivan de la información científica disponible sobre los efectos biológicos de los productos químicos asociados a los sedimentos, destinados a sustentar el funcionamiento de ecosistemas saludables. El protocolo de directrices de calidad de sedimentos se basa en el enfoque del Programa de estado y tendencias nacionales y en el enfoque de prueba de toxicidad de sedimentos enriquecidos.

En la Tabla 3.4 se detallan los valores referenciales para la concentración de los metales pesados estudiados con normativa internacional canadiense: criterios de calidad para los sedimentos propuestos por Long et al. (1995), basados en el potencial de inducir efectos tóxicos en los organismos marinos, para lo que se ha definido el valor ERB (Efectos de Rango Bajo) que indica las concentraciones por debajo de las cuales rara vez se producen efectos adversos.

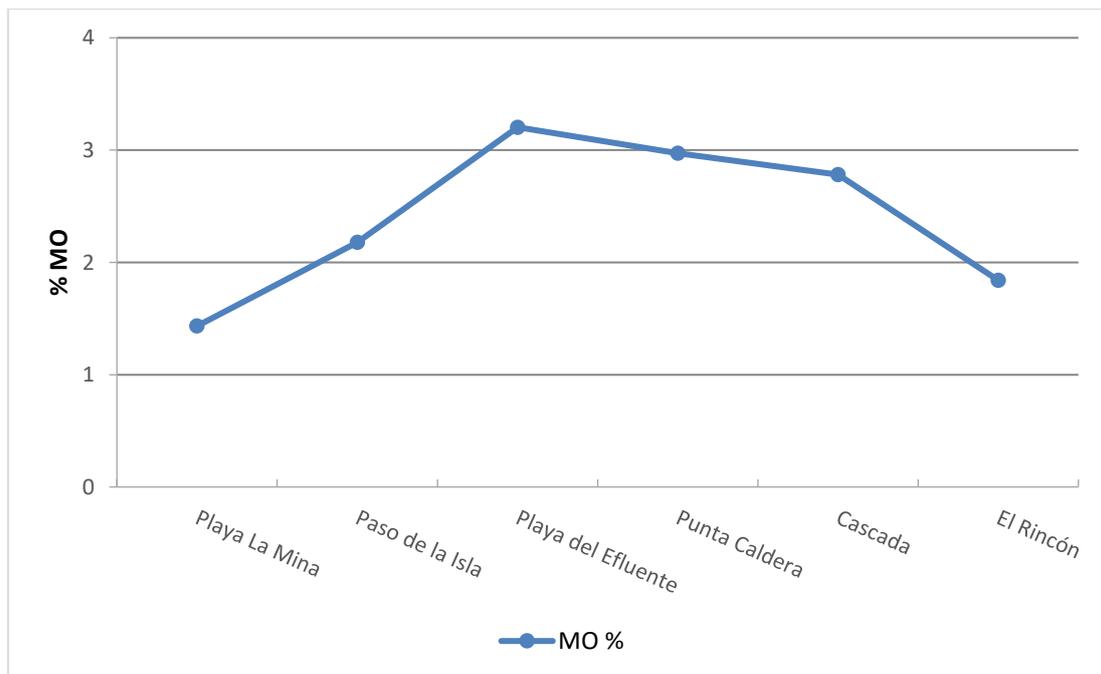
**Tabla 3.4.** Normativa internacional tomada como referencia.

Metales	Normativa Canadiense ERB (ppm o mg/kg)
As	8,0
Cd	1,20
Cr	81,0
Cu	34,0
Hg	0,15
Pb	46,7
Zn	150,0

## Resultados

### *Contenido de materia orgánica de los sedimentos*

El contenido de materia orgánica en el sedimento costero intermareal, medido durante el año 2022, osciló entre 1,4 y 3,2%, presentando los valores más bajos en Playa la Mina y el Rincón, y los más altos en la Playa del efluente y la playa fangosa de Punta Caldera (Figura 3.1).



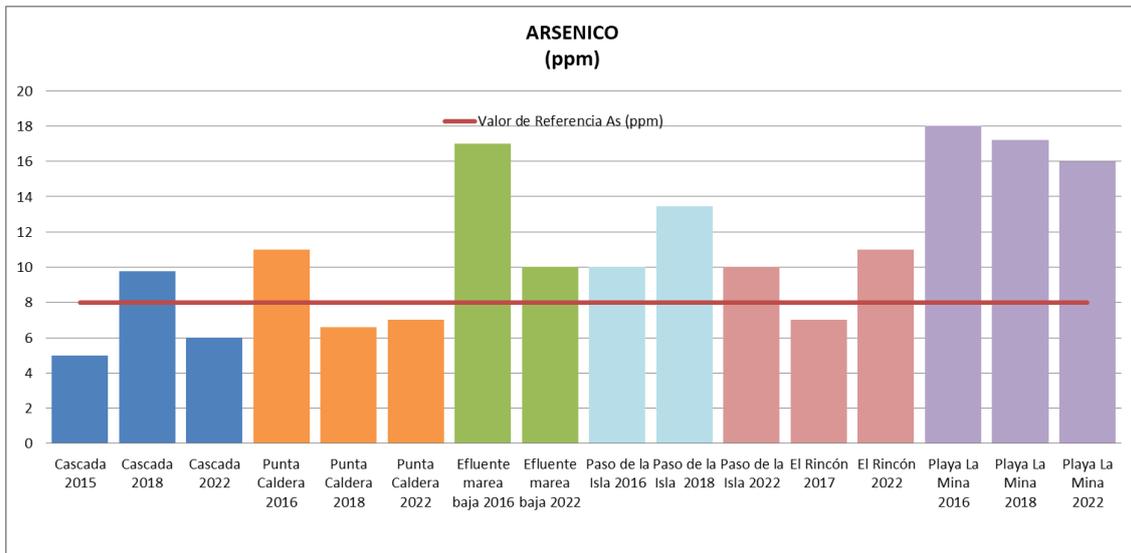
**Figura 3.1.** Contenido de materia orgánica (MO) en porcentaje en el sedimento.

### Concentración total de metales pesados en sedimentos

Los siguientes gráficos (Figuras 3.2 a 3.6) muestran los resultados de las concentraciones totales de los metales pesados determinadas en las seis estaciones de muestreo seleccionadas para el presente estudio, comparados con los resultados obtenidos en años anteriores. Las concentraciones totales de Cadmio y Mercurio en todas las estaciones muestreadas se mantuvieron por debajo del límite de detección del método.

#### Arsénico

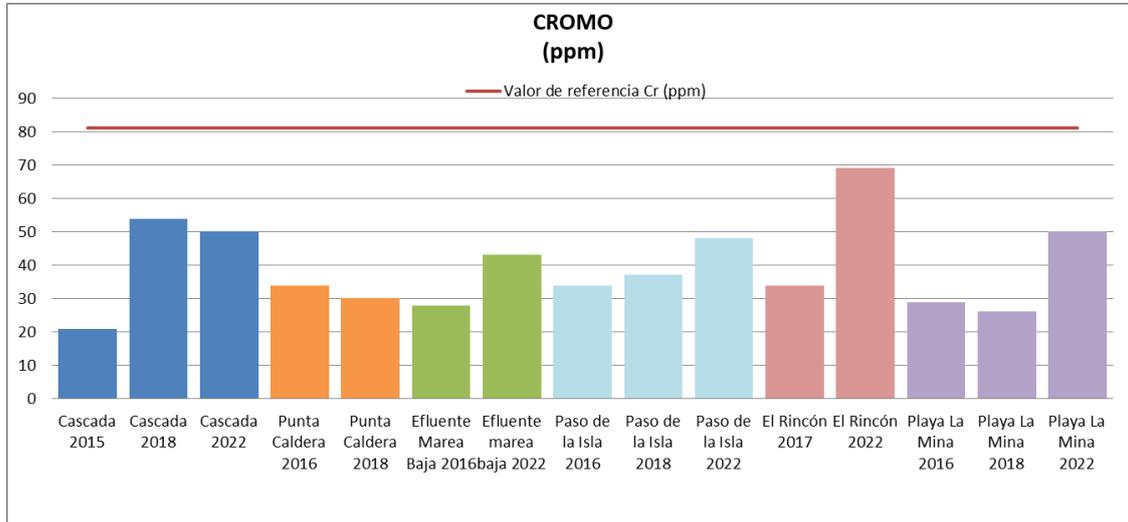
La concentración total de As en los sedimentos intermareales muestreados estuvo, en general, por encima del valor tomado como referencia de la Tabla 4 para As - ERB- (8,0 mg/kg o ppm). La concentración total de As en los sedimentos, se mantiene estable a través de los años de investigación.



**Figura 3.2.** Concentración de Arsénico en los diferentes sitios de muestreo y su comparación con los períodos de estudio anteriores.

**Cromo**

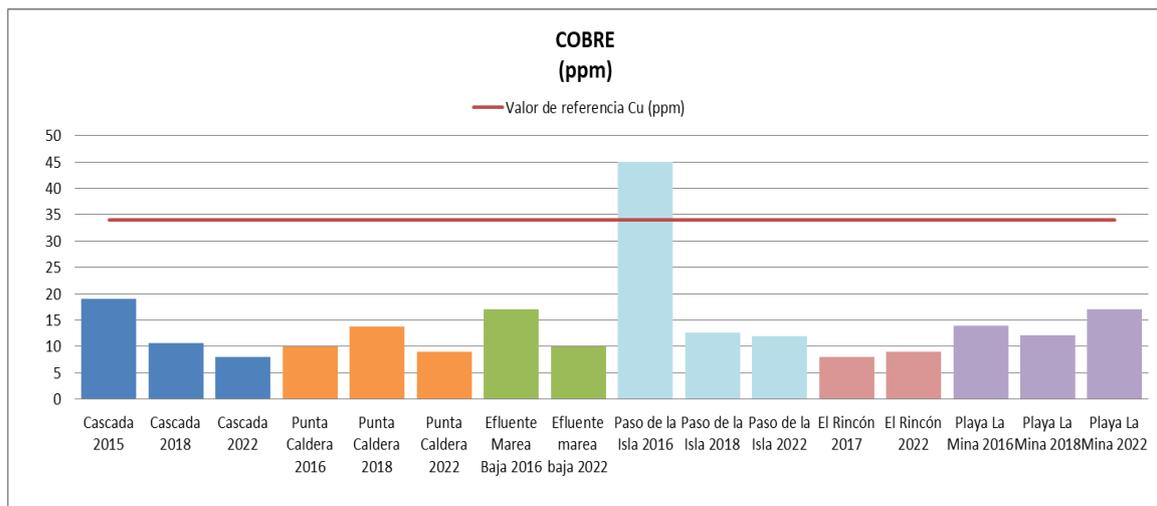
La concentración total de Cr en los sedimentos intermareales muestreados estuvo por debajo del valor tomado como referencia de la Tabla 4 para Cr - ERB- (81,0 mg/kg o ppm). Estos valores se mantuvieron con poca variación a lo largo de los años de investigación desde el 2015.



**Figura 3.3.** Concentración de Cromo en los diferentes sitios de muestreo y su comparación con los períodos de estudio anteriores.

**Cobre**

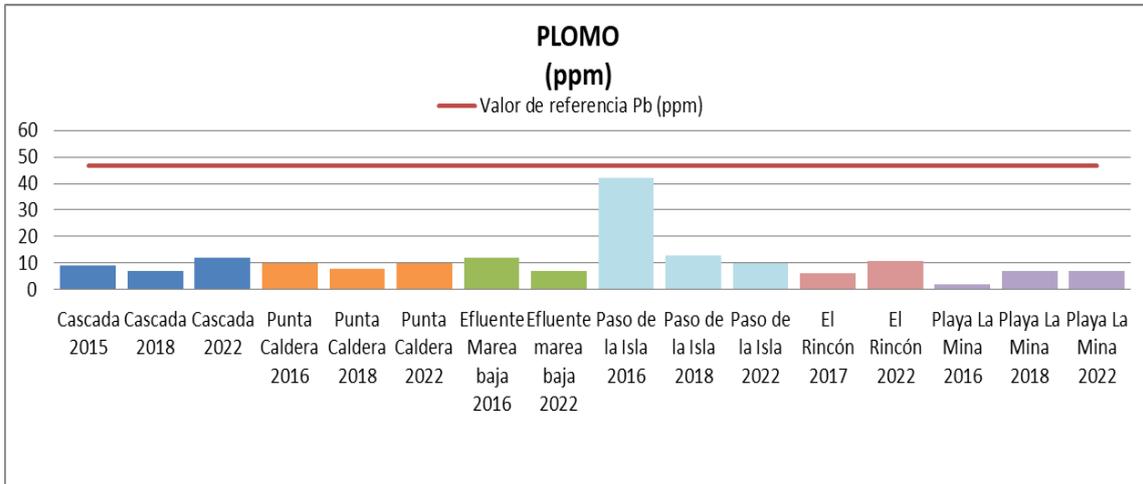
La concentración total de Cu en los sedimentos intermareales muestreados estuvo por debajo del valor tomado como referencia en la Tabla 4 para Cu - ERB- (34,0 mg/kg o ppm). Estos valores se mantuvieron con poca variación en los años de investigación, salvo un dato aislado en el año 2016 en el sitio Paso de la Isla.



