



**CRHIAM**

CENTRO DE RECURSOS HÍDRICOS PARA LA AGRICULTURA Y LA MINERÍA

ANID/FONDAP/1523A0001

# Contaminación Fecal en el Borde Costero del País

Gloria Gómez, Amaya Álvez, Rodrigo Castillo, Jorge Urrea, Loredana  
Díaz, Rodrigo González-Saldía & Gladys Vidal





# Contaminación Fecal en el Borde Costero del País



**Universidad de Concepción**

## SERIE COMUNICACIONAL CRHIAM

Versión impresa ISSN 0718-6460

Versión en línea ISSN 0719-3009

### Directora:

Gladys Vidal

### Comité editorial:

Sujey Hormazábal Méndez

María Belén Bascur Ruiz

### Serie:

Contaminación fecal en el borde costero del país.

Gloria Gómez, Amaya Álvez, Rodrigo Castillo, Jorge Urrea, Loredana Díaz,

Rodrigo González-Saldía y Gladys Vidal.

Marzo 2025.

### Agradecimientos:

Centro de Recursos Hídricos para la Agricultura y la Minería

(CRHIAM)

ANID/FONDAP/1523A0001

Victoria 1295, Barrio Universitario,

Concepción, Chile.

Teléfono +56-41-2661570

[www.crhiam.cl](http://www.crhiam.cl)

### Este documento debe citarse como:

Gómez, G., Álvez, A., Castillo, R., Urrea, J., Díaz, L., González-Saldía, R., Vidal, G. 2025. Contaminación fecal en el borde costero del país. Serie Comunicacional CRHIAM, Centro de Recursos Hídricos para la Agricultura y la Minería (ANID/ FONDAP/1523A0001). ISSN 0718-6460 (versión impresa), ISSN 0719-3009 (versión online). Disponible en: <https://www.crhiam.cl/publicaciones/seriescomunicacionales/>



# CONTENIDO

Investigadores	6
Resumen	9
Introducción	11
Borde costero y cuál es su importancia en Chile	13
Fuentes de contaminación y exposición a contaminación fecal en el borde costero	16
Coliformes fecales como indicadores de contaminación	19
Enfermedades asociadas a presencia de coliformes fecales en el borde costero	23
Normativa nacional y guías en el derecho comparado sobre la calidad de agua marina para uso recreativo	25
Niveles de coliformes fecales en el borde costero de Chile	28
Recomendaciones y perspectivas futuras	33
Referencias	37

# INVESTIGADORES



**Loredana Díaz**

Constructor Civil.  
Mg. Gestión Integrada en Medio Ambiente, EULA UdeC.  
Postgrado en Gestión de Zonas Costeras y Estuáricas, Universitat Politècnica de Catalunya.  
Profesional Gobierno Regional del Biobío, División de Planificación y Desarrollo Regional.



**Rodrigo González-Saldía**

Doctor en Oceanografía.  
Magister en Ciencias.  
Bioquímico, Universidad de Concepción.  
Profesor Asociado, Depto. de Oceanografía, Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas, Universidad de Concepción.



**Gladys Vidal**

Doctora en Ciencias Químicas. Programa en Biotecnología Ambiental, Universidad Santiago de Compostela, España.  
Profesora Titular Facultad de Ciencias Ambientales, Universidad de Concepción.  
Directora CRHIAM.



**Gloria Gómez**

Bioingeniera.  
Colaboradora CRHIAM.  
Grupo de Ingeniería y  
Biotecnología Ambiental  
(GIBA-UdeC), Facultad  
de Ciencias Ambientales,  
Universidad de Concepción.



**Rodrigo Castillo**

Abogado.  
Magíster en Derecho Público,  
Universidad de Concepción.  
Colaborador CRHIAM.

## INVESTIGADORES



**Amaya Álvez**

Abogada.  
Doctora en Derecho,  
Universidad de York, Canadá.  
Profesora Titular Depto.  
Derecho Público, Universidad  
de Concepción.  
Investigadora Asociada  
CRHIAM.



**Jorge Urrea**

Geógrafo.  
PhD Urban & Regional  
Studies University of  
Glasgow, UK.  
Profesional Gobierno  
Regional del Biobío, Depto. de  
Planificación y Ordenamiento  
Territorial.







# RESUMEN

En Chile, de acuerdo con la Política Nacional de Uso del Borde WCostero, promulgada en 1994, el borde costero se define como “aquella franja del territorio que comprende los terrenos de playa fiscales situados en el litoral, la playa, las bahías, golfos, estrechos y canales interiores, y el mar territorial de la República”. Muchas ciudades del país están localizadas en el borde costero y es un territorio donde se concentran actividades sociales y económicas. Por otra parte, la zona costera, es altamente vulnerable al cambio climático y a los impactos antropogénicos, que incluyen la contaminación marina debido a metales, agroquímicos, materia orgánica y contaminación fecal, entre otros. Particularmente este documento, muestra el nivel de coliformes fecales en las costas de diferentes regiones de Chile, de acuerdo con datos obtenidos de monitoreos de emisarios submarinos, entregados a la Superintendencia de Servicios Sanitarios (SISS) en el período 2010-2023.

La Institucionalidad Chilena (Decreto 144/2008), entre otras cosas, establece condiciones de contaminación que determinan situaciones de emergencia ambiental diaria, para actividades de recreación con contacto directo, donde el nivel de emergencia diario de coliformes fecales equivale a mayor que 1000 NMP/100ml. Según este trabajo, durante el periodo 2010-2023, se obtuvo que 2308 veces el valor informado de coliformes fecales fue mayor a 1000 NMP/100 ml, a lo largo de Chile, con rangos entre  $1,1E+03$  –  $1,6E+10$  NMP/100 ml. De estos eventos, al menos el 61,3% de los casos puede ser explicado a través de la correlación positiva y significativa ( $p < 0,05$ ), que existe entre el número de veces sobre la norma, y el número emisarios submarinos existentes en operación y que descargan al océano costero del país.



# INTRODUCCIÓN

La costa es un importante sistema de recursos naturales para la población a nivel mundial, y lo ha sido desde las primeras civilizaciones. Actualmente es esencial para el desarrollo de algunas economías nacionales en las que se llevan a cabo actividades sociales y económicas concentradas cerca del borde costero (Nguyen *et al.*, 2016). Actualmente, un 70% de la superficie del planeta está cubierta de agua, y la mayoría de la población mundial se encuentra a lo largo de las costas. A escala global, el desarrollo costero es el doble que el de los sitios continentales, y aproximadamente el 90% de las aguas residuales generadas se vierten sin tratamiento en aguas marinas, generando un deterioro en la calidad de las aguas costeras (Griffin *et al.*, 2003). Chile es el país con mayor cobertura de saneamiento en América Latina, con 301 Plantas de Tratamiento de Aguas Servidas operativas al año 2021, siendo la principal tecnología

de tratamiento utilizada a lo largo del país la de lodos activados, con un 60% respecto del total de sistemas (Leiva *et al.*, 2023). Por otro lado, el 12% de los sistemas de tratamiento de aguas servidas corresponde a emisarios submarinos, los cuales incluyen aliviaderos de tormenta o emergencia. Estos dispositivos están diseñados para operar en situaciones de fuerza mayor, cuando las precipitaciones superan la capacidad de diseño, evitando así que los colectores se presuricen y las aguas servidas se desbor-den.

La contaminación fecal del océano costero es quizás una de las formas más extendidas y problemáticas de deterioro de la calidad del agua (Cahoon *et al.*, 2016), y de los ecosistemas marinos costeros (Tuholske *et al.*, 2021). La presencia de bacterias coliformes fecales en cuerpos de agua, en general, es indicativo de que está contaminado con

aguas residuales domésticas (Wang and Deng, 2019). Sumado a esto, el desarrollo de actividades antropogénicas en la interfaz tierra-mar, como la natación, la pesca y la extracción de recursos bentónicos, que implican contacto directo con agua contaminada y el consumo de marisco contaminados, tienen potencial de generar problemas en la salud de las personas (Mallin *et al.*, 2001).

Actualmente, las enfermedades infecciosas provocadas por microorganismos patógenos humanos en aguas costeras contaminadas son una preocupación significativa para la salud pública, ya que pueden causar brotes de hepatitis A y E, entre otras afecciones (González-Saldía *et al.*, 2019; 2023). A nivel internacional, muchos países utilizan bacterias coliformes como base para establecer criterios, estándares o directrices de calidad del agua recreativa (Boehm and Soller, 2012).

En Chile, según lo mandado en la Ley 19.300 de Bases Generales del Medio Ambiente, el Decreto 144 del Ministerio Secretaría General de la Presidencia “Establece normas de calidad primaria para la protección de las aguas marinas y estuarinas aptas para actividades de recreación con contacto directo”, de manera de salvaguardar la salud de las personas (DS 144/2008).

