



Propuestas para guía de evaluación de impactos de plantas desalinizadoras por osmosis inversa

metodologías y análisis





INFORME DE PROYECTO ANID IDEA ID23I10336:

IDRO:

**EVALUACIÓN Y MODELACIÓN DE IMPACTOS AMBIENTALES
DE PLANTAS DESALINIZADORAS POR OSMOSIS INVERSA**

Preparado por:
Equipo ANID IDEA ID23I10336

Valparaíso, 2025 (versión 29-07-2025)





COAUTORES

Somos un grupo interdisciplinario de investigadores del Departamento de Ingeniería Química y Ambiental de la Universidad Técnica Federico Santa María, del Departamento de Ecología y Biodiversidad de la Universidad Andrés Bello y de la Escuela de Ingeniería Oceánica de la Universidad de Valparaíso.

Universidad Técnica Federico Santa María

Dr. Adrián Ortiz (Director), Dra. Camila Mery (Directora Alterna), Dra. Paula Guerra, Roberto Meza (Ingeniero Civil Ambiental), MSc. Leonardo Guerra (Economista Ambiental), Matías Muñoz (Ingeniero Civil Químico), Carmen Carrasco (Ingeniera Civil Ambiental), Javier Cuadra (Ingeniero Civil Químico), Sandra Veliz (Mg. Ing.)

Universidad de Valparaíso

Dr. Patricio Winckler (Responsable UV), Jorge Pérez (Ingeniero Civil Oceánico), Alexandra Bruna (Ingeniera Civil Oceánica), Msc. Pablo Córdova (Oceanógrafo), Javier Aguirre (Ingeniero Civil Ambiental)

Universidad Andrés Bello

Dr. Cristián Duarte (Responsable UNAB), Msc. Francesca Carrión (Bióloga Marina)



AGRADECIMIENTOS

Este proyecto fue financiado por la Agencia Nacional de Investigación y Desarrollo (ANID) mediante el concurso IDeA I+D 2023 (proyecto ID23I10336). Nuestro especial reconocimiento a las Ilustres Municipalidades de Casablanca y Viña del Mar por su participación como entidades asociadas, lo que hizo posible el desarrollo de la investigación. Contamos también con la colaboración del Comité de Agua Potable Rural de Quintay y de la Planta Desaladora La Ballena (Ilustre Municipalidad de La Ligua), quienes brindaron acceso a sus instalaciones y suministraron muestras de agua de descarte de sus plantas de ósmosis inversa, insumos críticos para desarrollar el estudio. Asimismo, expresamos nuestra gratitud a la Superintendencia de Servicios Sanitarios, al Instituto Milenio en Socio-Ecología Costera SECOS (ICN2019_015), al proyecto ANID PIA/BASAL (AFB240003), al Centro de Observación Marino para Estudios de Riesgos del Ambiente Costero (COSTAR) y al Centro Nacional de Investigación para la Gestión Integrada de Desastres Naturales (CIGIDEN).