**Figura 3.4.** Concentración de Cobre en los diferentes sitios de muestreo y su comparación con los períodos de estudio anteriores.

**Plomo**

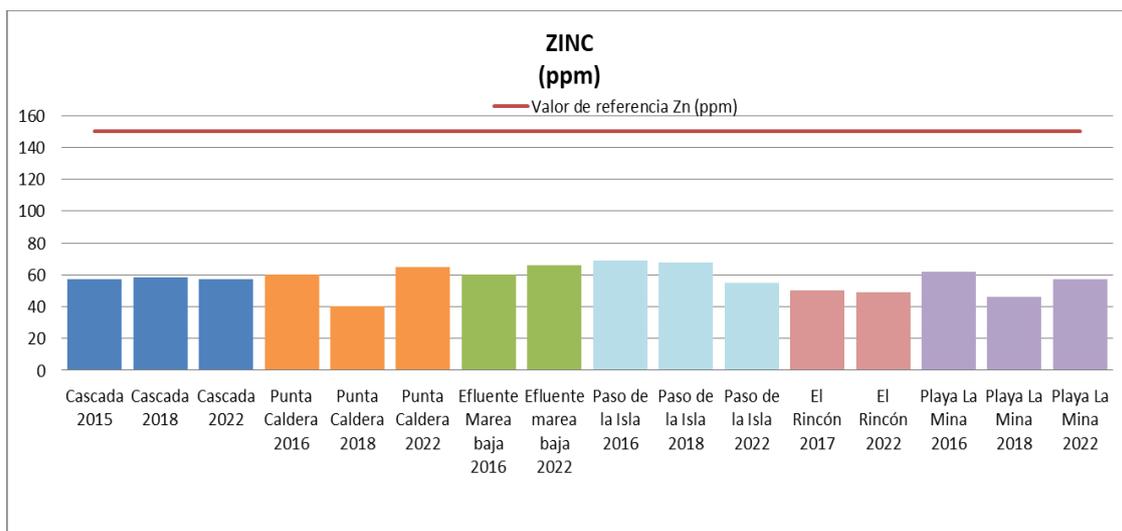
La concentración total de Pb en los sedimentos intermareales muestreados se encontró por debajo del valor tomado como referencia de la Tabla 4 para Pb - ERB- (46,7 mg/kg o ppm). Estos valores se mantuvieron con poca variación en los años de investigación.



**Figura 3.5.** Concentración de Plomo en los diferentes sitios de muestreo y su comparación con los períodos de estudio anteriores.

**Zinc**

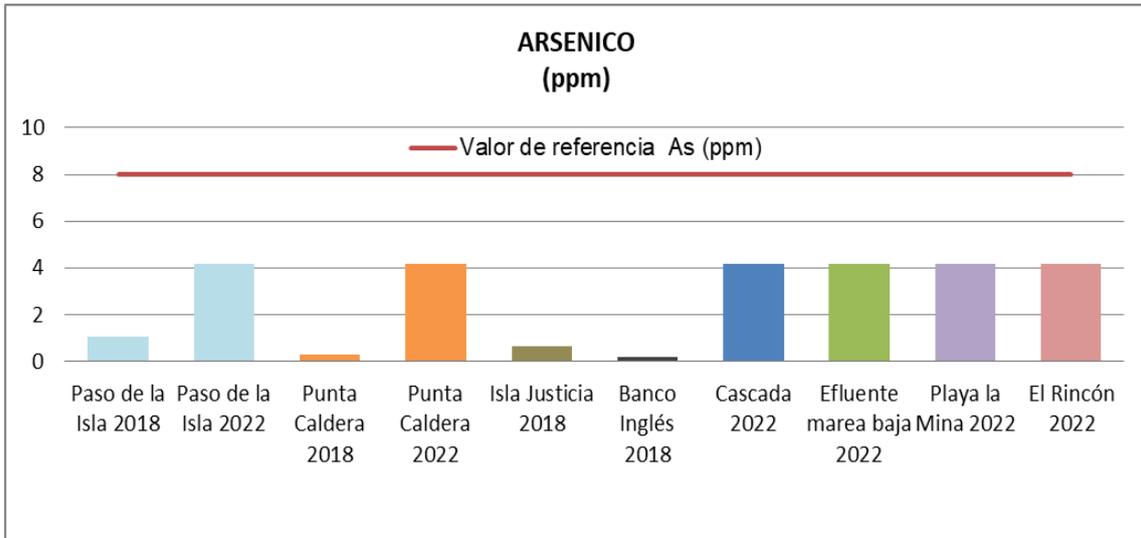
La concentración total de Zn en los sedimentos intermareales muestreados estuvo por debajo del valor tomado como referencia de la Tabla 4 para Zn - ERB- (150,0 mg/kg o ppm). Estos valores se mantuvieron con poca variación en los años de investigación.



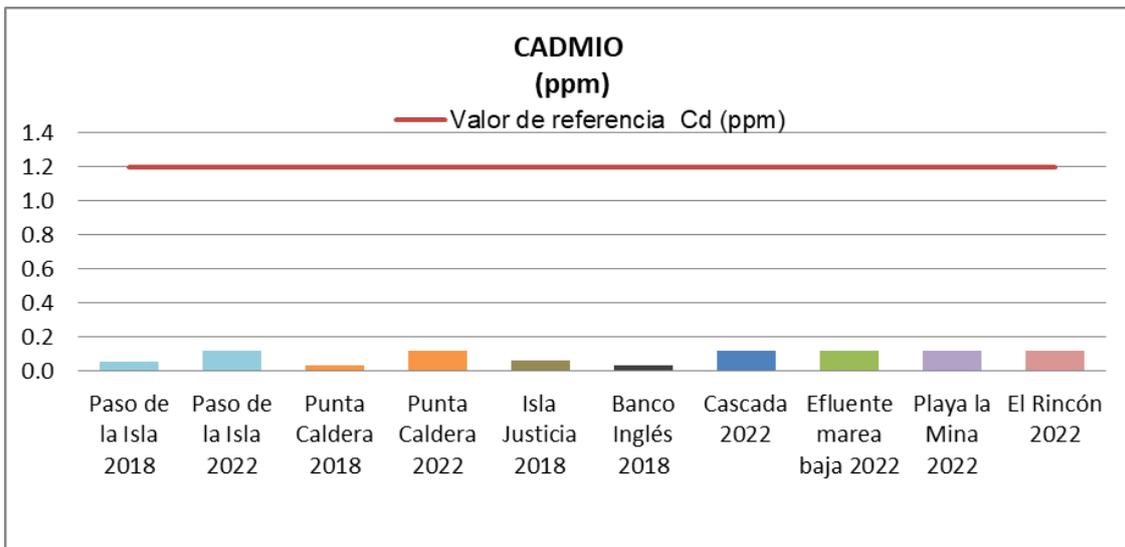
**Figura 3.6.** Concentración de Zinc en los diferentes sitios de muestreo y su comparación con los períodos de estudio anteriores.

**Biodisponibilidad de metales pesados en sedimentos**

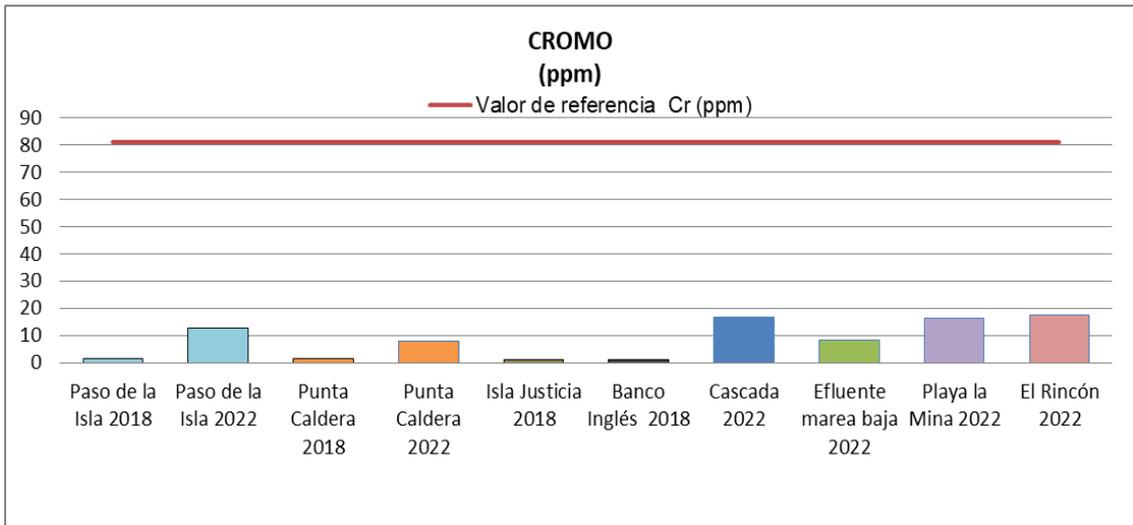
Los siguientes gráficos (Figuras 3.7 a 3.13) muestran los resultados de las concentraciones biodisponibles de los metales pesados determinadas en las seis estaciones seleccionadas para el presente estudio, y su comparación con los resultados obtenidos en años anteriores. En todos los casos, la biodisponibilidad de los metales medidos se encontró por debajo de los valores de referencia ambiental (Tabla 3.4).



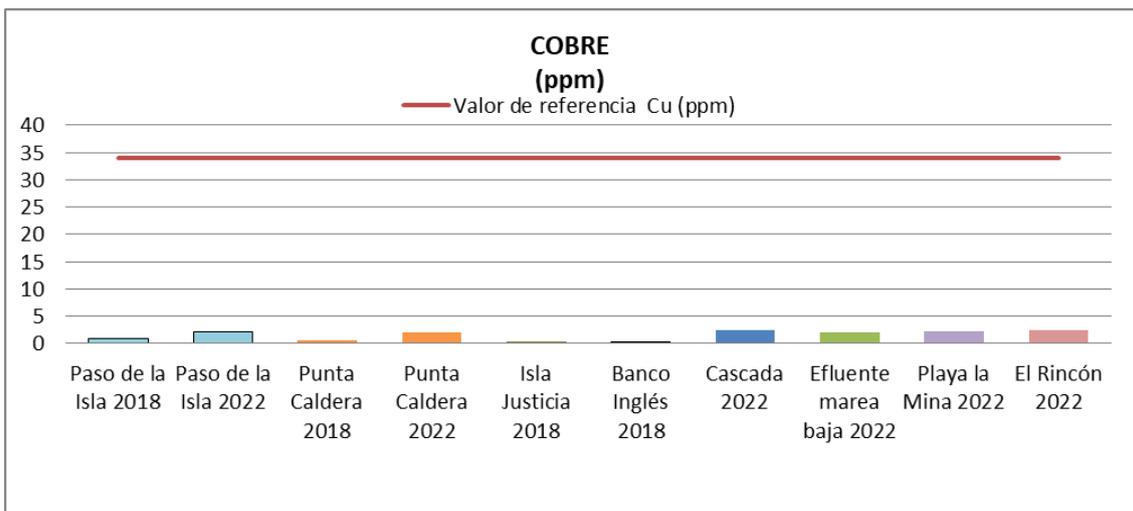
**Figura 3.7.** Concentración de Arsénico biodisponible en los diferentes sitios de muestreo y su comparación con los períodos de estudio anteriores.