Debido a lo anterior es que esta serie comunicacional edición especial, pretende explicar, de manera simple, cómo las aguas costeras pueden ser un importante foco de transmisión de enfermedades, debido a la exposición de los usuarios a organismos patógenos presentes en aguas costeras contaminadas desde diversas fuentes. Asimismo, detalla las normativas internacionales y nacionales de calidad de aguas recreativas.

Finalmente, se describen los niveles de coliformes fecales en ciertas regiones de Chile, en base a datos obtenidos del monitoreo de emisarios SISS período 2010-2023.



# BORDE COSTERO Y CUÁL ES SU IMPORTANCIA EN CHILE

En Chile, de acuerdo con la Política Nacional de Uso del Borde Costero, promulgada en 1994, el borde costero se define como “aquella franja del territorio que comprende los terrenos de playa fiscales situados en el litoral, la playa, las bahías, golfos, estrechos y canales interiores, y el mar territorial de la República” (DS 475/1994 del Ministerio de Defensa Nacional). Sin embargo, dicha política se formuló sobre la base de una definición restrictiva del litoral basada en el Código Civil, limitando las costas hasta la línea de playa o, en el mejor de los casos, hasta los 80 metros de terrenos fiscales (en caso de que los haya). Por tanto, y recién en el 2023, la Comisión Nacional de Uso del Borde Costero decidió adoptar un enfoque ecosistémico y reemplazar el concepto de borde costero por el de zona costera (Fundación Terram, 2023).

Las zonas costeras son fronteras ubicadas en la interfaz tierra-mar, a lo largo de aproximadamente 356.000 km de costa en todo el mundo. Las costas han sido históricamente lugar de asentamientos humanos y actividades económicas relevantes en el desarrollo de pueblos y civilizaciones. Más aún, en las últimas décadas, se ha registrado una tendencia a concentrar la población mundial en torno al espacio costero. Chile no escapa a este patrón y actualmente la población del país tiende a concentrarse en torno a grandes conglomerados urbanos y áreas metropolitanas, donde las principales son costeras (Martínez et al., 2019). Además, el 84% de los países del mundo tienen costas en océanos abiertos, mares interiores o ambos (Martínez *et al.*, 2007). Las zonas costeras del mundo son un apoyo a las economías y los medios de vida costeros, más aún, el

turismo costero es un factor complejo para la conservación y el desarrollo económico en dichas zonas (Neumann *et al.*, 2017). Por otra parte, la zona costera ofrece una variedad de servicios ecosistémicos, tales como, provisión de alimentos, protección costera contra la erosión y los fenómenos meteorológicos extremos, regulación del clima y calidad del agua, así como la recreación y el turismo (SSFFAA, 2024).

A lo largo de la costa de Chile, sus habitantes tradicionalmente han dependido de los recursos marinos, pues los sistemas de surgencia costera del borde oriental, como el sistema de la corriente de Humboldt, se encuentran entre los ecosistemas marinos más productivos del mundo. Además, la costa central es, sin duda, el lugar más visitado por los chilenos que escapan de las zonas urbanas, ya que ofrece un ambiente rural y brinda espacio para actividades recreativas, incluidas las actividades marítimas, así como el turismo de “sol y playa” (Martínez *et al.*, 2019).

El turismo en Chile es una actividad en crecimiento y motor de la economía de varias regiones del país. El año 2017 Chile recibió un total de 6,5 millones de visitantes, y los ingresos por visitas de turistas extranjeros ascendieron a 3.600 millones de dólares. Con 83.000 kilómetros de costa y condiciones geológicas y geomorfológicas únicas (Martínez *et al.*, 2019), Chile es un lugar que ofrece una larga costa para el desarrollo del

turismo, siendo una de las fuentes de ingresos más importantes, y parte estratégica de la economía de muchas ciudades costeras (Rangel-Buitrago *et al.*, 2019).

En Chile, la zona costera, es altamente vulnerable al cambio climático ya que es propensa a amenazas naturales como aumento del nivel del mar, tormentas costeras, sequías, fuertes vientos y lluvias e incluso cambio en las corrientes marinas y en la densidad del agua que podrían alterar el régimen de dispersión de los contaminantes descargados al mar mediante emisarios submarinos. Junto con estos efectos provocados por el clima, los impactos antropogénicos incluyen la contaminación marina debido a metales, agroquímicos, materia orgánica, contaminación fecal, entre otros (Grez *et al.*, 2020).

En este contexto, el cambio climático es una amenaza emergente para la salud pública (Mohanty and Mohanty 2009) y los procesos productivos de la zona costera (Sumaila *et al.*, 2011, Gutiérrez *et al.*, 2016, Enríquez-de-Salamanca *et al.*, 2017, Ding *et al.*, 2017). Más aún, en el Sistema de la Corriente de Humboldt, según las evidencias, el cambio climático podría intensificar la surgencia estacional (Bakun *et al.*, 2015) y la acidez del océano con efectos negativos potenciales en estructuras carbonatadas de la biota marina (Orr *et al.*, 2005). Así, por ejemplo, entre el 2002 al 2013, se observó un enfriamiento progresivo en la columna de agua, y un

aumento de la salinidad superficial en esta área. Los cambios se relacionaron con una migración del anticiclón del Pacífico a partir de 2007.

Schneider *et al.* (2017) sugieren que este evento podría estar relacionado con un cambio de condiciones más cálidas y menos salinas en las aguas superficiales a condiciones más frías y salinas, asociadas a una menor precipitación y vientos más fuertes hacia el ecuador. Por último, señalan que estos cambios podrían explicar las tendencias decrecientes en la biomasa de fitoplancton y zooplancton en la zona costera, que incluye la Región del Biobío. Posterior a este periodo se desarrolló el evento ENOS (El Niño Oscilación del Sur) 2015-2016, más cálido y que coincide con un aumento en la pluviosidad y el brote de Hepatitis A en la región del Biobío (González-Saldía *et al.*, 2019).

De esta manera, el gran interés por el uso y desarrollo de actividades dentro de la zona costera ha generado importantes problemas ambientales, provocando desequilibrios ecológicos y ha perjudicado la estabilidad y salud de los ecosistemas (SSFFA, 2024).

# FUENTES DE CONTAMINACIÓN Y EXPOSICIÓN A CONTAMINACIÓN FECAL EN EL BORDE COSTERO

El uso recreativo del borde costero representa una vía importante para la exposición humana a la contaminación fecal transmitida por el agua en las zonas costeras (An *et al.*, 2020). Este tipo de contaminación deteriora la calidad del agua y plantea una grave amenaza para la salud al promover la propagación de enfermedades infecciosas (Russo *et al.*, 2020).

Debido a lo anterior, por un lado, es de suma importancia identificar las fuentes de contaminación fecal, pues su seguimiento es actualmente una herramienta valiosa para la gestión, mitigación y erradicación de esta forma de contaminación (Hagedorn *et al.*, 2011; Rodrigues and Cunha, 2017). Mientras que, por el otro, también cobra relevancia

determinar las fuentes de exposición, pues como se detalla más adelante, el tipo de actividad recreativa que se realizó al momento de la exposición supone un mayor o menor riesgo de contraer enfermedades asociadas a la contaminación fecal en aguas costeras (Russo *et al.*, 2020).

Los patógenos presentes en aguas costeras pueden ser de origen natural o provenir de la contaminación con material fecal transportada por descargas y aguas de escorrentía (Pandey *et al.*, 2014). Los agentes patógenos que se encuentran en las aguas costeras a menudo son el resultado de la contaminación fecal causada por diversas fuentes de contaminación (O'Flaherty *et al.*, 2020). Estos cuadros infecciosos, conoci-

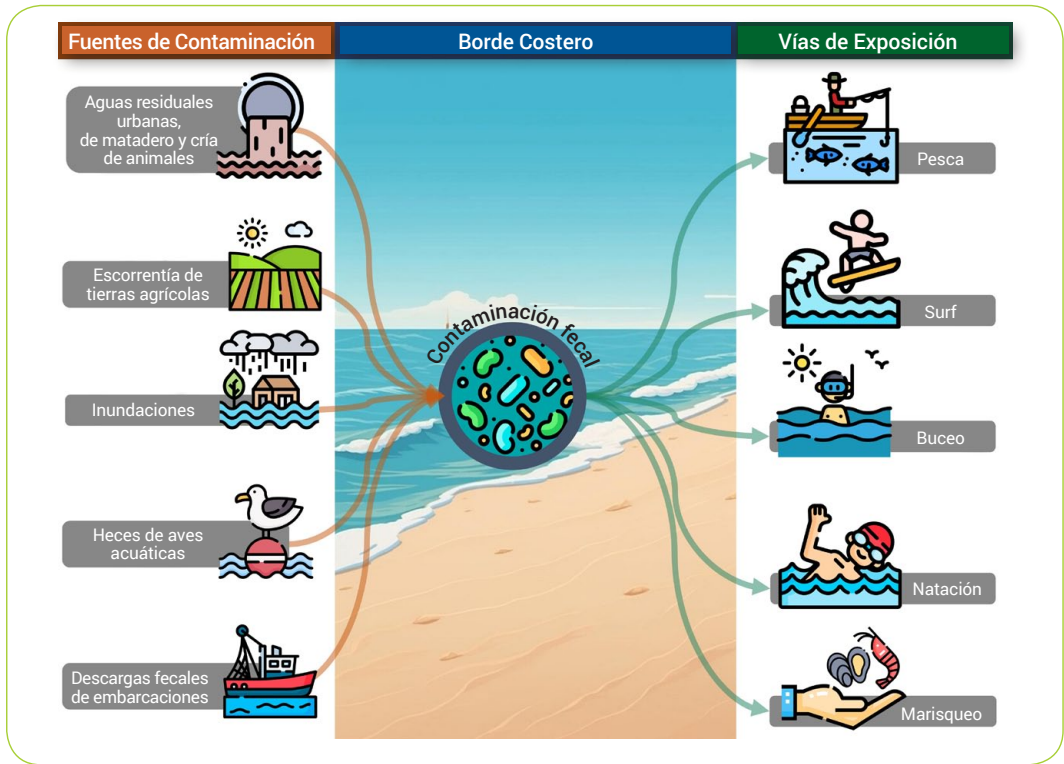


dos como enfermedades talasogénicas, tenían un impacto significativo en la salud mundial. En 2003, se estimaba una pérdida total de aproximadamente 3 millones de días laborales y un costo económico de alrededor de 12 mil millones de dólares anuales (Shuval, 2003).