TABLA DE CONTENIDOS

AGRADECIMIENTOS	3
RESUMEN EJECUTIVO	6
1 INTRODUCCIÓN	7
1.1 ESTRUCTURA DEL INFORME	10
2 GUÍAS PARA EVALUACIÓN DE IMPACTOS AMBIENTALES	11
2.1 GUÍAS DEL SERVICIO DE EVALUACIÓN AMBIENTAL	11
2.2 GUÍAS DE LA AUTORIDAD MARÍTIMA	18
2.3 INFORME COMITÉ ASESOR MINISTERIAL CIENTÍFICO SOBRE CAMBIO CLIMÁTICO	19
2.4 GUÍAS EXTRANJERAS	19
2.5 BRECHAS DETECTADAS EN EL MARCO NORMATIVO	21
3 DESCRIPCIÓN PLANTAS DE OSMOSIS INVERSA	23
3.1 CAPTACIÓN DE AGUA DE MAR	24
3.2 PRETRATAMIENTO	26
3.3 PROCESO DE ÓSMOSIS INVERSA	27
3.4 POST-TRATAMIENTO	29
3.5 DESCARGA Y MANEJO DE SALMUERA	30
4 EVALUACIÓN DE IMPACTOS AMBIENTALES USANDO ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA	33
4.1 INTRODUCCIÓN	33
4.2 METODOLOGÍA DE ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA	33
4.3 CASOS DE ESTUDIO	35
4.3.1 CASO BASE: DESALACIÓN DE AGUA DE MAR EN VALPARAÍSO	37
4.3.2 INFLUENCIA DEL AGUA DE MAR USADA EN IMPACTOS AMBIENTALES	39
4.3.3 INFLUENCIA DEL CONSUMO ELÉCTRICO Y MATRIZ ELÉCTRICA SOBRE LOS IMPACTOS	40
4.3.4 INFLUENCIA DEL ACONDICIONAMIENTO DEL AGUA PROducIDA SOBRE LOS IMPACTOS	42
4.3.5 INFLUENCIA DE LA VIDA ÚTIL DE LAS MEMBRANAS SOBRE LOS IMPACTOS	43
4.3.6 MODELO ENDPOINT	44
4.3.7 CONCLUSIONES	45
5 IMPACTOS DE LA CAPTACIÓN DE AGUA DE MAR	47
5.1 INTRODUCCIÓN	47
5.2 MEDIDAS DE MITIGACIÓN	52
6 IMPACTOS DE LA DESCARGA DE SALMUERA	53
6.1 INTRODUCCIÓN	53
6.2 INTERACCIÓN DE LA DESCARGA DE SALMUERA CON EL MEDIO FÍSICO	53
6.2.1 FORZANTES HIDRODINÁMICOS	53
6.2.2 PROCESOS DE MEZCLA	54
6.2.3 ESTUDIOS DE CAMPO	56
6.2.4 MODELACIÓN DE DESCARGAS DE SALMUERA	62

6.3	IMPACTOS DE LA SALMUERA EN ESPECIES DE INTERÉS ECOLÓGICO	82
6.3.1	INTRODUCCIÓN	82
6.3.2	METODOLOGÍA	83
6.3.3	RESULTADOS	90
6.3.4	CONCLUSIÓN	91
7	IMPACTOS SOCIOECONÓMICOS	93
7.1	INTRODUCCIÓN	93
7.2	METODOLOGÍA	95
7.2.1	ETAPA I: DIAGNÓSTICO Y PLANIFICACIÓN CONTEXTUAL	97
7.3	ETAPA II: TRABAJO TERRITORIAL Y LEVANTAMIENTO DE PERCEPCIONES	98
7.3.1	ETAPA III: SISTEMATIZACIÓN, VALIDACIÓN E INTEGRACIÓN DE RESULTADOS	99
7.4	CASO DE ESTUDIO	100
8	IMPACTOS EN LA SALUD HUMANA	107
8.1	INTRODUCCIÓN	107
8.2	METODOLOGÍA DE TRABAJO.	108
8.3	REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA	108
8.3.1	NUTRIENTES EN AGUA POTABLE	108
8.3.2	EFEKTOS DE LA BAJA INGESTA DE MAGNESIO Y CALCIO EN LA SALUD HUMANA.	111
8.3.3	CALIDAD DEL AGUA DESALINIZADA	114
8.3.4	LEGISLACIÓN	116
8.4	CONCLUSIONES	118
8.5	RECOMENDACIONES	118
9	RECOMENDACIONES	120
9.1	PROPUESTA DE ESCALA PARA CLASIFICACIÓN DE PROYECTOS	120
9.2	PROPUESTA METODOLÓGICA DE EVALUACIÓN DEL ÁREA DE INFLUENCIA	121
10	REFERENCIAS	125
	CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN	125
	CAPÍTULO 2. GUÍAS PARA EVALUACIÓN DE IMPACTOS AMBIENTALES	125
	CAPÍTULO 3. DESCRIPCIÓN PLANTAS DE OSMOSIS INVERSA	126
	CAPÍTULO 4. EVALUACIÓN DE IMPACTOS AMBIENTALES USANDO ACV	127
	CAPÍTULO 5. IMPACTOS DE LA CAPTACIÓN DE AGUA DE MAR	128
	CAPÍTULO 6 IMPACTOS DE LA DESCARGA DE SALMUERA	129
	CAPÍTULO 7. IMPACTOS SOCIOECONÓMICOS	133
	CAPÍTULO 8. IMPACTOS EN LA SALUD HUMANA	133
	CAPÍTULO 9. RECOMENDACIONES	137

RESUMEN EJECUTIVO

La creciente escasez hídrica en Chile, intensificada por el cambio climático, ha impulsado el desarrollo acelerado de plantas desaladoras, especialmente en el norte del país. Estas instalaciones, que permiten transformar agua de mar en agua apta para consumo humano e industrial mediante tecnología de ósmosis inversa, representan una solución estratégica para la seguridad hídrica nacional. Sin embargo, su expansión plantea desafíos relevantes en términos de impactos ambientales, sociales y de salud humana, que requieren ser comprendidos, evaluados y gestionados de manera adecuada.