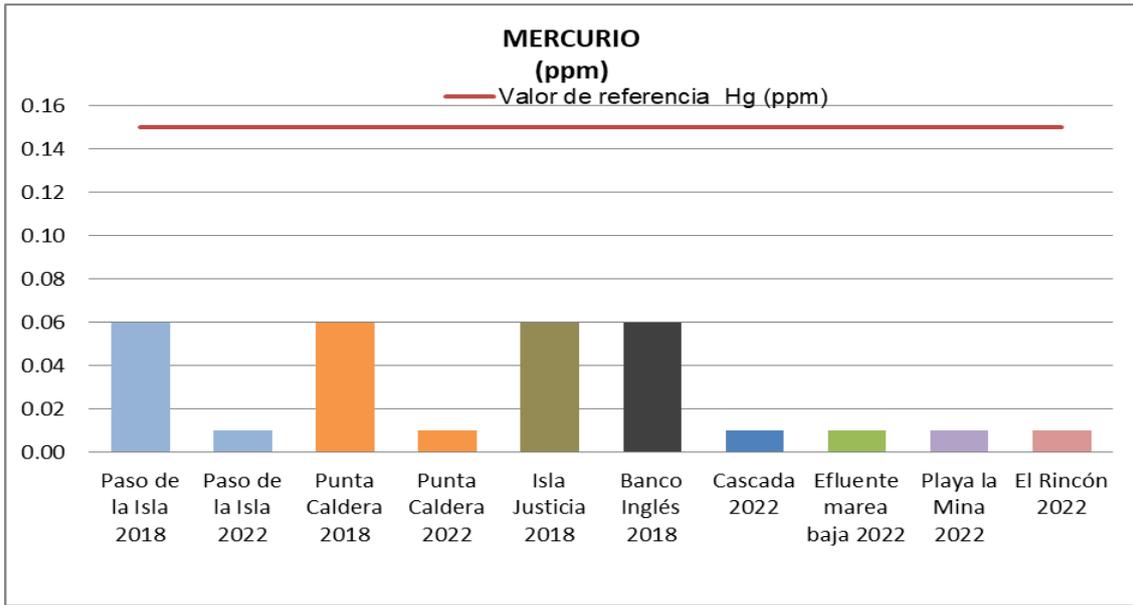
**Figura 3.8.** Concentración de Cadmio biodisponible en los diferentes sitios de muestreo y su comparación con los períodos de estudio anteriores.



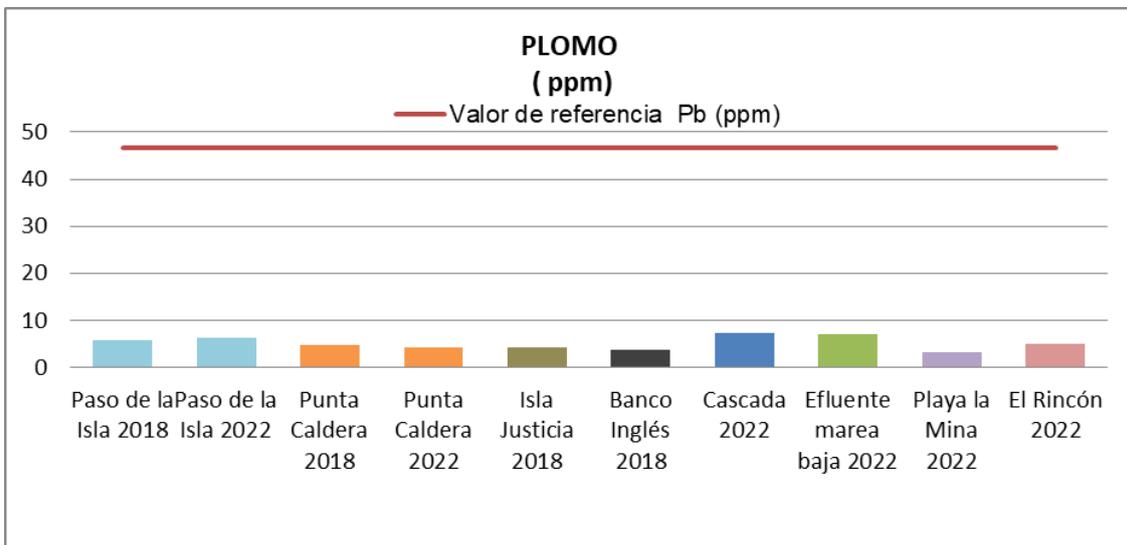
**Figura 3.9.** Concentración de Cromo biodisponible en los diferentes sitios de muestreo y su comparación con los períodos de estudio anteriores.



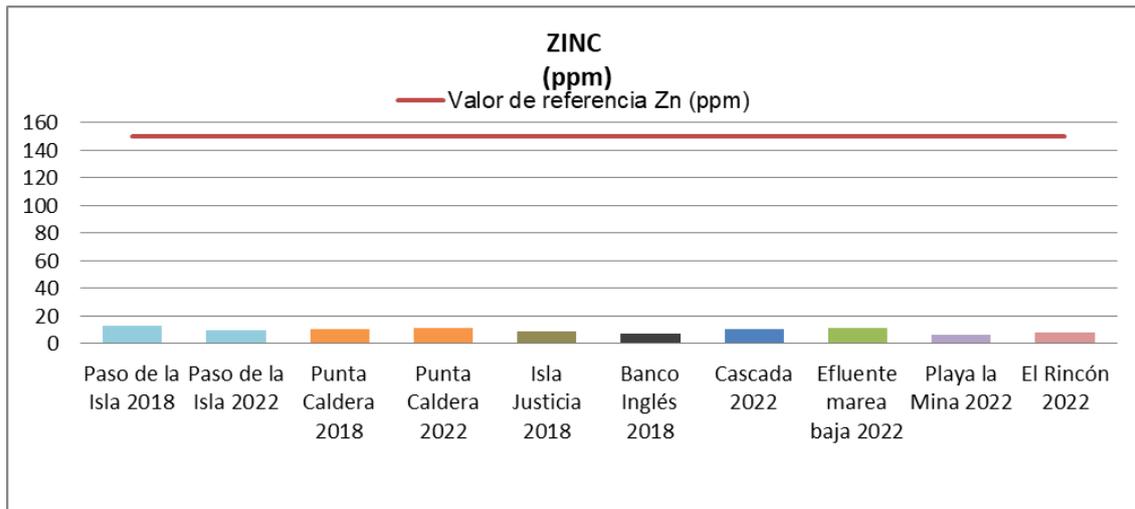
**Figura 3.10.** Concentración de Cobre biodisponible en los diferentes sitios de muestreo y su comparación con los períodos de estudio anteriores.



**Figura 3.11.** Concentración de Mercurio biodisponible en los diferentes sitios de muestreo y su comparación con los períodos de estudio anteriores.



**Figura 3.12.** Concentración de Plomo biodisponible en los diferentes sitios de muestreo y su comparación con los períodos de estudio anteriores.



**Figura 3.13.** Concentración de Zinc biodisponible en los diferentes sitios de muestreo y su comparación con los períodos de estudio anteriores.

## Consideraciones

Los valores más elevados de materia orgánica en los sedimentos de Playa del efluente podrían encontrarse relacionados con el aporte de materia orgánica de origen antrópico, proveniente del efluente de la planta de tratamiento cloacal. Es importante remarcar el contraste con Playa la Mina y el Rincón, sitios alejados de las mencionadas fuentes de aporte antrópico. Sin embargo, hay que considerar que en ambos sitios el sedimento se encuentra constituido principalmente por arena fina (ver caracterización granulométrica en el Informe “Diagnóstico ambiental de Puerto San Julián y su entorno natural”, Martín et al. 2019d) con menor capacidad para retener la materia orgánica que el sedimento más fino (limo-arcilloso) que caracteriza a las playas del interior de la bahía, como Paso de la Isla, la playa fangosa de Punta Caldera y el sector de la Cascada. Estos tres últimos sitios, pese a tener un sedimento con altos contenidos de limo y arcilla, presentaron valores de materia orgánica inferiores a los registrados en la Playa del efluente.

En el área de estudio, no se ha registrado concentración de Cd y Hg, tanto en el presente estudio como en estudios previos (Gil et al. 1996, Pereyra et al. 2015), en los sedimentos costeros, por lo cual no hay riesgo de contaminación por estos metales. Las concentraciones totales de Bi, Sb, Se, Sn, Ta, Te, W y Ag en los sedimentos intermareales de la Bahía San Julián permanecen por debajo del límite de detección del método, por lo que se consideran como ausentes.

Se comprueba que en el transcurso de los años las concentraciones de Cu, Pb y Zn no constituyen un riesgo para la preservación de la vida acuática y del ambiente, y no han aumentado su concentración con respecto a los estudios realizados en años previos (Pereyra et al. 2015, Martín et al. 2019d). En el caso del Cr, se observó un leve incremento en todas las estaciones de muestreo analizadas durante el año 2022 con

respecto a los estudios previos. Aun así, su concentración en sedimentos permanece por debajo de los límites seguros para el ambiente.

En cuanto al As, los resultados obtenidos acusan valores significativos para riesgo ambiental de contaminación, sin embargo, la biodisponibilidad aún se mantiene por debajo de los límites máximos considerados seguros para la biota. Las causas probables de esta mayor acumulación de As pueden deberse a características geogénicas, sedimentológicas e hidrológicas propias de toda la región, como se ve reflejado en la concentración total de As medida en los sedimentos de Playa la Mina, en mar abierto fuera de la bahía.

## **Conclusiones**

- Los mayores valores de materia orgánica registrados en el sedimento de Playa del efluente indican que existiría un aporte antrópico proveniente del efluente de la planta de tratamiento cloacal que es vertido en esa playa.
- La concentración de los metales pesados Cu, Pb, Cr y Zn en los sedimentos intermareales no representa problemas de contaminación ambiental ni constituyen un riesgo para la preservación de la vida acuática en la bahía, ya que están por debajo de los rangos permitidos por la normativa vigente de referencia.
- Los metales pesados Cd, Hg, Bi, Sb, Se, Sn, Ta, Te, W y Ag no fueron detectados en los sedimentos intermareales de la BSJ; los valores de concentración registrados están por debajo del límite de detección del método.
- Las mediciones de contenido total de As en los sedimentos acusan valores significativos para riesgo ambiental de contaminación, aunque se estima que el origen de este elemento es natural. Los valores de biodisponibilidad del As estuvieron por debajo de los valores de referencia ambiental, por lo que no implicarían un riesgo para la biota marina. Este elemento merece ser monitoreado en el futuro.
- La calidad de los sedimentos estudiados, según la normativa ambiental de referencia internacional consultada, es en general buena y no constituye un serio riesgo para la vida acuática marina ni para el ambiente.
- De acuerdo a los datos obtenidos, ninguno de los elementos estudiados presenta niveles de biodisponibilidad que signifiquen un riesgo para la biota marina.

## 4. LA COMUNIDAD BENTÓNICA COMO BIOINDICADOR DE LA CALIDAD AMBIENTAL EN LA BAHÍA

### Introducción

La Bahía San Julián aloja a la ciudad de Puerto San Julián (aprox. 12.500 hab. según INDEC 2022), que cuenta con una planta de tratamiento de efluentes cloacales que no funciona de manera eficiente desde hace más de 15 años. La misma vierte los efluentes en la planicie intermareal fangosa en el interior de la bahía, pudiendo ocasionar una alteración en el ambiente y un impacto en la comunidad bentónica en el área de descarga. Estudios previos muestran que existen cambios en la composición de la comunidad bentónica infaunal de ese sector de la bahía, que estarían relacionados con el vertido del efluente de la planta de tratamiento cloacal (Martín et al. 2019c, 2019d, 2022), por lo que esta comunidad biológica puede ser utilizada como instrumento para monitorear y evaluar el grado de contaminación y la calidad ambiental en la bahía. El deterioro ambiental de la bahía impacta también sobre la calidad de un recurso bentónico de importancia comercial, como es el mejillón *Mytilus platensis* que presenta bancos de cierta importancia en la Bahía San Julián y que requiere entonces de un seguimiento y monitoreo.

Uno de los objetivos del presente estudio, realizado en el marco del Plan de monitoreo ambiental de la Bahía San Julián, fue determinar los cambios en la comunidad infaunal intermareal relacionados al vertido de efluentes urbanos y realizar una comparación con los resultados obtenidos en estudios anteriores (2010-2011 y 2015-2016) (Martín et al. 2019c, 2019d), con el fin de evaluar el estado actual y la evolución de la calidad ambiental de la bahía.

El otro objetivo fue conocer la situación sanitaria del recurso mejillón en relación con la calidad ambiental de la bahía, teniendo como marco la normativa vigente. Este último objetivo fue planteado como una continuidad del proyecto de Desarrollo Tecnológico y Social (PDTS) “Clasificación de zonas de producción de moluscos bivalvos en la bahía de San Julián, Santa Cruz, Argentina” (Sar et al. 2020), que buscó brindar una respuesta a la demanda local para el desarrollo de actividades relacionadas al aprovechamiento de bivalvos, pero también para generar las condiciones que permitieran cumplir con las exigencias normativas del Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria (SENASA).

### *Marco teórico y conceptual*

Las comunidades bentónicas marinas se encuentran integradas por aquellos organismos que viven en íntima relación con el fondo marino, y por su alta sensibilidad a los cambios ambientales, tienen la capacidad de reflejar las anomalías y procesos de degradación tan

frecuentes en los ambientes costeros. Los cambios que se producen en la abundancia y dominancia de las especies en respuesta a un disturbio antrópico, pueden ser analizados y utilizados para determinar el grado de impacto en el ecosistema marino. Esto convierte a las comunidades bentónicas en indicadores biológicos, mundialmente reconocidos, para determinar el grado de impacto que las actividades humanas ejercen sobre los ecosistemas costeros (Anger 1977, Pearson y Rosenberg 1978, Reish 1986, entre otros).