Las fuentes de contaminación incluyen: descarga de aguas pluviales, aguas residuales urbanas, de mataderos y de cría de animales, afluencias de ríos contaminados, desbordamientos de alcantarillado, especialmente durante períodos de fuertes lluvias, descargas fecales humanas de embarcaciones, heces de aves acuáticas, presencia de animales domésticos y salvajes en las zonas costeras, aguas de escorrentía agrícola, agua subterránea contaminada, entre otras (Boehm *et al.*, 2003; Prasad *et al.*, 2015; Rodrigues and Cunha, 2017; O'Flaherty *et al.*, 2020).

Las fuentes de exposición a contaminantes fecales en aguas costeras es un tema clave, y varía dependiendo de las distintas actividades recreativas. Por tanto, la forma de actividad recreativa jugará un papel importante. La exposición es por contacto directo con la superficie, incluida la piel, los ojos y las membranas mucosas, la inhalación y la ingestión (Almeida *et al.*, 2012). Las fuentes de exposición están relacionadas a las diferentes actividades que se desarrollan en el borde costero, estas incluyen: pesca recreativa y comercial, marisqueo, natación, bu-

ceo, surfear, paseo en bote y esquí acuático, entre otras (Rodrigues and Cunha, 2017). En la Figura 2 se observan algunas fuentes de contaminación y de exposición a contaminación fecal en el borde costero.



**Figura 1.** Fuentes de contaminación y de exposición a contaminación fecal en el borde costero.  
**Fuente:** Elaboración propia.

# COLIFORMES FECALES COMO INDICADORES DE CONTAMINACIÓN

Garantizar la seguridad de las aguas recreativas y la producción de recursos bentónicos es una prioridad en la gestión de los recursos hídricos en zonas costeras, debido a su importancia tanto para bañistas, como para otros usuarios. Un deterioro en la calidad de estas aguas se traduce en un impacto significativo en la economía, particularmente en las zonas turísticas. Por tanto, es necesario contar con un estricto programa de vigilancia de la calidad microbiológica de dichas aguas (Rodrigues and Cunha, 2017).

Para monitorear la calidad microbiológica del agua, se utilizan los microorganismos indicadores de origen fecal. Estos se han utilizado durante siglos como indicadores de la presencia de patógenos humanos. Inclusive la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA, por sus siglas en

inglés Environmental Protection Agency), en el año 1976, recomendó dichas bacterias, específicamente coliformes fecales, para indicar la posible presencia de patógenos en aguas recreativas (McKee and Cruz, 2021). A nivel internacional, muchos países utilizan bacterias coliformes como base para sus criterios, estándares o directrices de calidad del agua recreativa (Boehm and Soller, 2012). Por tanto, uno de los indicadores más comúnmente utilizados en la evaluación de la contaminación fecal de aguas recreativas son el grupo de coliformes (Rodrigues and Cunha, 2017). Las bacterias coliformes incluyen tres grupos diferentes de bacterias: coliformes totales, coliformes fecales y *Escherichia coli* (Niyoyitungiye et al., 2020).

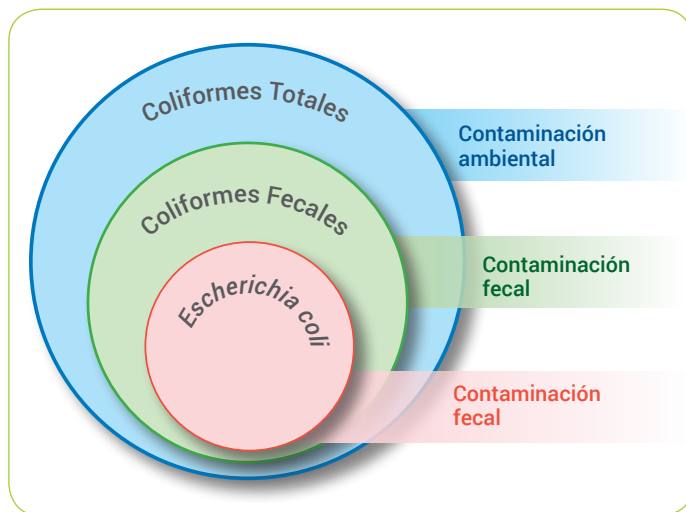
Los coliformes totales son un grupo de bacterias gram negativas, anaeróbicas fa-

cultativas, no formadoras de esporas y con forma de bastón que pueden fermentar la lactosa a ácido y gas a  $\sim 37$  °C en 48 h (Li *et al.*, 2021). Los coliformes totales se originan principalmente en el tracto gastrointestinal de humanos y animales de sangre caliente (es decir, mamíferos y aves) y, por lo tanto, su presencia en el agua puede indicar una posible contaminación fecal (Niyoyitungiye *et al.*, 2020).

Sin embargo, también pueden encontrarse naturalmente en otras fuentes que no están asociadas con la contaminación fecal, lo que pone en duda la asociación exclusiva entre coliformes totales y la contaminación fecal. Por lo tanto, no todos los miembros de coliformes totales son indicadores adecuados de contaminación fecal, y la presencia de coliformes totales no necesariamente indica contaminación fecal, sino más bien contaminación ambiental. Es por esto, que para realizar un seguimiento de la contaminación de origen fecal se propone como indicador utilizar los coliformes fecales (Almeida *et al.*, 2012).

Los coliformes fecales se originan en los intestinos de animales de sangre caliente y son capaces de fermentar la lactosa a  $44,5-45,5$  °C (Li *et al.*, 2021), dado que son termotolerantes. Como subgrupo de coliformes totales, los coliformes fecales tienen mejores asociaciones con la contaminación fecal porque se excluye la parte de origen no fecal. Sin embargo, actualmente es sabido que incluso dentro de la categoría de

coliformes fecales, algunos no son exclusivamente de origen fecal, de ahí la transición a *Escherichia coli* (*E.coli*) como mejor indicador de contaminación fecal. Entre los coliformes fecales, *E. coli* es una especie bacteriana Gram negativa dominante dentro del subgrupo de los coliformes fecales. La mayoría de las *E. coli* son inofensivas y se encuentran en grandes cantidades en los intestinos de las personas y los animales de sangre caliente. Sin embargo, algunas cepas pueden causar enfermedades, y por lo tanto, la presencia de *E. coli* en muestras de agua casi siempre indica contaminación de dicha agua con materia fecal y la posible presencia de organismos patógenos de origen humano (Niyoyitungiye *et al.*, 2020). La Figura 2 describe las relaciones entre coliformes totales, coliformes fecales y *E. coli*.



**Figura 2.**

Relaciones entre coliformes totales, coliformes fecales y *Escherichia coli*.

**Fuente:** Elaboración propia en base a Li *et al.* (2021).

De igual manera, los Enterococos se utilizan como indicadores de contaminación fecal de aguas recreativas en todo el mundo. Los enterococos, son células Gram positivas, esféricas/ovoides, dispuestas en cadenas o en pares. No forman esporas, son anaerobios facultativos y se definen por un rango de temperatura de crecimiento de 10 a 45 °C (Devane *et al.*, 2020). Varios estudios han demostrado una correlación entre concentraciones elevadas de enterococos y los riesgos de que los humanos contraigan gastroenteritis durante el uso de agua recreativa, particularmente cuando hay contaminación de fuente puntual (Byappanahalli *et al.*, 2012), por lo cual, los EE.UU., la Unión Europea (UE) y la Organización Mundial de la Salud (OMS) recomiendan que se adopten como indicador de la calidad del agua recreativa (Boehm and Sassoubre, 2014).