Este documento, elaborado por un equipo interdisciplinario de investigadores de tres universidades chilenas, presenta propuestas metodológicas y de análisis para guías de evaluación de impactos de plantas desalinizadoras por osmosis inversa en Chile. Mediante un enfoque interdisciplinario, este documento revisa el marco normativo vigente, describe los principales procesos técnicos de desalación, analiza impactos ambientales a través de la herramienta de Análisis de Ciclo de Vida (ACV), evalúa los efectos de las descargas salinas sobre dos especies marinas, examina las metodologías de simulación numérica para la mezcla de salmuera en el mar, analiza la aceptabilidad social de proyectos de desalación en comunidades costeras e identifica potenciales riesgos para la salud humana que podría tener el consumo intensivo de agua desalada mediante osmosis inversa. Entre los principales hallazgos se destacan:

- Alta variabilidad y vacíos en la normativa actual, lo que genera incertidumbre en la evaluación ambiental de los proyectos de desalación.
- Elevado impacto ambiental asociado al consumo eléctrico de las plantas, especialmente cuando la energía proviene de fuentes fósiles.
- Riesgos ecológicos pero espacialmente acotados en relación con la captación de agua de mar y a la descarga de salmuera hipersalina.
- Desafíos en salud pública relacionados con la baja concentración de minerales esenciales (como calcio y magnesio) en el agua desalinizada.
- Preocupaciones sociales y económicas en comunidades costeras, especialmente aquellas que dependen de los ecosistemas marinos para su sustento.

Este documento está pensado como una herramienta de apoyo tanto para autoridades ambientales, como para titulares de proyectos, consultores, comunidades y cualquier actor involucrado en la gestión del recurso hídrico en zonas costeras. Se espera que contribuya a fortalecer la evaluación ambiental de la desalación, mejorar la planificación territorial y promover un modelo de desarrollo hídrico sustentable, justo y resiliente frente a la crisis climática.

1 INTRODUCCIÓN

La disponibilidad de recursos hídricos en Chile constituye uno de los principales desafíos para el desarrollo sustentable del país, particularmente en un contexto de crisis climática actual. En los últimos 20 años, el territorio chileno ha experimentado una disminución sostenida de las precipitaciones, fenómeno que ha afectado de manera especial a las regiones del norte y centro-norte. Según los datos del Ministerio de Obras Públicas (MOP), al menos 44 comunas de las regiones de Atacama, Coquimbo, Metropolitana, Valparaíso y Los Lagos se encontraban con decreto de escasez hídrica en los últimos meses de 2024. Esta situación ha impulsado la búsqueda de fuentes alternativas de agua para consumo humano, agrícola, industrial y minero. En este escenario, la desalación de agua mediante la tecnología de ósmosis inversa se ha posicionado como una solución viable para enfrentar la escasez hídrica.

De acuerdo con el último catastro elaborado por la Asociación Chilena de Desalación y Reúso A.G. (ACADES) en abril de 2025, Chile cuenta actualmente con 24 plantas desaladoras de agua de mar en operación con capacidades superiores a 20 litros por segundo L/s, distribuidas principalmente en las regiones de Antofagasta, que alberga 13 plantas, y Atacama, con 5 plantas. En cuanto a las tecnologías utilizadas, 18 de las 24 plantas operan mediante ósmosis inversa, ya sea de manera exclusiva o en combinación con otros métodos, mientras que las 6 plantas restantes emplean exclusivamente tecnologías térmicas, como la compresión mecánica de vapor (CMV) o la compresión térmica de vapor (CTV).

La minería continúa siendo el sector líder tanto en número de instalaciones como en capacidad instalada de plantas desaladoras. De las 24 plantas mencionadas, 11 están asociadas al sector minero, 10 corresponden al sector industrial y 3 al sector sanitario. Cabe destacar que todas las plantas mineras operan utilizando ósmosis inversa como tecnología principal.