Entre los organismos bentónicos más utilizados como indicadores de impacto antrópico o calidad ambiental se encuentran aquellos que integran las comunidades infaunales de fondos blandos, como aquellas que habitan en las playas fangosas, porque incluyen desde especies sensibles hasta tolerantes en un gradiente que va de ambientes prístinos a fuertemente contaminados (Grassle y Grassle 1974, Pearson y Rosenberg 1978, Hily et al. 1986, Pocklington y Wells 1992).

Los cambios que se producen en la abundancia y dominancia de las especies de la comunidad bentónica infaunal en respuesta a un disturbio, dependen del grado de sensibilidad o tolerancia que las mismas presenten ante la alteración ambiental, y pueden ser analizados y utilizados para determinar el grado de impacto y la calidad ambiental en el ecosistema. Mientras que las especies sensibles disminuyen su abundancia o incluso desaparecen en los sitios impactados, las especies tolerantes pueden permanecer sin cambios en su abundancia, en tanto que otras, las llamadas especies oportunistas, se ven incluso beneficiadas ante las nuevas condiciones en el ambiente y pueden incrementar su abundancia de una manera considerable para convertirse en las especies dominantes de la comunidad (Pearson y Rosenberg 1978, Grassle y Grassle 1974).

La abundancia y la proporción de especies sensibles, tolerantes y oportunistas en la comunidad bentónica pueden ser también utilizadas para calcular diferentes índices bióticos capaces de brindar información de la calidad ecológica del ambiente, tal es el caso del Benthic Quality Index (BQI) (Rosenberg et al. 2004) o del AZTI's Marine Biotic Index (AMBI) (Borja et al. 2000, 2004, Borja y Muxica 2005). La mayoría de estos índices se han basado en el paradigma de Pearson y Rosenberg (1978), que describe la respuesta de la comunidad bentónica infaunal ante el deterioro en la calidad ambiental, que involucra el cambio de una comunidad más diversa dominada por las especies sensibles a la contaminación, cuando las condiciones ambientales son óptimas, hacia una comunidad de baja diversidad dominada por las especies oportunistas en situaciones de alto impacto.

El índice de calidad ecológica ambiental AMBI se basa en el porcentaje de abundancia de especies del macrobentos clasificadas según su sensibilidad/tolerancia a la contaminación orgánica, y fue creado originalmente para su utilización en ambientes costeros marinos y estuariales de Europa y posteriormente empleado en otras regiones del planeta. De este índice deriva el M-AMBI (AMBI multivariado) que es un índice multimétrico, también basado en la composición de la comunidad bentónica infaunal (Bald et al. 2005, Muxika et al. 2007). El M-AMBI adopta un enfoque multivariado, que integra la respuesta de tres métricas de la comunidad bentónica: la riqueza de especies, el índice de diversidad de Shannon y el índice

biótico AMBI, y ha sido adoptado con éxito para la evaluación y manejo de la contaminación en ambientes costeros de Europa y otras regiones del mundo.

Para conocer la situación sanitaria del recurso mejillón en relación con la calidad ambiental de la bahía, se realizaron análisis bacteriológicos siguiendo la normativa del Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria (Resolución 829/2006 de SENASA) que establece que: La calidad microbiológica de una zona de producción, será evaluada para un grupo de moluscos bivalvos por numeración de gérmenes testigo de contaminación fecal, en las muestras de una especie de molusco bivalvo del grupo muestreado en la zona. La contaminación será expresada en término de Número Más Probable (NMP) de gérmenes cultivables contenidos en CIEN (100) gramos de carne de molusco bivalvo y líquido intervalvar. De acuerdo a esta definición, se clasifica a las zonas de producción según el siguiente criterio microbiológico:

**Zona A:** Se clasifica como Zona A para un grupo de moluscos bivalvos dado, una zona de producción en la que el estudio demuestre que se satisfacen simultáneamente las siguientes condiciones: a) Que las contaminaciones microbiológicas sean tales que los valores obtenidos sean inferiores a TRESCIENTOS (300) coliformes fecales o DOSCIENTOS TREINTA (230) *Escherichia coli* en CIEN (100) gramos de carne y de líquido intervalvar, sin que ninguno de los valores obtenidos sea superior a UN MIL (1000).

**Zona B:** Se clasifica como Zona B para un grupo de moluscos bivalvos dado, una zona de producción en la que el estudio de zona muestre que se satisfacen simultáneamente las siguientes condiciones: a) Que las contaminaciones microbiológicas sean tales que al menos el NOVENTA POR CIENTO (90%) de los valores obtenidos sean inferiores a SEIS MIL (6000) Coliformes fecales o CUATRO MIL SEISCIENTOS (4600) *Escherichia coli* en CIEN (100) gramos de carne y líquido intervalvar, sin que ninguno de los valores obtenidos sea superior a SEIS MIL (6000) o CUATRO MIL SEISCIENTOS (4600) respectivamente.

**Zona C:** Se clasifica Zona C para un grupo de moluscos bivalvos, dado una zona de producción en la que el estudio de zona muestra que se satisfacen simultáneamente las siguientes condiciones: a) Que las contaminaciones microbiológicas sean tales que al menos NOVENTA POR CIENTO (90%) de los valores obtenidos sean inferiores a SESENTA MIL (60.000) Coliformes fecales o CUARENTA Y SEIS MIL (46.000) *Escherichia coli* en CIEN (100) gramos de carne y líquido intervalvar.

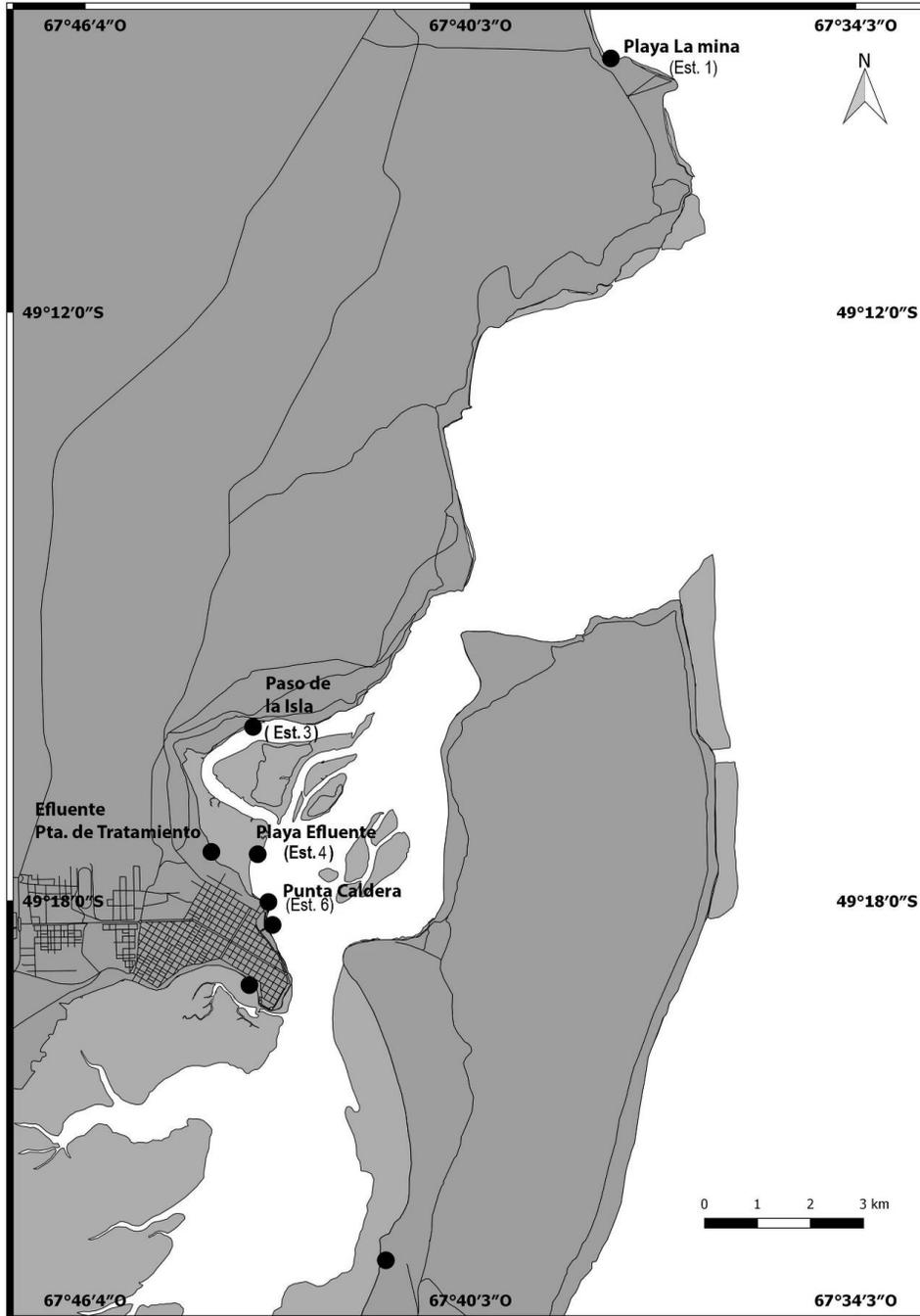
## Metodología de trabajo

### *La comunidad bentónica infaunal*

Los datos biológicos analizados en este informe provienen de muestreos realizados en noviembre de 2019 en la playa de vertido del efluente proveniente de la planta de tratamiento cloacal (Est. 4: Playa del efluente) y en la playa de Paso de la Isla (Est. 3: Paso de la Isla), utilizada como sitio control o de referencia por encontrarse a mayor distancia del sitio de vertido del efluente cloacal (Figura 4.1). En cada sitio se tomaron cuatro muestras (réplicas) de la comunidad infaunal en el nivel intermareal inferior de la playa, utilizando un corer de 10 cm de diámetro (0,00785 m<sup>2</sup>) y hasta una profundidad de 15 cm en el sedimento. Los organismos fueron separados del sedimento utilizando un tamiz con malla de 0,5 mm y fijados en formol al 5%, para su posterior identificación y cuantificación en laboratorio. Los organismos se identificaron y se contabilizaron bajo microscopio estereoscópico y luego se conservaron en alcohol al 70%.

Los datos de abundancia de los organismos infaunales fueron analizados mediante métodos estadísticos univariados y multivariados. Para cada muestra se calculó la abundancia total  $N$ , la riqueza de especies  $S$ , el índice de diversidad de Shannon-Wiener  $H' = -\sum p_i \log_2 p_i$ , donde  $p_i$  es la proporción del número total de individuos que pertenecen a la especie  $i$ . Estos parámetros fueron comparados estadísticamente entre estaciones de muestreo mediante la prueba no paramétrica de Mann-Whitney, utilizando el paquete estadístico InfoStat (Di Rienzo et al. 2015).

Los datos de abundancia de las diferentes especies fueron utilizados para confeccionar curvas de k-dominancia, como estimadoras de la calidad ambiental en ambos sitios estudiados. Las curvas de k-dominancia son la representación del porcentaje acumulado de la abundancia vs. la secuencia de especies ordenadas de forma decreciente en una escala logarítmica (*species rank*). La pendiente de las curvas obtenidas se encuentra relacionadas con el grado de impacto en la comunidad infaunal. Cuanto mayor es la pendiente de la curva obtenida mayor es la diversidad y por lo tanto menor el grado de impacto. En la comunidad impactada, la curva suele ubicarse más arriba y rápidamente se hace asintótica (Clark, 2001).



**Figura 4.1.** Área de estudio y ubicación de las estaciones de muestreo bentónico.

Los datos de abundancia de primavera de 2019 fueron comparados con los datos de los relevamientos realizados en los períodos 2010-11 y 2015-16 en ambas estaciones de muestreo, para conocer la evolución del grado de impacto y la calidad ambiental en ambos sitios de la bahía. Los datos de abundancia se analizaron mediante análisis multivariado, utilizando técnicas de agrupamiento (*Hierarchical agglomerative clustering*, HAC) y de ordenamiento (*Non-metric multidimensional scaling*, MDS) mediante el paquete estadístico

de Plymouth Routines in Multivariate Ecological Research (PRIMER) versión 6.1 (Clarke y Warwick 2001). Los datos se transformaron previamente utilizando raíz cuadrada para disminuir el efecto de las especies dominantes, y luego se aplicó el índice de similitud de Bray-Curtis. La hipótesis de diferencias espacio-temporales en la composición de la comunidad se puso a prueba mediante el test de permutación ANOSIM. La significación estadística de los grupos de muestras se probó a través del perfil de similitud (SIMPROF), y luego se usaron los porcentajes de similitud (SIMPER) para identificar las especies que más contribuyeron a las diferencias espaciales y temporales en la comunidad (Clarke y Warwick 2001).