La trazabilidad del origen de la contaminación fecal (FST del inglés Fecal Source Tracking; Roslev and Bukh 2011, He *et al.* 2016), también llamado trazabilidad del origen microbiano (MST del inglés Microbial Source Tracking; Hagedorn *et al.*, 2011), es una subdisciplina emergente de la biología que permite discriminar entre las muchas fuentes posibles de contaminación fecal de las aguas, dado que las bacterias indicadoras fecales (FIB del Inglés Fecal Indicator Bacteria), como *Escherichia coli*, no pueden asociarse a las especies de las cuales que provienen. Así también, varios trabajos han utilizado la detección de especies patógenas y productos químicos específicos en las aguas residuales (Fleming *et al.*, 2006, He *et al.*, 2015, Roslev and Bukh 2011), o genes específicos como sondas moleculares especie-específicas para trazar la contaminación fecal en el

medio ambiente (Hagedorn *et al.*, 2011, Martellini *et al.*, 2005, He *et al.*, 2016).

Entre ellos, los genes presentes en el ADN mitocondrial humano (ADNmH), como por ejemplo el del citocromo b, y los genes mitocondriales NADH deshidrogenasa H-ND5 y H-ND6, han sido utilizado para trazar la contaminación fecal humana en sistemas acuáticos (Martellini *et al.*, 2005, Caldwell *et al.*, 2007, Caldwell *et al.*, 2011, Kapoor *et al.*, 2013, He *et al.*, 2015, He *et al.*, 2016, González-Saldía *et al.*, 2019).

Pese a que se han desarrollado técnicas prometedoras para el análisis de patógenos y su trazabilidad en el ambiente, el monitoreo microbiológico de aguas recreativas, oficialmente aún se basa en la cuantificación de bacterias indicadoras fecales, previamente descritas. Estas constituyen una herramienta de detección de patógenos que permite un seguimiento sencillo y rentable de los cambios en la calidad microbiológica del agua. Desafortunadamente, el inconveniente de los métodos basados en cultivos es que pasa mucho tiempo (18 a 24 h, para enterococos y 48-96 h para coliformes totales y coliformes fecales), antes de obtener resultados, lo que dificulta el suministro de información en tiempo real (APHA, 2005; Rodrigues and Cunha, 2017).

De esta manera no se pueden tomar decisiones oportunas y se aumenta el riesgo, más aún, la contaminación que causó las concentraciones elevadas de indicadores fecales puede haberse disipado, dejando el

cuerpo de agua seguro para su uso cuando finalmente se publique una advertencia (Byappanahalli *et al.*, 2012). No obstante, existen métodos enzimáticos y moleculares alternativos para la obtención de resultados en menor tiempo (3 a 12 horas), para la presencia de coliformes fecales y totales, como lo son la determinación de la actividad enzimática y los genes correspondientes de la  $\beta$ -D-glucuronidasa and  $\beta$ -D-galactosidasa, las cuales son indicadores específicos para *E. coli* y coliformes totales respectivamente (George *et al.*, 2000; Silva, 2014).

Asimismo, la falta de trazabilidad en el tiempo transcurrido entre la toma de muestras y su análisis puede influir significativamente en los resultados. Se ha demostrado que los coliformes fecales pueden disminuir hasta un 90% en los contenedores utilizados para la toma de muestras ambientales, un fenómeno conocido como "efecto botella", durante las primeras 24 horas a 4°C (González-Saldía *et al.*, 2023).

Por lo tanto, una muestra obtenida de un área contaminada con valores p.e. 9900 NMP /100 mL, si no se analiza inmediatamente y se almacena a 4°C, al día siguiente se podría obtener un valor de 990 NMP/100mL, vale decir, bajo la Norma Chilena 1333 (NCh.1333 1978). Por lo tanto, la trazabilidad entre del tiempo de la toma de muestra y su análisis es un punto crítico para determinar, por ejemplo, si un área es apta para realizar actividades recreacionales con contacto directo o si es un peligro para la salud humana.

# ENFERMEDADES ASOCIADAS A PRESENCIA DE COLIFORMES FECALES EN EL BORDE COSTERO

Las aguas costeras pueden ser un importante vehículo de transmisión de enfermedades debido a la exposición de los usuarios a organismos patógenos presentes en los cuerpos de agua (Fleming *et al.*, 2006; 2019; Rodrigues and Cunha, 2017). La contaminación fecal de las aguas costeras de todo el mundo perjudica la calidad del agua y plantea una grave amenaza para la salud de las personas al promover la propagación de enfermedades infecciosas entre los seres humanos, los organismos marinos (Manini *et al.*, 2022) y la sustentabilidad del ecosistema del océano costero (Tuholske *et al.*, 2021). Por ejemplo, se estima que cada año se atribuyen 170 millones de enfermedades entéricas (enfermedades causadas por virus, bacterias y parásitos que causan enfermedades intestinales) y respiratorias

en todo el mundo a nadar en agua contaminada (Napier *et al.*, 2017).

De acuerdo con McKee and Cruz (2021), los patógenos pueden ser transmitidos por vía fecal-oral y estar asociados con enfermedades gastrointestinales, pero también existen otras enfermedades transmitidas por aguas recreativas, incluidas aquellas causadas por inhalación (Pendergraft *et al.*, 2021; 2023), vía de exposición cutánea y ocular, es decir, enfermedades respiratorias (Fleming *et al.*, 2006), sarpullido y dolencias oculares y óticas.

Además, es importante considerar el nivel de exposición, Russo *et al.* (2020) sugiere que el tipo de actividad recreativa que se desarrolle es clave al evaluar el riesgo de

enfermedades asociadas a la contaminación fecal en aguas costeras. Por ejemplo, pescar, lo cual implica menor contacto con el agua, sería menos riesgoso que realizar actividades como nadar o surfear.

Por otro lado, el consumo de productos del mar es otra vía de exposición a contaminación fecal en aguas costeras. Estas proporcionan un hábitat adecuado para moluscos bivalvos y se utilizan ampliamente para el cultivo comercial de estos. Los moluscos bivalvos bioacumulan microorganismos y otros contaminantes de sus aguas de cultivo contaminadas por heces humanas y animales. El consumo de moluscos bivalvos contaminado con patógenos infecciosos puede provocar enfermedades y/o brotes de enfermedades en humanos. Los virus entéricos humanos, incluidos norovirus y virus de la hepatitis A, son responsables de causar la mayoría de los brotes de enfermedades virales transmitidas por moluscos bivalvos (Gyawali and Hewitt, 2020). Debido a esto, para proteger al público de enfermedades asociadas con la exposición al agua recreativa y consumo de productos de mar, se han desarrollado pautas internacionales de calidad del agua mediante la evaluación de las relaciones entre la concentración de indicadores de contaminación fecal y las tasas de enfermedad (Russo *et al.*, 2020).



# NORMATIVA NACIONAL Y GUÍAS EN EL DERECHO COMPARADO SOBRE LA CALIDAD DE AGUA MARINA PARA USO RECREATIVO

En Chile, la dictación de normas de calidad ambiental está contemplado en la Ley de Bases Generales de Medio Ambiente, como una atribución de la potestad reglamentaria del Poder Ejecutivo, ejercida a través del Ministerio de Medio Ambiente, el Ministerio de Salud y los ministerios sectoriales respectivos. La ley, a este respecto, en su artículo segundo literal n) y ñ) distingue dos tipos de normativas de calidad: normas primarias de calidad ambiental y secundarias de calidad ambiental.

La norma primaria corresponde a “aquella que establece los valores de las concentraciones y períodos, máximos o mínimos permisibles de elementos, compuestos, sustancias, derivados químicos o biológicos, energías, radiaciones, vibraciones, rui-

dos o combinación de ellos, cuya presencia o carencia en el ambiente pueda constituir un riesgo para la vida o la salud de la población” (Ley de Bases Generales de Medio Ambiente, 1994). Por su parte, la norma secundaria es “aquella que establece los valores de las concentraciones y períodos, máximos o mínimos permisibles de sustancias, elementos, energía o combinación de ellos, cuya presencia o carencia en el ambiente pueda constituir un riesgo para la protección o la conservación del medio ambiente, o la preservación de la naturaleza” (Ley de Bases Generales de Medio Ambiente, 1994). La normativa que regula específicamente la calidad de aguas para actividades de recreación corresponde al primer grupo (normas primarias de calidad ambiental).

Las “normas de calidad primaria para la protección de las aguas marinas y estuarinas aptas para actividades de recreación con contacto directo” aprobadas, a través del DS 144/2008 del Ministerio Secretaría General de la Presidencia del año 2008, establecen las concentraciones o rangos máximos permitidos para una serie de contaminantes, entre ellos, y como indicador descontaminación fecal, se regula la concentración de los coliformes fecales, los que se norman con un valor de 1000 NMP/100 mL considerando un percentil del 100%.

En la misma norma, se indica también que, de sobrepasarse los niveles señalados, en el caso de los coliformes fecales, se configura una situación de emergencia ambiental diaria (artículo 4). De acuerdo con la Ley 19.300, en caso de declararse una zona como saturada debido a que una o más normas de calidad están sobrepasadas, o como zona latente en el caso de que la medición se sitúe entre el 80% y el 100% del valor normado, se procede a la implementación de un plan de descontaminación o prevención, respectivamente.