Entre las principales plantas desaladoras en operación destacan la Planta 0 y sus ampliaciones EWS/EWSE de Minera Escondida (BHP), ubicada en la Región de Antofagasta, con una capacidad instalada de 3.858 L/s, consolidándose como la mayor del país (Figura 1-1). Le siguen la planta de Quebrada Blanca Fase 2 (Teck) en la Región de Tarapacá, con una capacidad de 1.184,7 L/s, y la planta desaladora Caitán (BHP), también en Antofagasta, con 1.000 L/s de capacidad instalada. La tendencia observada en los últimos años ha sido un crecimiento sostenido tanto en el número de proyectos como en las capacidades instaladas, impulsado por la necesidad de garantizar la continuidad operacional en sectores estratégicos y de responder a la creciente presión social por el uso sustentable del recurso hídrico.

El desarrollo de la desalación, sin embargo, no está exento de desafíos ambientales. La captación de agua marina, a través de sistemas de toma abierta o subsuperficial, puede generar alteraciones en los ecosistemas locales debido a la mortalidad de organismos planctónicos y al cambio en las dinámicas costeras. Asimismo, la descarga de salmueras hipersalinas, muchas veces acompañadas de productos químicos de pretratamiento y limpieza, puede afectar la biodiversidad marina si no es adecuadamente manejada. A esto se suma el alto consumo energético de las plantas desaladoras, que tradicionalmente ha estado asociado a fuentes

fósiles, contribuyendo a las emisiones de gases de efecto invernadero, aunque en los últimos años se ha observado un creciente interés en abastecer estos proyectos mediante energías renovables.

La correcta evaluación de estos impactos es fundamental no solo para proteger los ecosistemas costeros y marinos, sino también para asegurar la viabilidad a largo plazo de los proyectos de desalación. En este sentido, resulta indispensable contar con metodologías claras, específicas y estandarizadas para la identificación, cuantificación, modelación y monitoreo de los impactos ambientales de plantas desaladoras. La existencia de criterios metodológicos robustos facilita los procesos de evaluación ambiental, permite una toma de decisiones más informada y transparente, y promueve una mayor aceptación social de los proyectos. Asimismo, contribuye a reducir los riesgos de judicialización de los proyectos, mejorando su certidumbre financiera y plazos de implementación.



Figura 1-1. Planta desaladora Escondida (BHP), Puerto Coloso, Antofagasta, Chile ([Minería Chilena, 2023](#)). Actualmente, la mayor instalación de desalación de agua de mar en Chile con una producción de 3.858 L/s.

Dentro de este marco, la necesidad de fortalecer las capacidades de evaluación ambiental de plantas de ósmosis inversa se vuelve aún más urgente al considerar el rol estratégico que juega la desalación en las zonas costeras del norte de Chile. En estas regiones, donde la disponibilidad de fuentes de agua continentales es extremadamente limitada, la desalación no solo representa una alternativa, sino una condición habilitante para el desarrollo económico, social e industrial. La implementación temprana de proyectos desaladores en el norte del país es, por tanto, un imperativo para asegurar la resiliencia hídrica frente al cambio climático, garantizar el abastecimiento de agua potable para las comunidades y mantener la competitividad del sector

minero, que constituye uno de los principales motores de la economía nacional. En este contexto, resulta relevante destacar la importancia de construir y mantener una cartera de inversiones en desalación planificada, priorizada y estructurada de acuerdo con criterios técnicos, ambientales y sociales sólidos. La existencia de dicha cartera permitirá optimizar la asignación de recursos públicos y privados, orientar las decisiones de planificación territorial y reducir las brechas de acceso al agua. Sin embargo, en ausencia de un marco metodológico claro en la evaluación y modelación de impactos ambientales, la implementación de nuevas plantas desaladoras podría verse limitada, enfrentando desafíos como incertidumbre regulatoria, conflictos socioambientales y demoras en los procesos de evaluación ambiental. Esta situación podría no solo retardar el despliegue de infraestructura crítica, sino también incrementar los costos sociales, económicos y ambientales asociados a la crisis hídrica.

En consecuencia, el desarrollo de criterios estandarizados y específicos para la evaluación ambiental de plantas desaladoras se vuelve una necesidad estratégica. Dichos criterios deben considerar no solo los impactos directos de los proyectos sobre los ecosistemas, sino también sus efectos acumulativos, su relación con otros usos del borde costero, y su contribución a la resiliencia hídrica regional. Además, deben ser capaces de adaptarse a las diferentes escalas de proyecto, reconociendo las particularidades de las plantas de pequeña, mediana y gran escala.