### *Aplicación de índices bióticos de calidad ecológica ambiental*

Con los datos de abundancia de las diferentes especies de la comunidad bentónica se calcularon los índices de calidad ambiental AZTI's Marine Biotic Index (AMBI) y el Multivariate AZTI Marine Biotic Index (M-AMBI). El índice de calidad ambiental AMBI se basa en el porcentaje de abundancia de las especies del macrobentos clasificadas según su sensibilidad/tolerancia a la contaminación orgánica:

- I. **Especies muy sensibles** al enriquecimiento orgánico y presentes solo ante la ausencia de impacto. Incluye a los carnívoros especializados y a algunos poliquetos tubícolas alimentadores de depósito;
- II. **Especies indiferentes** al enriquecimiento, siempre presentes en bajas densidades y con variaciones poco significativas en el tiempo. Incluye a los suspensívoros, carnívoros menos selectivos y carroñeros.
- III. **Especies tolerantes** al exceso de materia orgánica. Estas especies pueden estar presentes en condiciones normales, pero su población se ve estimulada por el enriquecimiento orgánico en situaciones de impacto moderado. Incluye a los alimentadores de depósito superficiales y a los poliquetos espionidos tubícolas.
- IV. **Especies oportunistas de segundo orden**, abundantes en situaciones de impacto moderado a pronunciado. Principalmente especies de poliquetos de pequeño tamaño: alimentadores de depósito subsuperficiales, tales como los poliquetos cirratúlidos.
- V. **Especies oportunistas de primer orden**, abundantes en situaciones de impacto pronunciado. Esencialmente alimentadores de depósito capaces de proliferar en sedimentos reducidos.

La fórmula para el cálculo del índice es:

$$\text{AMBI} = [(0 * \% \text{GI}) + (1,5 * \% \text{GII}) + (3 * \% \text{GIII}) + (4,5 * \% \text{GIV}) + (6 * \% \text{GV})] / 100$$

La calidad ecológica del ambiente puede ser clasificada de la siguiente manera, según el resultado del índice:

- Normal = 0 – 1,2
- Ligeramente disturbado = 1,2 – 3,2
- Moderadamente disturbado = 3,2 – 5
- Fuertemente disturbado = 5 – 6
- Muy disturbado = 6 – 7

El índice M-AMBI es un índice multimétrico, que integra la respuesta de tres métricas de la comunidad bentónica: la riqueza de especies (S), el índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') y el índice biótico AMBI (Bald et al. 2005, Muxika et al. 2007). Los valores mínimos de referencia ('peores condiciones de referencia') están representados por los mínimos teóricos de las métricas (S= 0, H'= 0, AMBI= 6) mientras que los valores máximos ('mejores condiciones de referencia') corresponden a los valores más altos en el conjunto de datos analizado. Ambos índices, tanto el AMBI como el M-AMBI fueron calculados mediante el programa AMBI 6.0 (AZTI-Tecnalia, <http://ambi.azti.es/>).

### ***Análisis bacteriológicos en mejillón***

Para los estudios bacteriológicos en mejillones se recolectaron individuos de *Mytilus platensis* del intermareal rocoso en tres diferentes sitios: Punta Caldera (Est. 6) y Paso de la Isla (Est. 3), en el interior de la bahía, y Playa La mina (Est. 1), como sitio de referencia en el exterior de la bahía (Figura 4.1).

Se tomaron muestras de 20 individuos de entre 50 y 60 mm de largo total de las valvas de diferentes niveles del intermareal. Las muestras fueron trasladadas inmediatamente al Laboratorio de agua y alimentos – ICASUR - CEyT de la Unidad Académica San Julián, para su análisis.

En el laboratorio los mejillones fueron lavados exteriormente con agua destilada y luego desvalvados. Se tomaron 20 g de tejido y líquido intervalvar de una muestra compuesta de 20 individuos, que fue homogeneizada para preparar las diluciones según APHA (2005). Para la cuantificación de colonias de bacterias coliformes totales se adoptó el método según ISO 16649/3:2015 Método horizontal para la enumeración de *Escherichia coli* beta-glucuronidasa positiva. Parte 3: Detección y técnica del número más probable utilizando 5-

bromo-4-cloro-3-indol beta-D-glucoronato. Se utilizó Caldo mineral Glutamato modificado (M Glut) y agar TBX como medios de cultivo y se enumeró por método de NMP:

- Se inocularon series de 5 tubos por cada dilución.
- Se inocularon 5 tubos de 10 ml de M Glut doble concentración con 10 ml del homogenato de tejidos y líquido intervalvar, utilizando pipeta estéril. Se mezcló suavemente.
- Se inocularon 5 tubos de 10 ml de M Glut simple concentración con 1 ml del homogenato, utilizando pipeta estéril. Se mezcló suavemente.
- Se tomaron otros 1 ml del homogenato y se realizaron diluciones sucesivas (1/100, 1/1000, etc.).
- Se sembró 1 ml de cada dilución sucesiva en series de 5 tubos de 10 ml de M Glut simple concentración. Se mezcló suavemente.
- Se incubó a  $(37 \pm 1)$  °C durante  $(24 \pm 2)$  h.
- Se examinaron los tubos de medio identificando la producción de acidez por viraje al amarillo. Por cada tubo positivo, se realizó el aislamiento en agar TBX.
- Se incubó a  $(44 \pm 1)$  °C durante  $(22 \pm 1)$  h.
- La observación del agar TBX con la presencia de colonias azules, verdes azuladas, indicó la presencia de E coli  $\beta$  glucuronidasa positiva.
- De acuerdo a la cantidad de tubos positivos confirmados con el desarrollo de colonias azules en el subcultivo sobre agar TBX, se calculó el número más probable (NMP).

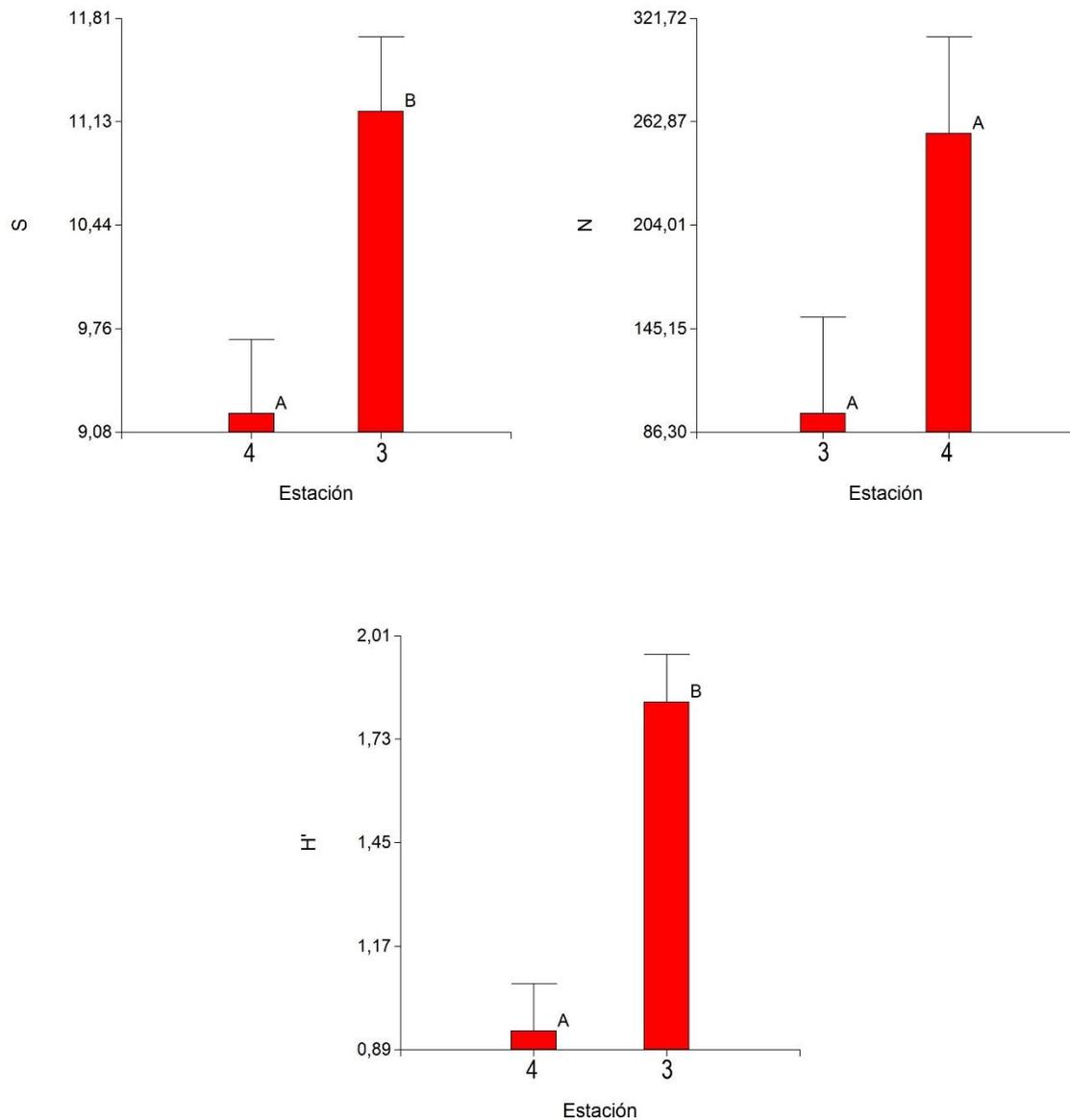
## Resultados

### *La comunidad bentónica infaunal*

La comunidad infaunal en Playa del efluente (Est. 4) en primavera de 2019, se encontró dominada en abundancia por anélidos oligoquetos de la Familia Enchytraeidae (Tabla 1), que presentaron una densidad promedio de 26.344 ind./m<sup>2</sup>, seguidos en abundancia por los moluscos bivalvos *Mysella patagona* y *Darina solenoides*. La comunidad en este sitio presentó valores de diversidad ( $H'$ ) y riqueza de especies (S) significativamente más bajos que en Paso de la Isla (Est. 3), más alejado del sitio de vertido del efluente cloacal. En Paso de la Isla, la comunidad presentó menor densidad de oligoquetos (1.248 ind./m<sup>2</sup>) y mayor abundancia de nematodos y poliquetos de las familias Syllidae y Onuphidae (*Kinbergonuphis dorsalis*) (Tabla 4.1). Los valores de abundancia total de individuos promedio en la comunidad fue mayor en Playa del efluente (prom.= 256,20 ind./muestra, 32.637 ind./m<sup>2</sup>) con respecto a Paso de la Isla (prom.= 97 ind./muestra, 12.357 ind./m<sup>2</sup>) (Figura 4.2).

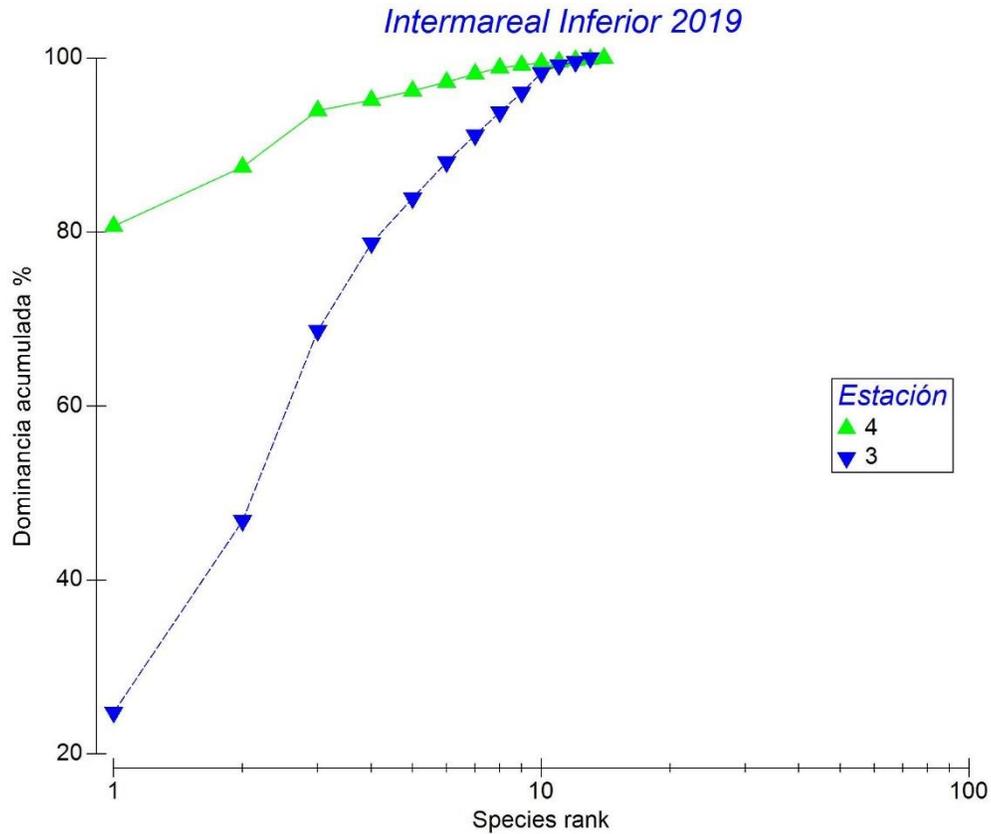
**Tabla 4.1.** Composición de la comunidad bentónica infaunal en primavera de 2019. Abundancia promedio (ind./muestra) y desvío estándar (ds).