La fiscalización y realización de las mediciones correspondientes, de acuerdo con la norma primaria citada, corresponde a la Autoridad Sanitaria dependiente del Ministerio de Salud, remitiéndose a las regulaciones y procedimientos establecidos en el Código Sanitario y demás regulaciones pertinentes (artículo 10). Esta actividad es ejercida

a través de las correspondientes Secretarías Regionales Ministeriales (SEREMI) de Salud. La frecuencia de dicha fiscalización debe establecerse por la Autoridad Sanitaria, estableciendo la norma frecuencias mínimas en el caso de que esta no pueda ser determinada: 1 vez cada 3 meses, en período anual ordinario, y 1 vez por semana, tratándose del monitoreo en época de baño (artículo 6).

En relación a los niveles de la regulación chilena, la OMS en sus directrices sobre la calidad del agua para usos recreativos señala como indicador de contaminación fecal a los enterococos intestinales en un valor de 200 /100 mL (percentil 95%) tanto para agua dulce como para aguas marinas (WHO, 2021).

A nivel internacional, se considera a los enterococos como indicadores clave de contaminación fecal en aguas marinas. En el caso de Canadá (Canadá, 2012), la guía para aguas marinas recreativas utilizadas en actividades de contacto primario (inmersión) establece como indicador de contaminación fecal una concentración máxima de enterococos de 70/100 mL.

En Australia (Australia, 2008) la guía para gestionar el riesgo en aguas recreacionales marinas considera cuatro categorías, y utiliza como indicador de contaminación fecal a los enterococos intestinales. Advierte que concentraciones superiores a 501/100 mL

pueden implicar un riesgo significativo de altos niveles de transmisión de enfermedades.

La Unión Europea (UE, 2006) para la gestión de la calidad de las aguas de baño en aguas costeras y de transición, establece distintos tipos de calidad, la calidad suficiente se define con una concentración de enterococos intestinales de 185 UFC/100 ml (percentil 90) y a una concentración de *E. coli* de 500 UFC/100 mL (percentil 90).

La U.S. EPA (EPA, 2012) establece como criterio de calidad para aguas recreacionales marinas una media geométrica de enterococos de 35 UFC/100 mL y un valor umbral estadístico (percentil 90) de 130 UFC/100 mL.

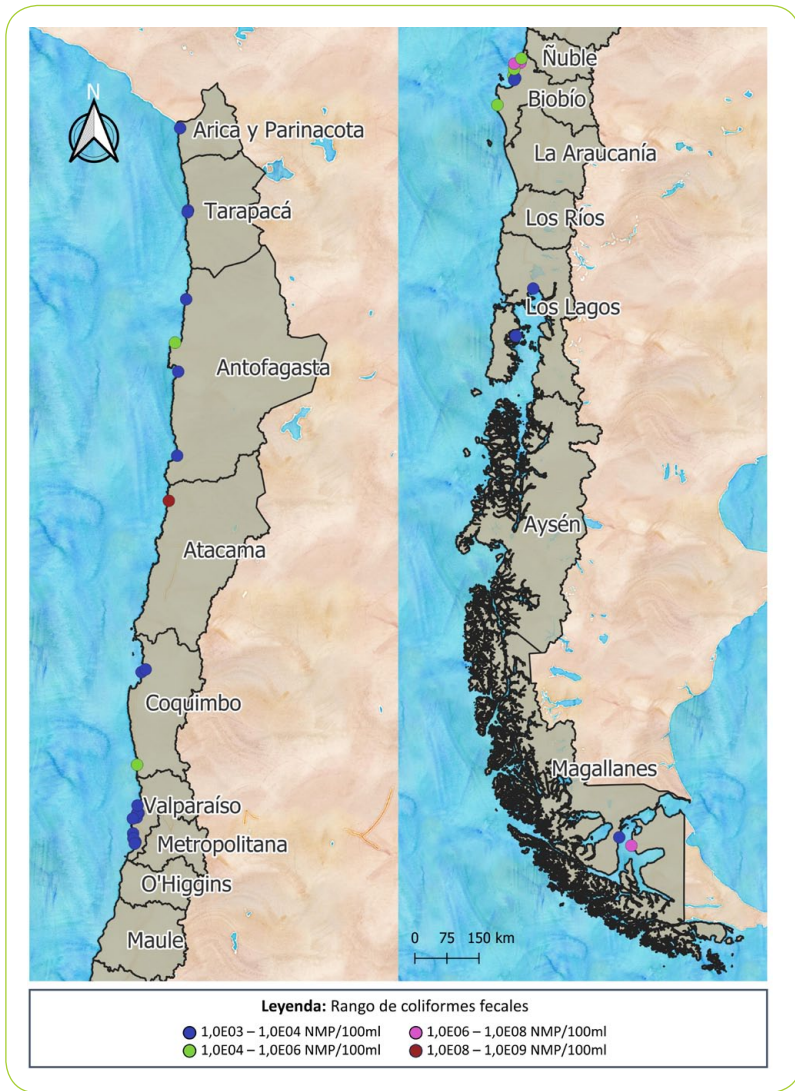
# NIVELES DE COLIFORMES FECALES EN EL BORDE COSTERO DE CHILE

En Chile, el Decreto 144/2008, establece por un lado en su Tabla N°1, las normas primarias anuales de calidad ambiental, donde el valor máximo permitido de coliformes fecales es de 1000 NMP/100ml (percentil 100). Y por el otro, establece los niveles que determinan situaciones de emergencia ambiental diaria, para actividades de recreación con contacto directo, y son los señalados en la Tabla N° 2, donde el nivel de emergencia diario de coliformes fecales equivale a > 1000 NMP/100ml.

Respecto al Decreto 144/2008, y en base a los promedios anuales por región de los datos analizados (Tabla N°1), cabe destacar que tanto en la región de Atacama como en la región del Biobío el valor promedio de coliformes fecales fue >1000 NMP/100 ml permitido. En específico, el promedio fue de 2,7E+04 y 2,9E+07 NMP/100 ml, en los

períodos 2015 y 2016, respectivamente en Atacama, mientras que, para el Biobío, se observaron valores >1000 NMP/100 ml, entre los años 2011-2013.

Sin embargo, en general el promedio anual por periodo informado fue de un orden de magnitud cercano a tres. En la Figura 3 se observan los niveles promedio de coliformes fecales en borde costero de Chile, de acuerdo con datos obtenidos de monitoreo de emisarios submarinos de la Superintendencia de Servicios Sanitarios período 2010-2023, lo cuales están georreferenciados en base a la ubicación de dichos emisarios.



**Figura 3.**

Niveles de coliformes fecales en borde costero de Chile.

**Fuente:** Elaboración propia en base a datos obtenidos de monitoreo de emisarios SISS período 2010-2023.

Como lo muestra la Figura 3, en el mapa de Chile, en la Región de Atacama, específicamente en el borde costero de Chañaral, se observa el mayor promedio de coliformes fecales con una concentración de  $2,1E+08$  NMP/100 ml ( $n=77$ ). Lo siguen el borde costero de Penco ( $n=232$ ) y San Vicente ( $n=88$ ) en la Región del Biobío, ambos con un promedio de  $2,2E+06$  NMP/100 ml. Mientras que en Tocopilla ( $n=14$ ) y Antofagasta (Gran Antofagasta,  $n=127$ ), presentan los promedios más bajos, correspondientes a  $2,3E+03$  y  $2,6 E+03$  NMP/100 ml, respectivamente.

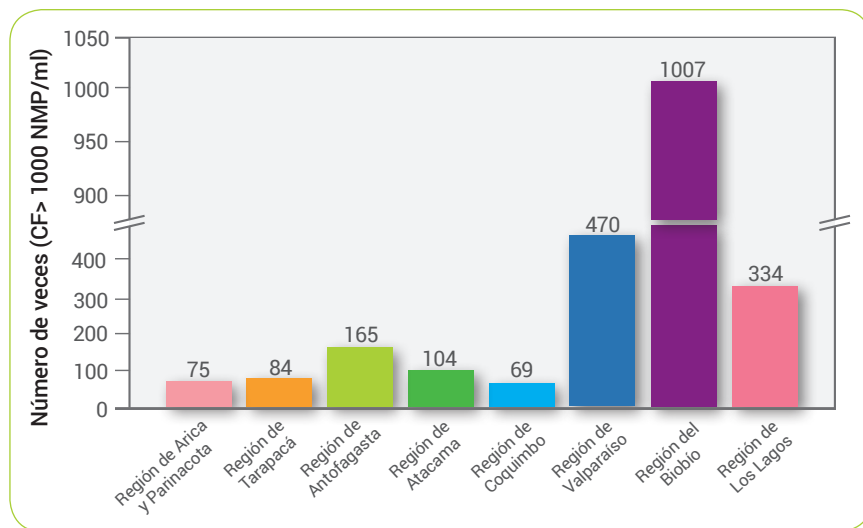
Respecto de la Tabla N°2 (Decreto 144/2008), en el caso de niveles que determinan situaciones de emergencia ambiental diaria, durante el periodo 2010-2023, se obtuvo que 2.308 veces el valor informado

fue  $>1000$  NMP/100 ml, a lo largo de Chile, con rangos entre  $1,1E+03 - 1,6E+10$  NMP/100 ml. Del total de casos, la Región del Biobío representa un 43,6% del total de veces, seguida por la Región de Valparaíso con 20,3%. En la Figura 4 se observa el número de veces que el nivel de coliformes fecales superó lo indicado en la Tabla N°2 (Decreto 144/2008), esto corresponde a las veces en que los valores superaron los 1000 NMP/100 ml diarios, en algunas regiones de Chile.