La presente propuesta se enmarca en la necesidad de avanzar hacia un desarrollo sustentable de la desalación en Chile, aportando herramientas que permitan evaluar de manera sistemática los impactos ambientales de las plantas de ósmosis inversa. De esta manera, se busca contribuir a la consolidación de un modelo de desalación que sea ambientalmente responsable, socialmente aceptado y económicamente viable, en línea con los desafíos que impone la crisis hídrica y climática que enfrenta Chile y el mundo.

1.1 ESTRUCTURA DEL INFORME

Este documento ofrece un análisis exhaustivo sobre los impactos ambientales, sociales y sanitarios asociados al funcionamiento de plantas de ósmosis inversa destinadas a la desalación de agua de mar, con especial énfasis en el contexto chileno. El documento inicia con un Resumen Ejecutivo que sintetiza los principales hallazgos, conclusiones y recomendaciones del estudio.

En la Introducción se presenta el contexto del problema hídrico y la creciente necesidad de alternativas sostenibles como la desalación. A continuación, el capítulo 2 efectúa una revisión de guías para la evaluación de impactos ambientales tanto a nivel nacional como extranjero, incluyendo normativas del Servicio de Evaluación Ambiental y la Autoridad Marítima.

El capítulo 3 describe técnicamente las distintas componentes de una planta desaladora, desde la captación del agua de mar hasta la descarga de salmuera, pasando por el pretratamiento, proceso de ósmosis inversa y postratamiento. Luego, el capítulo 4 introduce el Análisis de Ciclo de Vida (ACV) como herramienta metodológica para evaluar los impactos ambientales asociados, considerando diferentes escenarios y variables como el tipo de agua, consumo energético y vida útil de las membranas.

Los capítulos 5 y 6 abordan con detalle los impactos específicos de la captación de agua de mar y la descarga de salmuera, incluyendo interacciones con el medio físico y efectos sobre especies marinas de interés ecológico, utilizando modelación, estudios de campo y experimentación. El capítulo 7 analiza los impactos socioeconómicos, integrando percepciones comunitarias y trabajo territorial. El capítulo 8 se centra en los posibles efectos sobre la salud humana. Finalmente, el documento cierra con recomendaciones y un apartado extenso de referencia por capítulo. Para el público especializado, un documento adicional denominado 'Anexo' contendrá información complementaria sobre las metodologías presentadas en los capítulos de este documento.

2 GUÍAS PARA EVALUACIÓN DE IMPACTOS AMBIENTALES

En el marco legal vigente, la evaluación de impacto ambiental es el procedimiento orientado a determinar si el impacto ambiental de un proyecto¹ o actividad se ajusta a Ley N°19300 sobre Bases Generales del Medio Ambiente. En la actualidad se cuenta con una serie de guías nacionales e internacionales que permiten definir y/o evaluar los impactos ambientales asociados a proyectos de desalación. En este capítulo se revisa dicho cuerpo normativo, con miras a definir las brechas que cubre este documento, con énfasis en lo relativo al impacto de las descargas de salmuera en el medio marino.

2.1 GUÍAS DEL SERVICIO DE EVALUACIÓN AMBIENTAL

El Servicio de Evaluación Ambiental (SEA) dispone de guías y criterios² cuyo objetivo es establecer criterios comunes con el conjunto de competencias ambientales de los Órganos de la Administración del Estado con Competencia Ambiental (OAECA) que participan en el Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental (SEIA), contribuyendo con la disminución de discrecionalidad en la toma de decisiones y la tecnificación del SEA. Estas guías se clasifican en

- Guías de descripción de proyecto
- Guías relacionadas al artículo 11 de la Ley N°19.300
- Guías para la aplicación de normas y reglamentos
- Guías para la descripción del área de influencia
- Guías sobre participación ciudadana
- Guías sobre metodologías y modelos
- Guías para los Permisos Ambientales Sectoriales

Las siguientes son guías orientadas a establecer el impacto de las descargas de salmuera provenientes de desaladoras:

- Guía para la descripción de proyectos de plantas desalinizadoras en el SEIA ([SEA, 2023a](#))
- Guía para la predicción y evaluación de impactos en ecosistemas marinos ([SEA, 2024a](#))
- Guía sobre el área de influencia en el SEIA ([SEA, 2017](#))
- Guía áreas de influencia en ecosistemas marinos ([SEA, 2023b](#))
- Guía metodológica para la descripción de ecosistemas marinos ([SEA, 2022](#))

¹ Impacto ambiental: la alteración del medio ambiente, provocada directa o indirectamente por un proyecto o actividad en un área determinada (Ley N° 19.300).