	Playa del efluente (Est. 4)		Paso de la Isla (Est. 3)	
	Promedio	ds	Promedio	ds
<b>Nematodes</b>	2,80	1,79	21,20	10,11
<i>Darina solenoides</i>	16,60	9,86	2,60	3,05
<i>Mysella patagona</i>	17,40	8,56	4,00	3,54
<b>Cirratulidae</b>	1,80	2,49	3,00	1,58
<b>Syllidae</b>	0,00	0,00	24,00	14,39
<i>Capitella sp.</i>	2,40	1,52	0,00	0,00
<i>Clymenella cf. minor</i>	0,00	0,00	2,20	1,10
<b>Maldanidae indet.</b>	3,00	2,35	0,40	0,89
<i>Scolecopides uncinatus</i>	2,60	2,07	0,00	0,00
<i>Lumbrineris magalhaensis</i>	0,40	0,89	0,40	0,55
<b>Kinbergonuphis dorsalis</b>	0,00	0,00	21,40	12,86
<i>Eteone sculpta</i>	0,40	0,55	0,00	0,00
<i>Gymnonereis fauveli</i>	0,60	1,34	0,80	0,45
<b>Hemipodus sp.</b>	0,20	0,45	0,00	0,00
<i>Fabricinuda?</i>	0,00	0,00	0,20	0,45
<b>Oligoquetos Enchytraeidae</b>	206,80	163,71	9,80	6,65
<i>Heterophoxus sp.</i>	0,80	0,84	2,20	2,17
<i>Ampelisca sp.</i>	0,00	0,00	5,00	5,15
<i>Priapulius tuberculatoespinosus</i>	0,40	0,89	0,00	0,00
<i>Golfingia sp.</i>	0,00	0,00	2,60	1,95



**Figura 4.2.** Riqueza de especies (S), abundancia total de individuos (N) y diversidad (H') promedios en la comunidad bentónica en primavera de 2019. Los valores promedio con letras distintas fueron significativamente diferentes entre sí ( $p < 0,05$ ).

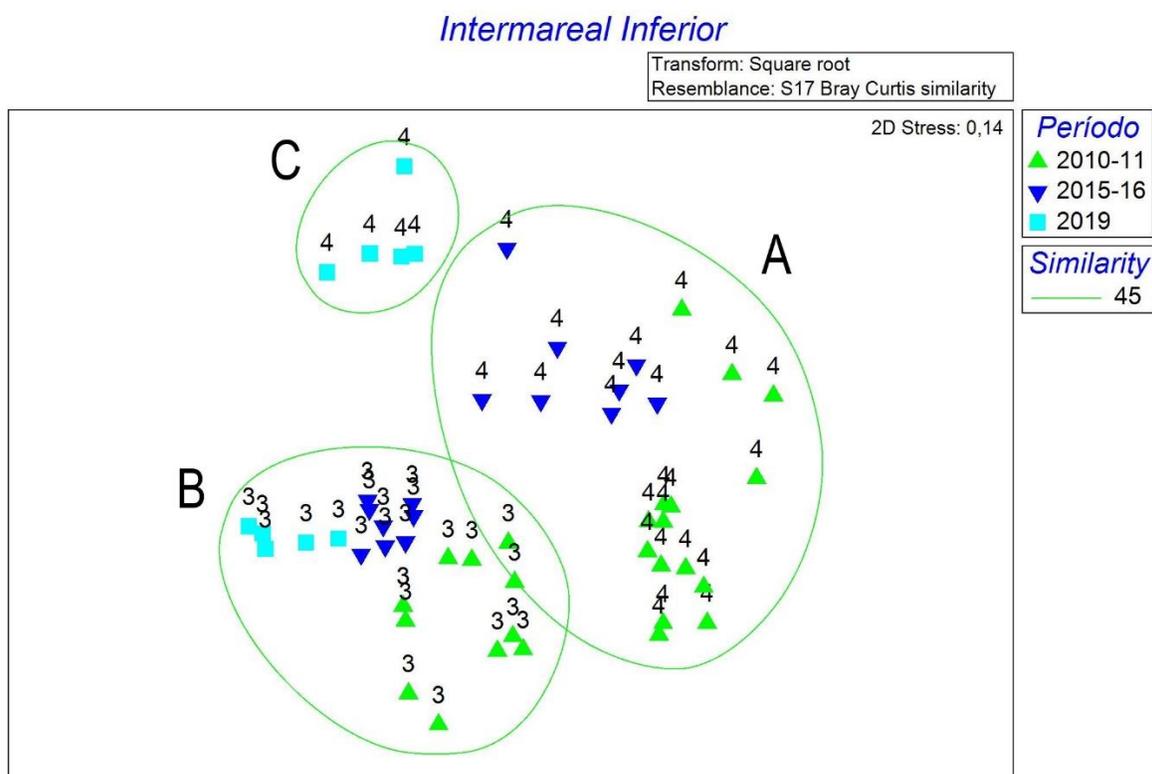
La curva de k-dominancia en Playa del efluente (Est. 4) se inició con una alta abundancia acumulada (>80%) y se hizo asintótica rápidamente, reflejando un elevado grado de impacto y alteración de la comunidad bentónica. En Paso de la Isla (Est. 3), la curva comenzó con una abundancia acumulada baja, presentó una mayor pendiente y se ubicó por debajo de la curva de Playa del efluente, reflejando mejores condiciones de la comunidad bentónica y una mejor calidad ambiental (Figura 4.3).



**Figura 4.3.** Curvas de k-dominancia de la comunidad bentónica en Playa del efluente (Est. 4) y Paso de la Isla (Est. 3) en primavera de 2019.

### Comparación de la comunidad bentónica intermareal con períodos anteriores (2010-11 y 2015-16).

La utilización de métodos de ordenamiento (*non-metric multidimensional scaling*, MDS) y de agrupamiento (*Hierarchical agglomerative clustering*, HAC) permitió identificar tres agrupamientos significativamente diferentes de muestras (Figura 4.4, Tabla 4.2). El agrupamiento A se encontró integrado por las muestras de la Est. 4 tomadas en los períodos 2010-11 y 2015-16, y estuvo caracterizado por los bivalvos *Mysella patagona* y *Darina solenoides*, que en conjunto contribuyeron con un 58,44% a la similitud entre muestras (Tabla 4.3). El agrupamiento B estuvo integrado por las muestras de la Est. 3 tomadas en los tres períodos de estudio (2010-11, 2015-16 y 2019) caracterizadas por el anfípodo gamárido *Ampelisca* sp., los poliquetos Syllidae, oligoquetos y *Mysella patagona*, contribuyendo en conjunto al 47,32% de la similitud entre las muestras. El agrupamiento C estuvo integrado únicamente por las muestras de la Est. 4 tomadas en primavera de 2019, caracterizadas por la dominancia de oligoquetos, que contribuyeron con el 44,63% a la similitud entre muestras, seguidos en importancia por *Mysella patagona* y *Darina solenoides* (Tabla 4.3).



**Figura 4.4.** Análisis de ordenamiento (MDS) y agrupamiento (HAC) de las muestras de la comunidad bentónica intermareal de Playa del efluente (Est. 4) y Paso de la Isla (Est. 3) en los períodos 2010-11, 2015-16 y 2019.

**Tabla 4.2.** Resultados del test ANOSIM entre agrupamientos de muestras. A= muestras de la estación 4, períodos 2010-11 y 2015-16; B= muestras de la estación 3, períodos 2010-11, 2015-16 y 2019; C= muestras de la estación 4, período 2019.

Test entre Agrupamientos de muestras	R Glob.= 0,82, P= 0,001	
	R	P
A vs.B	0,775	0,001
A vs.C	0,876	0,001
B vs. C	0,971	0,001

**Tabla 4.3.** Análisis SIMPER. Especies que más contribuyeron a la similitud entre muestras en cada agrupamiento. Abundancia promedio transformada ( $\sqrt{\cdot}$ ); % Cont., porcentaje de contribución a la similitud; % Acumul., porcentaje acumulado de contribución a la similitud. Grupo A= muestras de la estación 4, períodos 2010-11 y 2015-16; Grupo B= muestras de la estación 3, períodos 2010-11, 2015-16 y 2019; Grupo C= muestras de la estación 4, período 2019.

	Abundancia promedio	% Cont.	% Acumul.
<b>Grupo A:</b> Similitud promedio: 57,74			
<i>Mysella patagona</i>	12	47,97	47,97
<i>Darina solenoides</i>	3,67	10,47	58,44
<i>Ampelisca</i> sp.	3,68	8,23	66,67
<i>Mediomastus</i> sp.	2,01	7,79	74,45
<i>Scolecopides uncinatus</i>	1,39	4,78	79,24
<i>Gymnereis fauveli</i>	1,22	3,89	83,12
Cirratulidae	1,06	3,05	86,17
<i>Lumbrineris magalhaensis</i>	0,9	2,67	88,85
<i>Eteone sculpta</i>	0,97	2,57	91,42
<b>Grupo B:</b> Similitud promedio: 62,75			
<i>Ampelisca</i> sp.	5,58	15,36	15,36
Syllidae	4,19	12,43	27,8
Oligoquetos	3,51	10,12	37,91
<i>Mysella patagona</i>	3,72	9,41	47,32
Nematodes	2,91	8,99	56,31
<i>Kinbergonuphis dorsalis</i>	3,14	8,95	65,26
<i>Gymnereis fauveli</i>	3,72	8,15	73,4
<i>Heterophoxus</i> sp.	2,79	7,78	81,18
Cirratulidae	2,05	6,18	87,37
<i>Scolecopides uncinatus</i>	1,77	3,98	91,35
<b>Grupo C:</b> Similitud promedio: 70,39			
Oligoquetos	13,41	44,63	44,63
<i>Mysella patagona</i>	4,05	15,45	60,07
<i>Darina solenoides</i>	3,92	14,61	74,68
Maldanidae indet.	1,64	6,08	80,76
Nematodes	1,59	5,82	86,58
<i>Scolecopides uncinatus</i>	1,52	5,41	91,99

### Aplicación de índices bióticos de calidad ecológica ambiental

Mediante el cálculo del índice AMBI el sitio Playa del efluente (Est. 4) pudo clasificarse como *Ligeramente disturbado* en los períodos de estudio 2010-11 y 2015-16, y como *Fuertemente disturbado* en primavera de 2019, momento en que se registró el valor más alto del índice (peores condiciones de calidad ambiental) (Tabla 4.4). Al sitio Paso de la Isla (Est. 3) le correspondió la categoría *Ligeramente disturbado* en los tres períodos de estudio (Tabla 4.4).

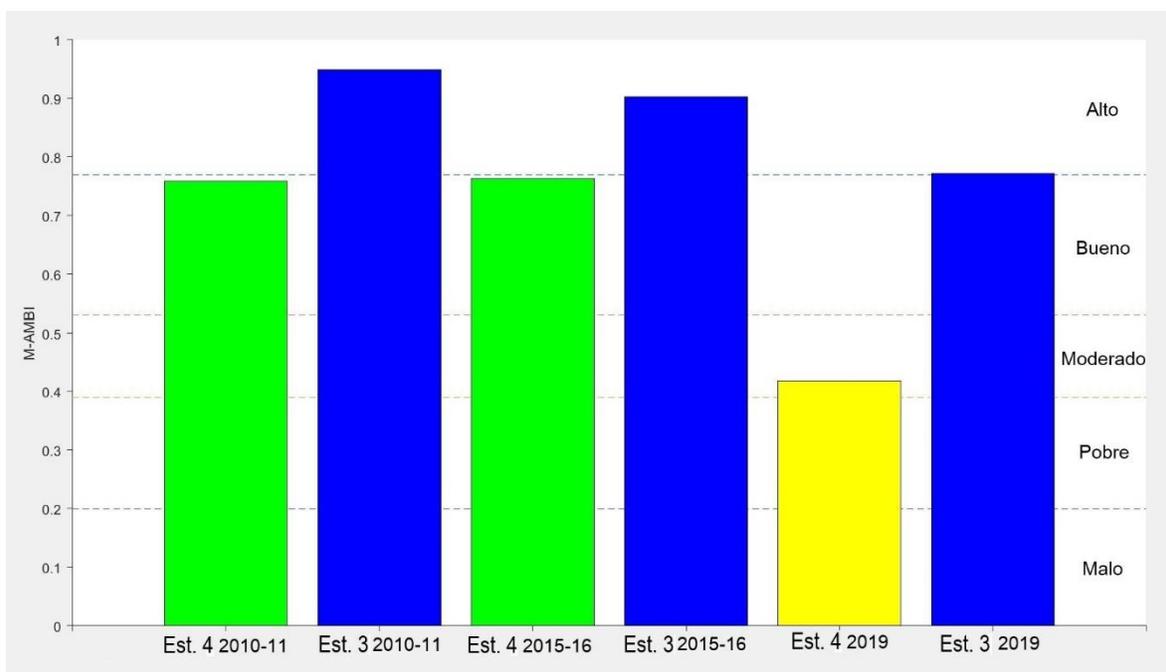
**Tabla 4.4.** Resultados de la aplicación del índice de calidad ecológica ambiental AMBI y porcentaje de los diferentes grupos ecológicos del macrobentos.