**Figura 4.**

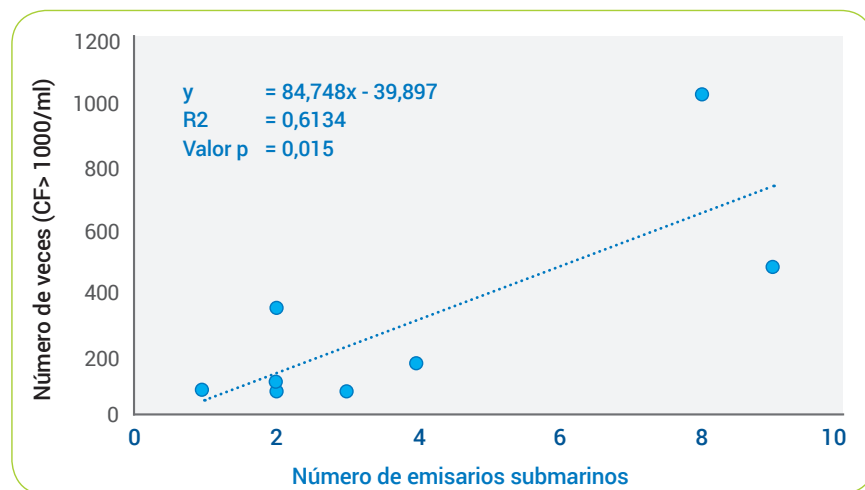
Número de veces que el nivel de coliformes fecales superó lo indicado en la Tabla N°2, del Decreto 144/2008.

**Fuente:** Elaboración propia en base a datos obtenidos de monitoreo de emisarios SISS periodo 2010-2023.



Al considerar el número de veces en que el nivel de coliformes fecales superó los 1000 NMP/100 mL, según la Figura 4, y el número de emisarios submarinos declarados como Plantas de Tratamiento de Aguas Servidas (PTAS) en operación, según la SISS (2024), se observa una correlación positiva y significativa entre ambas variables (Figura 5). Esto sugiere que, en al menos el 61,3% de los casos en que se superó la norma, la presencia de emisarios submarinos podría ser la causa. Según este modelo, un aumento en el número de emisarios submarinos incrementaría los eventos en los que la contaminación fecal supera la norma establecida.

**Figura 5.** Regresión lineal entre el número de emisarios submarinos por región de Chile y el número de veces que fue superado el valor de 1000 NMP/100mL en la misma región.  
**Fuente:** Elaboración propia.



De acuerdo con la literatura, un aumento en las concentraciones de coliformes fecales en las aguas costeras puede estar asociado con eventos que aumentan el nivel del mar, lo que causa inundaciones (Laureano-Rosario *et al.*, 2021). La relación entre la lluvia y el nivel de indicadores de contaminación fecal ha sido reportada por muchas investigaciones, inclusive, varios lugares alrededor del mundo emiten cierres preventivos de playas asociados con la lluvia.

Zhang *et al.*, (2013) concluyó que existe una clara relación entre la precipitación pluvial y un número elevado de indicadores microbiológicos. Sus resultados revelaron que el nivel máximo de bacterias indicadoras equivalente a 10090 UFC/100 ml, el cual se alcanzó dentro de las 6 h siguientes a la incidencia de la lluvia, mientras que en días secos el máximo fue de 1530 UFC/100 ml. Respecto de la Región de Atacama, en marzo de 2015, la región fue golpeada por precipitaciones inusuales (> 40 mm) que provocaron crecidas, desborde de ríos y grandes flujos aluvionales que afectaron a diferentes ciudades de la región como Chañaral y Copiapó (Salas, 2017). Este evento pudo movilizar y transportar coliformes fecales al borde costero de la Región de Atacama, más aún, respecto a los datos analizados durante el año 2015 se observó un aumento de 5 veces la cantidad de valores >1000 NMP/100 ml de coliformes fecales, en relación al año 2014.

Finalmente, como consecuencia para la salud de las personas, González-Saldía *et al.*, (2019), encontró que entre los años 2014 y 2016, en la zona costera de la Región del Biobío se estableció una concordancia durante la primavera de 2015, entre los máximos valores promedios de colimetría fecal y el máximo número de casos de hepatitis A reportados por el Ministerio de Salud. La situación epidemiológica de la hepatitis A en la Región del Biobío demuestra que esta área ha estado en una condición de epidemia desde el 2014, situación que no ha cambiado radicalmente hasta el 2019.

Más aún, para el periodo 2014 - 2019, esta región posee, por lejos, la mayor mediana de hepatitis A (918 casos) registrada en país (González-Saldía *et al.*, 2023). En este trabajo, además se reporta la presencia de este virus en mitílidos (*Perumytilus purpuratus*), recolectados del intermareal rocoso y muestras de agua obtenidas de la zona de barrido de la ola de la Bahía de Concepción durante los años 2011 y 2017, respectivamente. De acuerdo con datos entregados por la SISS, durante el año 2013, se registró el máximo promedio anual de coliformes fecales con un valor de  $1,2E+06$  NMP/100ml, en el borde costero de la Región del Biobío.





# RECOMENDACIONES Y PERSPECTIVAS FUTURAS

El cambio climático y sus efectos en el aumento de temperatura y régimen de precipitaciones inusuales seguirán siendo eventos frecuentes en el territorio chileno. Por tanto, se prevé que los monitoreos en recuento de niveles de coliformes fecales en el borde costero, podrían seguir siendo un problema para la seguridad de la salud de las personas cuando realizan actividades de recreación con contacto directo.

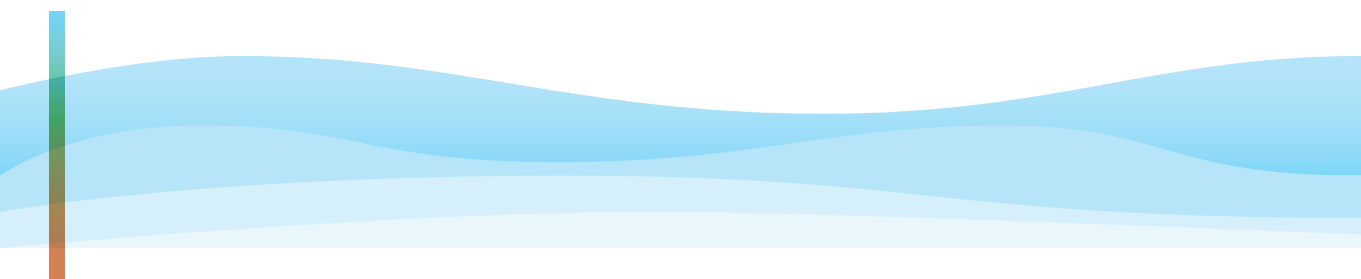
Desde una perspectiva técnica, es muy relevante seguir evaluando la contaminación por coliformes fecales en el borde costero de acuerdo con el nivel de régimen pluvial (alto y bajo), y también evaluar el impacto de los emisarios submarinos en la concentración de estos microorganismos patógenos en el borde costero, sobre todo debido al alza de la temperatura del mar. Pues a ma-

yor temperatura hay mayor incidencia en la duplicación y crecimiento de la población microbiana de coliformes fecales.

Particularmente, bajo el escenario de cambio climático, es importante evaluar las estrategias que hoy día existen, respecto de emisarios que descargan aguas servidas y/o residuos líquidos industriales en zonas conectadas o cercanas a la costa, como es el caso de descargas en zonas de bahías, de tal forma, que la tecnología usada permita salvaguardar la salud de la población humana costera, sus actividades económicas y desarrollo social para enfrentar los desafíos de los cambios en el ecosistema costero producto del calentamiento global, que hoy enfrenta la humanidad.

Desde una perspectiva jurídica se sugiere considerar:

- a) Ajuste de los estándares de concentración de coliformes fecales del reglamento chileno a los niveles recomendados por la OMS, y mejora de los estándares de diseño de los sistemas de tratamiento de aguas residuales, considerando la posible intensificación de las lluvias como efecto del cambio climático.
- b) Adecuar y sistematizar la regulación de las costas, fortaleciendo la planificación territorial vinculante para dichas zonas de manera participativa y descentralizada, y estableciendo un eje central en los aspectos ambientales.
- c) Establecer en la reglamentación los procedimientos de coordinación entre los organismos ambientales, de defensa y la autoridad sanitaria para actuar en situaciones de emergencia por contaminación de costas.