² <https://www.sea.gob.cl/guias-para-la-evaluacion-de-impacto-ambiental>



Figura 2-1: Guías del Servicio de Evaluación Ambiental.

Además, se cuenta con criterios que pueden aplicar a este tipo de proyectos:

- Norma de emisión descarga residuos líquidos a aguas marinas y continentales superficiales ([D.S. 90/2000 MINSEGPRES, 2024](#))
- Alcances y principios metodológicos para la evaluación de los impactos ambientales ([SEA, 2023c](#))
- Metodologías para la consideración de los impactos acumulativos y sinérgicos ([SEA, 2024b](#))

La Guía para la descripción de proyectos de plantas desalinizadoras en el SEIA ([SEA, 2023a](#)) tiene como objetivo uniformar antecedentes, requisitos e información necesaria para la descripción de proyectos de plantas desalinizadoras en Chile. En el capítulo 3.1 esta guía contiene una sección de identificación de impactos ambientales en las fases de construcción, operación y cierre del proyecto. No obstante, la guía no propone procedimientos ni recomendaciones sobre cómo evaluar dichos impactos. Específicamente, y en función de a) los factores del proyecto que determinan impactos ambientales y b) potenciales impactos ambientales, la guía reconoce:

- 160 tipos de impactos en la Fase de Construcción (Tabla 1)
- 69 tipos de impactos en la Fase de Operación (Tabla 2)

- 65 tipos de impactos en la Fase de Cierre (Tabla 3)

Dentro de este listado, los ejemplos de impactos ambientales asociados al medio marino son³:

- Tabla 2-1.
- 12 tipos de impactos en la Fase de Operación, reproducidos en la Tabla 2-2.
- 26 tipos de impactos en la Fase de Cierre, reproducidos en la Tabla 2-3.

El foco de este documento es en la fase de operación, y específicamente en lo relativo a los sistemas de captación de agua de mar y descarga mediante emisario submarino⁴. Estos impactos se resumen en la Tabla 2-4.

³ La definición de impactos marinos se ha efectuado seleccionando los siguientes campos dentro de las tablas 1 a 3 de la Guía para la descripción de proyectos de plantas desalinizadoras en el SEIA ([SEA, 2023a](#)): Agua marina, Fondo marino, Ecosistemas terrestres y marinos, Aguas continentales y marinas, Ecosistemas acuáticos continentales y marinos, Ecosistema marino, Flora y fauna marina, Ecosistema marino.

⁴ Cabe notar que, en la Guía para la descripción de proyectos de plantas desalinizadoras en el SEIA ([SEA, 2023a](#)), los impactos asociados a la operación del emisario submarino aparecen en la Table 3, de Cierre, pero se han interpretado como impactos asociados a la operación.

Tabla 2-1. Impactos en la Fase de Construcción, según la Guía para la descripción de proyectos de plantas desalinizadoras en el SEIA ([SEA, 2023a](#)).