Período	Estación	% GI	%GII	%GIII	%GIV	%GV	AMBI	Calidad del ambiente
2010-2011	4	13,9	5,6	78,7	1,3	0,5	2,355	<i>Ligeramente disturbado</i>
	3	38,4	31,2	17	5,5	7,9	1,73	<i>Ligeramente disturbado</i>
2015-16	4	0,5	40,3	53,2	4,2	1,8	2,522	<i>Ligeramente disturbado</i>
	3	12,2	52,3	15,8	7,1	12,6	2,35	<i>Ligeramente disturbado</i>
2019	4	1,2	7,4	8	1,7	81,7	5,102	<i>Fuertemente disturbado</i>
	3	7,8	53	26	3,1	10,1	2,327	<i>Ligeramente disturbado</i>

Los resultados de la aplicación del índice M-AMBI arrojaron el estado de calidad ecológica ambiental *Alto* para Paso de la Isla (Est. 3) en los tres períodos de estudio, mientras que para la Playa del efluente (Est. 4) arrojó el estado de calidad *Buena* para los períodos 2010-11 y 2015-16 y el estado *Moderado* para la primavera de 2019 (Tabla 4.5, Figura 4.5).

**Tabla 4.5.** Resultados de la aplicación del índice de calidad ecológica ambiental M-AMBI y valores de riqueza de especies y diversidad promedio para las estaciones 4 y 3 en los diferentes períodos de muestreo.

Período	Estación	Diversidad	Riqueza	M-AMBI	Calidad ambiental
2010-2011	4	1,35	21	0,76	Bueno
	3	3,01	20	0,95	Alto
2015-16	4	2,4	16	0,76	Bueno
	3	3,39	18	0,90	Alto
2019	4	1,19	14	0,42	Moderado
	3	2,87	13	0,77	Alto



**Figura 4.5.** Resultados de la aplicación del índice de calidad ecológica ambiental M-AMBI para las estaciones 4 y 3 en los diferentes períodos de estudio.

### **Análisis bacteriológicos en mejillón**

Los valores de coliformes totales en el homogeneizado de tejido y líquido intervalvar de mejillones fueron significativamente más elevados en Paso de la Isla en el interior de la bahía, mientras que los más bajos se registraron en Playa La Mina (Tabla 4.6). Se identificaron colonias de *Escherichia coli* en los tres sitios estudiados, con los valores más altos en Paso de la Isla. Los valores más bajos registrados en Playa la Mina demuestran que el aporte principal de bacterias coliformes se encuentra en el interior de la bahía y vinculado al vertido del efluente proveniente de la planta de tratamiento cloacal.

En Punta Caldera, se encontraron diferencias en los valores de coliformes totales y de *Escherichia coli* entre febrero de 2020 y mayo de 2022 que pueden ser atribuidos a cambios relacionados con las condiciones de mareas o variaciones estacionales vinculadas a las diferentes temperaturas del agua. Estos cambios estacionales en los resultados bacteriológicos ya han sido señalados en estudios anteriores en el mismo sitio de muestreo (Sar et al. 2020).

**Tabla 4.6.** Resultados de los análisis bacteriológicos en muestras de mejillón (NMP/100 g).

Sitio	Fecha	Coliformes totales	<i>Escherichia coli</i>
<b>Punta Caldera</b>	Febrero 2020	3.300	680
	Mayo 2022	920	130
<b>Paso de la Isla</b>	Junio 2022	70.000	4.500
<b>Playa La Mina</b>	Junio 2022	260	< 18

### **Conclusiones**

- Se observaron cambios espaciales en la comunidad bentónica infaunal de la Bahía San Julián, relacionados con la distancia al sitio de descarga del efluente de la planta de tratamiento cloacal.
- En Playa del efluente, la comunidad se encontró dominada por anélidos oligoquetos, considerados organismos oportunistas de primer orden, capaces de soportar las condiciones ambientales adversas, con la ventaja de aprovechar como fuente de alimento el detrito orgánico que es aportado por el efluente cloacal. La comunidad en este sitio presentó los valores más bajos de diversidad y riqueza de especies, que fueron significativamente inferiores a los observados en la comunidad bentónica infaunal de Paso de la Isla, más alejada del sitio del vertido de efluentes.
- La superabundancia de especies oportunistas y los menores valores de diversidad y riqueza de especies son síntomas claros de una comunidad bentónica alterada por

enriquecimiento orgánico, que se vieron corroborados también por las curvas de k-dominancia.

- El análisis multivariado mostró que existen también diferencias temporales en la composición y el grado de alteración de la comunidad bentónica en Playa del efluente. Si bien, ya se observaban diferencias en la composición de la comunidad entre Playa del efluente y Paso de la Isla en los períodos de estudio anteriores, estas diferencias se acentuaron en primavera de 2019.
- En este último período, se observó un importante cambio en la comunidad infaunal de Playa del efluente, con reemplazo de especies indiferentes y tolerantes al enriquecimiento orgánico, como *Darina solenoides* y *Mysella patagona* que caracterizaron a la comunidad en 2010-11 y 2015-16, por especies oportunistas, como los oligoquetos que dominaron la comunidad en la primavera de 2019.
- La alteración de la comunidad bentónica en Playa del efluente puede ser atribuida al mayor aporte de materia orgánica realizado por el efluente de la planta de tratamiento cloacal en el último período de estudio, y que queda evidenciado también en los resultados del análisis de sedimentos costeros expuestos en este mismo informe (ver Sección 3. Sedimentos costeros de la bahía).
- Las clasificaciones de calidad ecológica ambiental obtenidos con la aplicación de los índices bióticos fueron coherentes con los resultados obtenidos mediante la aplicación de las técnicas estadísticas multivariadas y univariadas. Las categorías de calidad ecológica asignadas reflejan un cierto grado de deterioro en la calidad ambiental en la Playa del efluente, que se acentuó con el tiempo como resultado del incremento en el aporte de materia orgánica que es aportada por el vertido de un efluente cloacal sin tratamiento previo en este sitio de la bahía.
- Los resultados bacteriológicos obtenidos permiten observar que el recurso mejillón también se encuentra afectado por el vertido de efluentes cloacales sin tratar en el interior de la bahía. La gran variabilidad espacial y temporal de los resultados exige un control ambiental y un monitoreo periódico de la concentración de bacterias tanto en tejido de mejillones como en el agua de la bahía (ver Sección 2. Calidad del agua de la bahía).
- Los niveles registrados de *Escherichia coli* permiten ubicar a la Bahía San Julián en el rango de clasificación de Zona B, de acuerdo a la normativa de SENASA. Sin embargo, cabe aclarar que es la autoridad sanitaria de aplicación quien debe realizar los controles y determinaciones bacteriológicas siguiendo el protocolo que establece la frecuencia y periodicidad de los muestreos para establecer efectivamente la clasificación de Zona de producción para la bahía.

## 5. CONCLUSIONES Y CONSIDERACIONES FINALES

### Conclusiones finales

- Los resultados de los análisis de agua y sedimentos costeros de la Bahía San Julián permiten observar que no existen actualmente niveles de metales pesados e hidrocarburos que puedan poner en serio riesgo el ecosistema de la bahía. Las concentraciones medidas en este último periodo se encuentran por debajo de los niveles considerados seguros para la biota y el ecosistema, y no han mostrado un aumento significativo con respecto a las mediciones realizadas en el período 2015-2018.
- El análisis bacteriológico del efluente de la Planta de tratamiento cloacal que descarga en la bahía muestra una alta carga de bacterias coliformes totales y de *Escherichia coli*, que sobrepasa ampliamente los valores permitidos por la normativa ambiental para su descarga en un cuerpo de agua natural.
- En todos los sitios muestreados en el interior de la bahía se detectó la presencia de bacterias coliformes totales y de *Escherichia coli* en el agua, que alcanzan su concentración más alta en el sector de vertido del efluente de la Planta de tratamiento cloacal. Estos coliformes son aportados fundamentalmente por los efluentes cloacales y constituyen un serio riesgo para la salud humana y el ambiente, problemática que merece la urgente toma de acciones.
- Los estudios realizados sobre la comunidad biológica costera de la bahía muestran que la materia orgánica aportada por el efluente de la planta de tratamiento cloacal tendría un efecto negativo sobre el ecosistema. Este efecto se evidencia por las alteraciones observadas en la comunidad biológica en el sitio de vertido, que generan un desequilibrio en la composición de la comunidad bentónica.
- Los resultados del empleo de índices bióticos de calidad ecológica muestran un cierto grado de deterioro en la calidad ambiental en el sector de vertido del efluente de la planta de tratamiento cloacal, que se acentuó con el tiempo como consecuencia del continuo aporte de materia orgánica por el vertido de un efluente que carece del tratamiento previo adecuado.
- Los resultados de los análisis bacteriológicos en mejillones de la bahía permiten observar que el recurso mejillón también se encuentra afectado por el vertido de efluentes cloacales sin tratar. La gran variabilidad espacial y temporal de los resultados exige un control ambiental y un monitoreo periódico de la concentración de bacterias tanto en tejido de mejillones como en el agua de la bahía.

## Consideraciones finales

Se puede identificar claramente al vertido de efluentes cloacales como una de las principales fuentes de impacto al ambiente de la bahía. Esta problemática requiere de atención prioritaria, no sólo por representar un grave problema en la actualidad, sino también porque, de no tomarse las medidas adecuadas, su evolución en el tiempo podría conducir a problemáticas ambientales aún mayores. Se puede prever que con el crecimiento de la población de la localidad, el aporte de materia orgánica y la contaminación bacteriana en la bahía aumentará como resultado del incremento esperable en el volumen de efluentes que son vertidos. Este problema puede ser prevenido eficientemente implementando el tratamiento adecuado para reducir la carga de materia orgánica y bacterias de los efluentes cloacales que se vierten en la bahía.

Los niveles bacteriológicos registrados durante el período de estudio no solo constituyen un riesgo sanitario y ecológico, sino que también ponen en riesgo un potencial recurso pesquero como el mejillón. Los niveles registrados de *Escherichia coli* en los mejillones de la bahía permiten ubicar a la Bahía San Julián en el rango de clasificación de Zona B, en caso de ser habilitada para la explotación del recurso de acuerdo a la normativa de SENASA. Esto debe ser considerado seriamente al momento de proyectar emprendimientos de cultivo o de extracción del recurso mejillón en la bahía. Sin embargo, cabe aclarar que es la autoridad sanitaria de aplicación quien debe realizar los controles y determinaciones bacteriológicas y de contaminantes, siguiendo el protocolo que establece la frecuencia y periodicidad de los muestreos para establecer efectivamente la clasificación de Zona de producción para la Bahía San Julián.

Es importante destacar que a mediados del año 2022 se puso en funcionamiento nuevamente la Planta de tratamiento de efluentes cloacales, luego de muchos años de permanecer prácticamente inactiva. La planta entró nuevamente en servicio luego de las obras y tareas necesarias para la rehabilitación de las instalaciones llevadas a cabo oportunamente por Servicios Públicos Sociedad del Estado. Con motivo de la rehabilitación y entrada en servicio, en agosto del 2022 el equipo de trabajo del presente Plan de Monitoreo fue invitado por las autoridades locales de Servicios Públicos a visitar las instalaciones de la planta. En esa oportunidad, se constató el funcionamiento de la pileta de aireación y la pileta de decantación (Figura 5.1). Se espera que estas medidas se reflejen en una mejora de las condiciones de la bahía en los próximos años, por lo cual es importante continuar monitoreando los parámetros de calidad del agua de la bahía como así también realizar controles periódicos para verificar el buen funcionamiento de las instalaciones de la planta de tratamiento.