# REFERENCIAS

- Almeida C., González S.O., Mallea M., González P. 2012. A recreational water quality index using chemical, physical and microbiological parameters. *Environmental Science and Pollution Research*, 19, 3400-3411.
- An X.L., Wang J.Y., Pu Q., Li H., Pan T., Li H.Q., Pan F.X., Su J.Q. 2020. High-throughput diagnosis of human pathogens and fecal contamination in marine recreational water. *Environmental Research*, 190, 109982.
- APHA (American Public Health Association). 2005. American Water Works Association & Water Pollution Control Federation. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21 ed. (Washington, 55 pp).
- Australia. 2008. Guidelines for Managing Risk in Recreational Water. Disponible en: <https://www.waterquality.gov.au/guidelines/recreational>.
- Bakun A., Black B.A., Bograd S.J., Garcia-Reyes M., Miller A.J., Rykaczewski R.R., Sydesman W.J. 2015. Anticipated effects of climate change on coastal upwelling ecosystems. *Current Climate Change Reports*, 1, 85-93.
- Boehm A.B., Fuhrman J.A., Mrše R.D., Grant S.B. 2003. Tiered approach for identification of a human fecal pollution source at a recreational beach: case study at Avalon Bay, Catalina Island, California. *Environmental Science & Technology*, 37(4), 673-680.
- Boehm A.B., Sassoubre L.M. 2014. Enterococci as indicators of environmental fecal contamination. In: *Enterococci: From Commensals to Leading Causes of Drug Resistant Infection*. Massachusetts Eye and Ear Infirmary, Boston.

- Boehm A.B., Soller J.A. 2012. Recreational water risk: pathogens and fecal indicators. In *Environmental Toxicology: Selected Entries from the Encyclopedia of Sustainability Science and Technology* (pp. 441-459). New York, NY: Springer New York.
- Byappanahalli M.N., Nevers M.B., Korajkic A., Staley Z.R., Harwood V.J. 2012. Enterococci in the environment. *Microbiology and Molecular Biology Reviews*, 76(4), 685-706.
- Cahoon L.B., Hales J.C., Carey E.S., Loucaides S., Rowland K.R., Toothman B.R. 2016. Multiple modes of water quality impairment by fecal contamination in a rapidly developing coastal area: southwest Brunswick County, North Carolina. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188, 1-13.
- Canada. 2012. Guidelines for Canadian Recreational Water Quality – Third Edition. Disponible en: <https://www.canada.ca/en/health-canada/services/publications/healthy-living/guidelines-canadian-recreational-water-quality-third-edition.html>
- Caldwell J., Payment P., Villemur R. 2007. Mitochondrial DNA as source tracking markers of fecal contamination: In *Microbial Source Tracking: Methods, Applications, and Case Studies*, Springer New York, USA.
- Caldwell J., Payment P., Villemur R. 2011. Mitochondrial DNA as source tracking markers of fecal contamination: In *Microbial Source Tracking: Methods, Applications, and Case Studies*, Springer New York, USA.
- Devane M.L., Moriarty E., Weaver L., Cookson A., Gilpin B. 2020. Fecal indicator bacteria from environmental sources; strategies for identification to improve water quality monitoring. *Water Research*, 185, 116204.
- Ding Q., Chen X., Hilborn R., Chen Y. 2017. Vulnerability to impacts of climate change on marine fisheries and food security. *Marine Policy*, 83, 55-61.
- DS 144/2008 de la Secretaria General de la República. Establece normas de calidad primaria para la protección de las aguas marinas y estuarinas aptas para actividades de recreación con contacto directo.
- DS 475/1994 del Ministerio de Defensa Nacional. Política nacional de uso del borde costero del litoral de la República y crea comisión nacional que indica.
- Enríquez-de-Salamanca Á., Díaz-Sierra R., Martín-Aranda R.M., Santos M.J. 2017. Environmental impacts of climate change adaptation. *Environmental Impact Assessment Review*, 64, 87-96.

- EPA (Environmental Protection Agency). 2012. Recreational Water Quality Criteria. Disponible en: <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-10/documents/rwqc2012.pdf>
- Fleming L.E., Broad K., Clement A., Dewailly E., Elmir S., Knap A., Pomponi S.A., Smith S., Solo Gabriele H., Walsh P. 2006. Oceans and human health: emerging public health risks in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 53(10), 545-560.
- Fleming L.E., Maycock, B., White M.P., Dpledge M.H. 2019. Fostering human health through ocean sustainability in the 21st century. *People and Nature*, 1(3), 276-283.
- Fundación Terram. 2023. Comisión Nacional de Uso del Borde Costero decide adoptar el concepto de “borde costero” por el de “zona costera”. Disponible en: <https://www.terram.cl/2023/05/comision-nacional-de-uso-del-borde-costero-decide-adoptar-el-concepto-de-borde-costero-por-el-de-zona-costera/>
- George I., Petit M., Servais, P. 2000. Use of enzymatic methods for rapid enumeration of coliforms in freshwaters. *Journal of Applied Microbiology*, 88(3), 404-413.
- González-Saldía R., Rueda-Seguel I., Stuardo M., Lagos F., Krautz M.C. 2023. Océano, clima y salud: trazabilidad de la contaminación fecal humana en el ecosistema marino y aguas continentales en un escenario de cambio climático: En Agua, Ecosistemas y Salud Pública, Editorial Universidad de Concepción, Concepción, Chile.
- González-Saldía R.R., Pino-Maureira N.L., Muñoz C., Soto L., Durán E., Barra M.J., Gutiérrez S., Díaz, V., Saavedra A. 2019. Fecal pollution source tracking and thalassogenic diseases: The temporal-spatial concordance between maximum concentrations of human mitochondrial DNA in seawater and Hepatitis A outbreaks among a coastal population. *Science of the Total Environment*, 686, 158-170.
- Grez P.W., Aguirre C., Farías L., Contreras-López M., Masotti Í. 2020. Evidence of climate-driven changes on atmospheric, hydrological, and oceanographic variables along the Chilean coastal zone. *Climatic Change*, 163, 633-652.
- Griffin D.W., Donaldson K.A., Paul J.H., Rose J.B. 2003. Pathogenic human viruses in coastal waters. *Clinical Microbiology Reviews*, 16(1), 129-143.

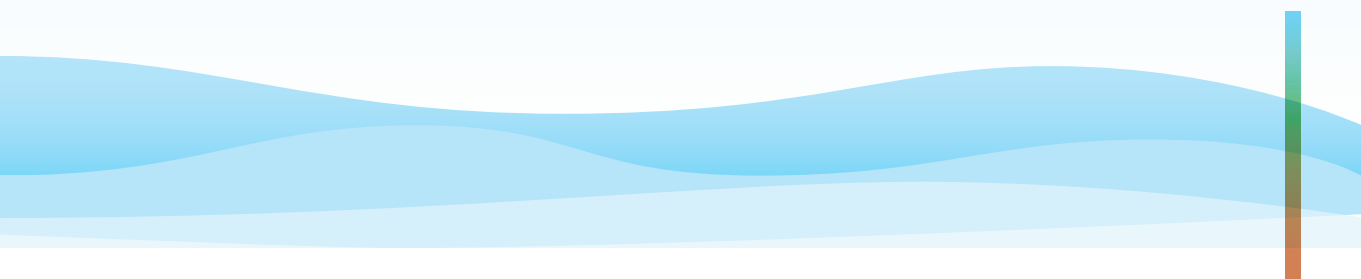
- Gutiérrez O., Panario D., Nagy G.J., Bidegain M., Montes C. 2016. Climate teleconnections and indicators of coastal systems response. *Ocean & Coastal Management*, 122, 64-76.
- Gyawali P., Hewitt J. 2020. Faecal contamination in bivalve molluscan shellfish: can the application of the microbial source tracking method minimize public health risks? Current Opinion in *Environmental Science & Health*, 16, 14-21.
- Hagedorn C., Blanch A.R., Harwood V.J. 2011. Microbial Source Tracking: Methods, Applications, and Case Studies. Springer Science & Business Media, New York, USA.
- He X., Liu P., Zheng G., Chen H., Shi W., Cui Y., Ren H., Zhang X.X. 2016. Evaluation of five microbial and four mitochondrial DNA markers for tracking human and pig fecal pollution in freshwater. *Scientific Reports*, 6.
- He X., Chen H., Shi W., Cui Y., Zhang X.X. 2015. Persistence of mitochondrial DNA markers as fecal indicators in water environments. *Science of the Total Environment*, 533: 383-390.
- Laureano-Rosario A.E., Symonds E.M., González-Fernández A., Alvarado D.M., Navarro P.R., Badilla-Aguilar A., Rueda-Roa D., Otis D.B., Harwood V.J., Cairns M.R., Muller-Karger F.E. 2021. The relationship between environmental parameters and microbial water quality at two Costa Rican beaches from 2002 to 2017. *Marine Pollution Bulletin*, 163, 111957.
- Ley de Bases Generales de Medio Ambiente. 1994.
- Leiva A.M., González Y., Gómez G., Vidal G. 2023. Potenciales efectos del reúso de las aguas servidas tratadas en la agricultura: desafíos de las tecnologías de tratamiento en Chile. En *Agua, Ecosistemas y Salud Pública* (pp. 33-54). Concepción, Chile: Editorial Universidad de Concepción.
- Li E., Saleem F., Edge T.A., Schellhorn H.E. 2021. Biological indicators for fecal pollution detection and source tracking: A review. *Processes*, 9(11), 2058.
- Mallin M.A., Ensign S.H., McIver M.R., Shank G.C., Fowler P.K. 2001. Demographic, landscape, and meteorological factors controlling the microbial pollution of coastal waters. *The Ecology and Etiology of Newly Emerging Marine Diseases*, 185-193.
- Manini E., Baldrighi E., Ricci F., Grilli F., Giovannelli D., Intoccia M., Casabianca S., Cappellacci S., Marinchel N., Penna P., Moro F., Campanelli A., Cordone A., Correggia M., Bastoni D., Bolognini L., Marini M., Penna A. 2022. Assessment of spatio-temporal variability of faecal pollution along coastal waters during and after rainfall events. *Water*, 14(3), 502.
- Martellini A., Payment P., Villemur, R. 2005. Use of eukaryotic mitochondrial DNA to differentiate human, bovine, porcine and ovine sources in fecally contaminated surface water. *Water Research*, 39(4), 541-548.