Factores del proyecto	Potenciales impactos	Detalle
Acondicionamiento de terreno terrestre, costero y marino y habilitación o construcción de instalaciones costeras (caminos, edificaciones de servicio, administración y hospedaje, instalaciones para el manejo de aguas servidas, otras). Habilitación y construcción de instalaciones costeras. Construcción y mantenimiento de caminos y obras de atravesos de cauces.	Fragmentación de roca intermareal con tronaduras, dragado, limpieza de fondo marino, nivelación, escarpe, movimiento, corte de flora, montaje de partes y obras sobre el fondo marino y en tierra, entre otros.	Agua marina Cambio en la calidad de la columna de agua por resuspensión de sedimentos. Fondo marino Alteración del régimen sedimentológico. Fondo marino Cambio en las propiedades físicas, químicas o biológicas de los sedimentos. Ecosistemas terrestres y marinos Alteración de cauces, riberas o bordes de costa. Ecosistemas terrestres y marinos Afectación o pérdida de bancos naturales de recursos hidrobiológicos. Ecosistemas terrestres y marinos Intervención. Ecosistemas terrestres y marinos Fragmentación de hábitats. Ecosistemas terrestres y marinos Pérdida.
Construcción del sistema de captación de agua de mar. Construcción del sistema de tratamiento, de la cámara de descarga y del emisario submarino.	Acciones de dragado, hincado de pilotes, perforación, tronaduras, entre otras.	Agua marina Cambio en la calidad de la columna de agua por resuspensión de sedimentos. Ecosistemas terrestres y marinos Alteración de cauces, riberas o bordes de costa. Ecosistemas terrestres y marinos Alteración del régimen sedimentológico. Ecosistemas terrestres y marinos Afectación o pérdida de bancos naturales de recursos hidrobiológicos. Ecosistemas terrestres y marinos Intervención. Ecosistemas terrestres y marinos Fragmentación. Ecosistemas terrestres y marinos Pérdida.
Construcción y habilitación de partes u obras de la planta: Sistema de pretratamiento, Planta desaladora (osmosis), Sistema de postratamiento y almacenamiento de agua producto, Sistema de tratamiento de efluentes.	Introducción de elementos artificiales.	Ecosistemas terrestres y marinos Intervención. Ecosistemas terrestres y marinos Fragmentación Ecosistemas terrestres y marinos Pérdida.
Pruebas y puesta en marcha de la planta desalinizadora.	Eliminación de efluentes o residuos.	Aguas continentales y marinas Cambio en la calidad del agua. Ecosistemas acuáticos continentales y marinos Intervención por intrusión de agua con aditivos. Ecosistemas acuáticos continentales y marinos Intervención. Ecosistemas acuáticos continentales y marinos Pérdida.
		Aguas continentales y marinas Cambio en los niveles de agua subterránea.

Factores del proyecto		Potenciales impactos	Detalle
Instalaciones para la provisión de aguas de proceso (por ejemplo, perforación).	Extracción de recursos naturales (captación de agua continental o marina).	Aguas continentales y marinas	Alteración de cauces y riberas.
		Ecosistemas terrestres y marinos	Alteración de individuos o poblaciones.
		Ecosistemas terrestres y marinos	Intervención.
		Ecosistemas terrestres y marinos	Fragmentación.
		Ecosistemas terrestres y marinos	Pérdida.

Tabla 2-2. Impactos en la Fase de Operación, según la Guía para la descripción de proyectos de plantas desalinizadoras en el SEIA (SEA, 2023a).

Factores del proyecto		Potenciales impactos	Detalle
Construcción obras e instalaciones para manejo de agua de escorrentía y de aguas servidas.	Operación obras de escorrentía y disposición de efluentes que no emplean el emisario.	Fondo marino	Alteración del régimen sedimentológico.
		Fondo marino	Cambio en las propiedades físicas, químicas o biológicas de los sedimentos.
	Extracción de agua de mar. Operación del sistema de captación: Emisiones de ruido y vibraciones, introducción de elementos artificiales, mantenciones	Agua marina	Remoción de agua de mar con alto contenido planctónico en zonas de reclutamiento ^{7 2} de peces ⁷³ .
		Agua marina	Cambio en la calidad de la columna de agua, por succión y adición de biocidas.
		Fondo marino	Alteración del régimen sedimentológico.
		Fondo marino	Cambio en las propiedades físicas, químicas o biológicas de los sedimentos.
		Ecosistema marino	Modificación, intervención, fragmentación o pérdida de hábitats.
		Ecosistema marino	Impactos acumulativos o sinérgicos con otras captaciones ^{7 4} .
		Ecosistema marino	Afectación o pérdida de bancos naturales de recursos hidrobiológicos.
		Ecosistema marino	Intervención.
		Ecosistema marino	Fragmentación.
		Ecosistema marino	Pérdida.

Tabla 2-3. Impactos en la Fase de Cierre, según la Guía para la descripción de proyectos de plantas desalinizadoras en el SEIA ([SEA, 2023a](#)).