Para el futuro, previendo el crecimiento poblacional de la localidad, debería proyectarse la construcción de una nueva planta de tratamiento cloacal de mayor capacidad, o de varias plantas de menor tamaño que permitan el tratamiento sectorizado de la red cloacal, haciendo más eficiente el proceso. Dependiendo del tratamiento que se dé a los efluentes cloacales, parte de los mismos podría ser también reciclado y reutilizado para riego,

reduciendo el volumen vertido en la bahía. Esto debería estar acompañado de un plan de mantenimiento de los espacios verdes de la localidad y de un proyecto de forestación adecuado que permita la reutilización del agua proveniente del tratamiento del efluente. Se debería también proyectar un emisario que conduzca los efluentes y permita su descarga por debajo de la línea de marea baja y alejado de la costa, donde los procesos de dilución son más eficientes. De ser posible, lo más conveniente sería el vertido de los efluentes en mar abierto, fuera de la bahía. Esto permitiría una mayor dilución de los efluentes y disminuiría la acumulación de contaminantes en el interior de la bahía.

Teniendo en cuenta los resultados del presente informe y que la Bahía San Julián constituye un recurso natural de inestimable valor, se recomienda continuar con el plan de monitoreo para la vigilancia continua de los factores de impacto y los contaminantes potencialmente nocivos para el ecosistema que puedan afectar a la bahía. De la continuidad del Plan de monitoreo ambiental se espera contar con una base de datos actualizada permanentemente, que permita conocer la condición ambiental de la bahía y la evolución de los factores de impacto que la afectan. Esto permitirá disponer de información para la toma de decisiones con fundamentos científico-técnicos, para implementar acciones de remediación y/o mitigación de los impactos, y para la gestión y manejo de las problemáticas ambientales de la Bahía San Julián.



**Figura 5.1.** Pileta de aireación en funcionamiento de la Planta de tratamiento cloacal de Puerto San Julián, agosto de 2022.

## 6. BIBLIOGRAFÍA

- ANGER, K. 1977.** Benthic invertebrates as indicators of organic pollution in the Western Baltic Sea. *International Review of Hydrobiology* 62: 245-254.
- APHA. 2005.** Standard methods for the examination of water and waste water, 21st edn. American Public Health Association, Washington, DC.
- BALE AJ & AJ KENNY. 2005.** Chapter 2: Sediment analysis and seabed characterisation. In: Eleftheriou A & A McIntyre (eds). *Methods for the study of marine benthos*, pp. 43-86. Blackwell Science, Oxford.
- BALD, J., A. BORJA, I. MUXIKA, J. FRANCO & V. VALENCIA. 2005.** Assessing reference conditions and physico-chemical status according to the European Water Framework Directive: a case-study from the Basque Country (Northern Spain). *Marine Pollution Bulletin* 50: 1508–1522.
- BORJA A., FRANCO J., PÉREZ, V. 2000.** A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within european estuarine and coastal environments. *Marine Pollution Bulletin* 40: 1100-1114.
- BORJA, A., FRANCO, J., MUXIKA, I. 2004.** The Biotic Indices and the Water Framework Directive: the required consensus in the new benthic monitoring tools. *Marine Pollution Bulletin* 48, 405–408.
- BORJA, A. & I. MUXIKA. 2005.** Guidelines for the use of AMBI (AZTI's Marine Biotic Index) in the assessment of the benthic ecological quality. *Marine Pollution Bulletin* 50: 787–789.
- BRADY, N.C. AND R. WEIL. 2002.** The nature and properties of soils. Thirteenth Edition. Prentice Hall, New Jersey, USA. 960 p.
- CCME, 2002.** Canadian Council of Ministers of the Environment, 2002, Canadian Environmental Quality Guidelines, Winnipeg Canada.
- CLARK, R.B. 2001.** *Marine pollution*. Fifth ed., Oxford University Press, Oxford.
- CLARKE, K.R. & R.M. WARWICK. 2001.** Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. PRIMER-E, Plymouth Marine Laboratory, Plymouth.
- CONNELL, DOES W. 1997.** Basic concepts in environmental chemistry. Lewis Publishers, NY, USA. 506 p.
- DE GREGORI, I.; PINOCHET, H.; ARANCIBIA, M. & VIDAL, A. 1996.** Grain-size effect of trace metals distribution in sediments from two coastal areas of Chile. *Bull. Environ. Contam. Toxic Pollut.*, 57, 163-170.
- DI RIENZO, J.A, F. CASANOVES, M.G. BALZARINI, L. GONZÁLEZ, M. TABLADA & C.W ROBLEDO. 2015.** InfoStat versión 2015. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. <<http://www.infostat.com.ar>>.

- FALABELLA V., C. CAMPAGNA & J. CROXALL. 2009.** Atlas del mar patagónico. Especies y espacios. Buenos Aires, Wildlife Conservation Society y BirdLife International. <<http://www.atlas-marpatagonico.org>.
- GIL, M; M. HARVEY, M. COMMENDATORE, J. C. COLOMBO & J. L. ESTEVES. 1996.** Evaluación de la contaminación por hidrocarburos y metales en la zona costera patagónica. Inf. Técnico 21. Plan Manejo Integrado de la Zona Costera Patagónica GEF/PNUD WCS/FPN.
- GONZÁLEZ, P. & J. L ESTÉVES. 2008.** Relevamiento de la situación ambiental urbana en la zona costera patagónica. Informe Técnico N 3 Proyecto GEF-PNUD ARG/02/G31 “Consolidación e Implementación del Plan de manejo de la Zona Costera Patagónica para la Conservación de la Biodiversidad”, 56 pp.
- GRASSLE, J.F. & J.P. GRASSLE. 1974.** Opportunistic life histories and genetic systems in marine benthic polychaetes. *Journal of Marine Research* 32: 255-284.
- HILY C., H. LE BRIS & M GLÉMAREC. 1986.** Impacts biologiques des émissaires urbains sur les écosystèmes benthiques. *Oceanis* 12: 419-426.
- INDEC (Instituto Nacional de Estadística y Censos de la República Argentina) (2022).** [https://www.censo.gob.ar/index.php/datos\\_provisionales/](https://www.censo.gob.ar/index.php/datos_provisionales/) (Fecha de acceso: 20-02-2023).
- JOHN, D.A. & LEVENTHAL, J.S. 1995.** Bioavailability of metals. In: Du Bray (Ed). Preliminary compilation of descriptive geoenvironmental mineral deposit models, Denver, Colorado. U.S. Department of Interior. U.S. Geological Survey (USGS) <http://pubs.usg.gov/of/1995/>.
- LONG, E., D. MACDONALD, S. SMITH & F. CALDER. 1995.** Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environ. Manage.*, 19: 81-97.
- MARCO LEGAL DE LA PROVINCIA DE SANTA CRUZ. 2003.** Ley N° 2658. Evaluación de impacto ambiental. Decreto 7/06.
- MARCO LEGAL DE LA PROVINCIA DE SANTA CRUZ. 2003.** Ley N° 2658. Evaluación de impacto ambiental y Decreto reglamentario 007/06.
- MARÍN GALVÍN, R. 1995.** Análisis de aguas y ensayos de tratamiento. Gestión de Promoción Editorial S.A. Barcelona. 1° Edición. (719 pp).
- MARTIN J.P., Z. LIZARRALDE, A. SAR, S. PITTALUGA, M. PERRONI & S. TORRES. 2019a.** Marismas del sur de Santa Cruz, Patagonia austral, Argentina. *Revista de Informes Científicos-Técnicos de la Universidad Nacional de la Patagonia Austral*, 11 (1): 140-153. ISSN 1852-4516.
- MARTIN, J.P., Z. LIZARRALDE, S. PITTALUGA, A. SAR, M. PERRONI & S. TORRES. 2019b.** Macro-benthic assemblages of intertidal flats in southern Patagonia, Argentina. *Thalassas* 0212-5919 (Print) 2366-1674 (Online). <https://doi.org/10.1007/s41208-019-00133-7>.
- MARTIN, J.P., A. SAR & C. CAMINOS. 2019c.** Spatial changes in the infaunal community of a macrotidal flat in Bahía San Julián, Southern Patagonia, Argentina.

- Revista de Biología Marina y Oceanografía 54 (1): 51-69. ISSN 0717-3326.  
<http://doi.org/10.22370/rbmo.2019.54.1.1494>
- MARTIN, J.P., C. MOSCARDI, B. PEREYRA GINESTAR, V. SCAVUZZO, A. SAR, S. TORRES, L. ANDRADE, N. COLLM, S. STORNILO & J. ENCINAS. 2019d.** Diagnóstico ambiental de Puerto San Julián y su entorno natural. Informe realizado para la Fundación Agencia de Desarrollo de Puerto San Julián, 195 pp. DOI: 10.13140/RG.2.2.10605.72168
- MARTIN, J.P., S. PITTALUGA, Z. LIZARRALDE, A. SAR, M. PERRONI & CAMINOS C. 2022.** Aplicación del Marine Biotic Index (AMBI) para determinar la calidad de ambientes marinos y estuariales de Santa Cruz (Patagonia austral, Argentina). XI Jornadas Nacionales de Ciencias del Mar. Comodoro Rivadavia, 22 de marzo al 1 de abril de 2022. Publicado en Libro de Resúmenes: 243. ISBN 978-987-8352-29-9
- MUXIKA, I., A. BORJA & J. BALD. 2007.** Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 55: 16–29.
- OMS. 2006.** Organización Mundial de la Salud. Guías para la calidad del agua potable [recurso electrónico]: incluye el primer apéndice. Vol. 1: Recomendaciones. Tercera edición. ISBN 92 4 154696 4, 408 pp.
- PEARSON, T.H. & R. ROSENBERG. 1978.** Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*.
- PEREYRA GINESTAR, B.R., BECKER, Y.A, SCAVUZZO, V., COLLM, N.S, MOSCARDI, C.A., TOMADIN, P, STORNILO, S., ARRIETA, LB, SCHITTNER, C.D. & SANCHEZ, G. 2015.** Estudio de la situación ambiental de la Bahía San Julián y su zona de influencia, provincia de Santa Cruz. IX Jornadas Nacionales de Ciencias del Mar, Ushuaia, 293 pp.
- POCKLINGTON, P. & P.G. WELLS. 1992.** Polychaetes: key taxa for marine environmental quality monitoring. *Marine Pollution Bulletin* 24: 593-598.
- REISH, D.J. 1986.** Benthic invertebrates as indicators of marine pollution: 35 years of study. *IEEE Oceans '86 Conference Proceedings*, pp. 885-888.
- ROSENBERG R., M. BLOMQUIST, H.C. NILSSON, H. CEDERWALL, & A. DIMMING 2004.** Marine quality assessment by use of benthic species-abundance distributions: a proposed new protocol within the European Union Water Framework Directive. *Mar. Pollut. Bull.* 49, 728–739.
- SAR, A., J.P. MARTIN, C. MOSCARDI, S. TORRES & N. GÓMEZ. 2020.** Niveles de contaminantes químicos y bacteriológicos en el mejillón de la bahía de San Julián, Santa Cruz, Argentina. Libro de artículos cortos del VI Encuentro de Investigadores, Becarios y Tesistas de la Patagonia Austral: 122-124. ISBN 978-987-3714-88-7.
- SENASA.** Resolución 829/2006 Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos.

- SERVICIO DE HIDROGRAFÍA NAVAL. 2021.** Tablas de Marea de Puerto San Julián. [http://www.hidro.gov.ar/oceanografia/Tmareas/Form\\_Tmareas.asp](http://www.hidro.gov.ar/oceanografia/Tmareas/Form_Tmareas.asp).
- STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER (22 ed.) (2012).** Washington, American Public Health Association.
- STORNILO, S. & C. MOSCARDI. 2015.** Estudio de indicadores de sustentabilidad para una gestión integral de los residuos sólidos urbanos de Puerto San Julián, Provincia de Santa Cruz. En: Avances en gestión integral de residuos sólidos urbanos 2014-2015 / Bárbara Soledad Albornoz ... [et.al.]; Instituto Nacional de Tecnología Industrial -INTI, 2015. E-Book.
- SZEFER, P., KUSAK, A. & SZEFER, K . 1998.** Evaluation of the anthropogenic influx of metallic pollutants into Puck Bay, southern Baltic. *Applied Geochemistry*, 13 , 293-304.
- TNRCC- Texas Natural Resource Conservation Commission. 2001.** Method 1005: Total petroleum hydrocarbons.
- WILD, A. 1993.** Soils and the environment. Cambridge University Press, New York, NY, USA.
- ZAIOSO H.E. (Director). 2008.** Estudio de base para una gestión integrada de la Bahía de San Julián. Informe Final PNUD ARG 02/018, Subproyecto BB70, 802 pp.
- ZAIOSO, H., A. SAR, Z. LIZARRALDE & J.P. MARTIN. 2017.** Asociaciones macrobentónicas con presencia de mitílidos de la bahía San Julián (Patagonia austral, Argentina). *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 52 (2): 311-323. ISSN 0717-3326.