- Martínez C., Arenas F., Bergamini K., Urrea J. 2019. Hacia una ley de costas en Chile: criterios y desafíos en un contexto de cambio climático. Serie Policy Papers CIGIDEN. Disponible en: [https://www.cigiden.cl/wp-content/uploads/2019/10/PP\\_LeyBordeCostero\\_digital.pdf](https://www.cigiden.cl/wp-content/uploads/2019/10/PP_LeyBordeCostero_digital.pdf)
- Martínez M.L., Intralawan A., Vázquez G., Pérez-Maqueo O., Sutton P., Landgrave R. 2007. The coasts of our world: Ecological, economic and social importance. *Ecological Economics*, 63(2-3), 254-272.
- McKee A.M., Cruz M.A. 2021. Microbial and viral indicators of pathogens and human health risks from recreational exposure to waters impaired by fecal contamination. *Journal of Sustainable Water in the Built Environment*, 7(2), 03121001.
- Mohanty S., Mohanty B.P. 2009. Global climate change: A cause of concern. *National Academy Science Letters*, 32(5-6), 149-156.
- Napier M.D., Haugland R., Poole C., Dufour A.P., Stewart J.R., Weber D.J., Varma M., Lavender J.S., Wade T.J. Exposure to human-associated fecal indicators and self-reported illness among swimmers at recreational beaches: a cohort study. *Environmental Health*, 16(1), 1-15.
- Neumann B., Ott K., Kenchington R. 2017. Strong sustainability in coastal areas: a conceptual interpretation of SDG 14. *Sustainability Science*, 12, 1019-1035.
- Nguyen T.T., Bonetti J., Rogers K., Woodroffe C.D. 2016. Indicator-based assessment of climate-change impacts on coasts: A review of concepts, methodological approaches and vulnerability indices. *Ocean & Coastal Management*, 123, 18-43.
- Niyoyitungiye L., Giri A., Ndayisenga M. 2020. Assessment of coliforms bacteria contamination in Lake Tanganyika as bioindicators of recreational and drinking water quality. *South Asian Journal of Research in Microbiology*, 6(3), 9–16.
- Orr J.C., Fabry, V.J., Aumont O., Bopp, L. et al. 2005. Anthropogenic ocean acidification over the twenty-first century and its impact on calcifying organisms. *Nature*, 437(7059), 681.
- Schneider W., Donoso J., Garces J. 2017. Water-column cooling and sea surface salinity increase in the upwelling region off central-south Chile driven by a poleward displacement of the South Pacific High. *Progress in Oceanography*, 151, 38–48.
- O’Flaherty E., Solimini A., Pantanella F., Cummins E. 2019. The potential human exposure to antibiotic resistant-*Escherichia coli* through recreational water. *Science of the Total Environment*, 650, 786-795.



- Pendergraft M. A., Grimes D. J., Giddings S. N., Feddersen F., Beall C. M., Lee C., Santander M. V., Prather K.A. 2021. Airborne transmission pathway for coastal water pollution. *PeerJ*, 9, e11358.
- Pendergraft M.A., Belda-Ferre P., Petras D., Morris C.K., Mitts B.A., Aron A.T., Bryant M., Schwartz T., Ackermann G., Humphrey G., Kaandorp E., Dorrestein P.C., Knight R., Prather, K.A. 2023. Bacterial and chemical evidence of coastal water pollution from the Tijuana River in sea spray aerosol. *Environmental Science & Technology*, 57(10), 4071-4081.
- Pandey P.K., Kass P.H., Soupir M.L., Biswas S., Singh V.P. 2014. Contamination of water resources by pathogenic bacteria. *AMB Express*, 4, 1-16.
- Prasad V.R., Srinivas T.N.R., Sarma V.V.S.S. 2015. Influence of river discharge on abundance and dissemination of heterotrophic, indicator and pathogenic bacteria along the east coast of India. *Marine Pollution Bulletin*, 95(1), 115-125.
- Rangel-Buitrago N., Vergara-Cortés H., Barría-Herrera J., Contreras-López M., Agredano R. 2019. Marine debris occurrence along Las Salinas beach, Viña Del Mar (Chile): magnitudes, impacts and management. *Ocean & Coastal Management*, 178, 104842.
- Rodrigues C., Cunha M.Â. 2017. Assessment of the microbiological quality of recreational waters: indicators and methods. *Euro-Mediterranean Journal for Environmental Integration*, 2, 1-18.
- Roslev P., Bukh A.S. 2011. State of the art molecular markers for fecal pollution source tracking in water. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 89(5), 1341-1355.
- Russo G.S., Eftim S.E., Goldstone A.E., Dufour A.P., Nappier S.P., Wade T.J. 2020. Evaluating health risks associated with exposure to ambient surface waters during recreational activities: a systematic review and meta-analysis. *Water Research*, 176, 115729.
- Salas N.A. 2017. Prospección geoquímica en Chañaral después del aluvión de marzo de 2015, Región de Atacama, Chile.
- Shuval H. 2003. Estimating the global burden of thalassogenic diseases: human infectious diseases caused by wastewater pollution of the marine environment. *Journal of Water and Health*, 1(2), 53-64.
- Silva D.M. 2014. Development of Enzymatic and Molecular Methods for the Detection of *Escherichia coli*, Total Coliforms and *Vibrio cholerae* in Water Samples (Doctoral dissertation, Universidade do Minho, Portugal).

- SISS. 2024. Disponible en: <http://www.siss.gob.cl/586/w3-propertyvalue-6403.html>
- SSFFAA (Subsecretaría para las Fuerzas Armadas). 2024. Anteproyecto del Plan de Adaptación al Cambio Climático para la Zona Costera (PACC-ZC).
- Sumaila U.R., Cheung W.W., Lam V.W., Pauly D., Herrick S. 2011. Climate change impacts on the biophysics and economics of world fisheries. *Nature Climate Change*, 1(9), 449-456.
- Tuholske C., Halpern B.S., Blasco G., Villaseñor J.C., Frazier M., Caylor K. 2021. Mapping global inputs and impacts from of human sewage in coastal ecosystems. *PLoS ONE* 16(11): e0258898.
- UE (Unión Europea). 2006. Directiva 2006/7/CE del Parlamento Europeo y del Consejo relativa a la gestión de la calidad de las aguas de baño. EUR-Lex - 02006L0007-20140101 - EN - EUR-Lex (europa.eu). <https://eur-lex.europa.eu/ES/legal-content/summary/bathing-water-quality.html>
- Wang J., Deng Z. 2019. Modeling and predicting fecal coliform bacteria levels in oyster harvest waters along Louisiana Gulf coast. *Ecological Indicators*, 101, 212-220.
- WHO (World Health Organization). 2021. Guidelines on Recreational Water Quality, Volume 1. Coastal and Fresh Waters. Disponible en: <https://iris.who.int/bitstream/handle/10665/342625/9789240031302-eng.pdf?sequence=1>
- Zhang W., Wang J., Fan J., Gao D., Ju H. 2013. Effects of rainfall on microbial water quality on Qingdao No. 1 Bathing Beach, China. *Marine Pollution Bulletin*, 66(1-2), 185-190.





**CRHIAM**  
CENTRO DE RECURSOS HÍDRICOS PARA LA AGRICULTURA Y LA MINERÍA  
ANID/FONDAP/1523A0001

# Contaminación Fecal en el Borde Costero del País



Universidad de Concepción



UNIVERSIDAD  
DE LA FRONTERA



Universidad del Desarrollo  
Universidad de Excelencia