Factores del proyecto	Potenciales impactos	Detalle	
Construcción y habilitación sistema de descarga de efluentes al mar, emisario submarino.	Efluentes, incluida la salmuera y descartes con aditivos químicos y neutralizantes. Operación del sistema de descarga: Emisiones de ruido y vibraciones. Introducción de elementos artificiales. Mantenciones.	Agua marina	Cambio en la calidad de la columna de agua.
		Agua marina	Aportación excesiva de salmuera al sistema natural.
		Fondo marino	Alteración del régimen sedimentológico.
		Fondo marino	Cambio en las propiedades físicas, químicas o biológicas de los sedimentos, por deposición de sales y otros compuestos.
		Flora y fauna marina	Perturbación o pérdida de individuos o comunidades, de flora, fauna bentónica y plancton.
		Flora y fauna marina	Pérdida o alteración de hábitats por cambios en la calidad del agua y sedimentos.
		Flora y fauna marina	Alteración de los índices de abundancia y diversidad de poblaciones de fauna y flora.
		Flora y fauna marina	Alteración de la estructura de comunidades, principalmente de fauna bentónica.
		Ecosistema marino	Modificación, intervención o perdida de hábitat por modificación del fondo marino o alteración al borde costero.
		Ecosistema marino	Impactos acumulativos o sinérgicos con otras descargas ^{7 5} .
		Ecosistema marino	Afectación o pérdida de bancos naturales de recursos hidrobiológicos.
		Ecosistema marino	Intervención.
Desmontaje o retiro de estructuras terrestres y del fondo marino (por ejemplo, plataformas, ductos, galpones) y otras instalaciones.	Desmontaje o retiro de elementos artificiales.	Ecosistema marino	Fragmentación.
		Ecosistema marino	Pérdida.
	Acondicionamiento del fondo marino	Fondo marino	Alteración del régimen sedimentológico.
		Fondo marino	Cambio en las propiedades físicas, químicas o biológicas de los sedimentos.
		Agua marina	Cambio en la calidad de la columna de agua por resuspensión de sedimentos.
		Fondo marino	Alteración del régimen sedimentológico.
		Fondo marino	Cambio en las propiedades físicas, químicas o biológicas de los sedimentos.
		Flora y fauna marina	Alteración o pérdida de hábitats individuos o poblaciones.
		Ecosistema marino	Alteración de cauces, riberas o bordes de costa.

Tabla 2-4. Impactos en la Fase de Operación de los sistemas de captación de agua de mar y de descarga de salmuera, según la Guía para la descripción de proyectos de plantas desalinizadoras en el SEIA ([SEA, 2023a](#)).

Factores	Potenciales impactos	Detalle
Operación de la captación de agua de mar	Agua marina	Remoción de agua de mar con alto contenido planctónico en zonas de reclutamiento de peces.
		Cambio en la calidad de la columna de agua, por succión y adición de biocidas.
	Fondo marino	Alteración del régimen sedimentológico.
		Cambio en las propiedades físicas, químicas o biológicas de los sedimentos.
	Ecosistema marino	Modificación, intervención, fragmentación o pérdida de hábitats.
		Impactos acumulativos o sinérgicos con otras captaciones
		Afectación o pérdida de bancos naturales de recursos hidrobiológicos.
		Intervención.
		Fragmentación.
		Pérdida.
Operación del sistema de descarga de salmuera	Agua marina	Cambio en la calidad de la columna de agua.
		Aportación excesiva de salmuera al sistema natural.
	Fondo marino	Alteración del régimen sedimentológico.
		Cambio en las propiedades físicas, químicas o biológicas de los sedimentos, por deposición de sales y otros compuestos.
	Flora y fauna marina	Perturbación o pérdida de individuos o comunidades, de flota, fauna bentónica y plancton.
		Pérdida o alteración de hábitats por cambios en la calidad del agua y sedimentos.
		Alteración de los índices de abundancia y diversidad de poblaciones de fauna y flora.
		Alteración de la estructura de comunidades, principalmente de fauna bentónica.
	Ecosistema marino	Modificación, intervención o perdida de hábitat por modificación del fondo marino o alteración al borde costero.
		Impactos acumulativos o sinérgicos con otras descargas
		Afectación o pérdida de bancos naturales de recursos hidrobiológicos.
		Intervención.
		Fragmentación.
		Pérdida.

2.2 GUÍAS DE LA AUTORIDAD MARÍTIMA

En calidad de OAECA, la Dirección General del Territorio Marítimo y de Marina Mercante (DIRECTEMAR) dispone de las siguientes guías en su sitio web⁵, que no obstante tienen un menor estatus jurídico que las guías del SEA por ser este el organismo rector del SEIA:

- Guía para la evaluación ambiental de proyectos industriales de desalación en jurisdicción de la Autoridad Marítima (DIRECTEMAR, 2021a)
- Guía para el modelado de la hidrodinámica y del proceso de mezcla de descargas salinas y térmicas (DIRECTEMAR, 2021b).

Aun cuando la primera guía establecía procedimientos de evaluación ambiental de proyectos de desalación, fue revocada en 2021⁶.

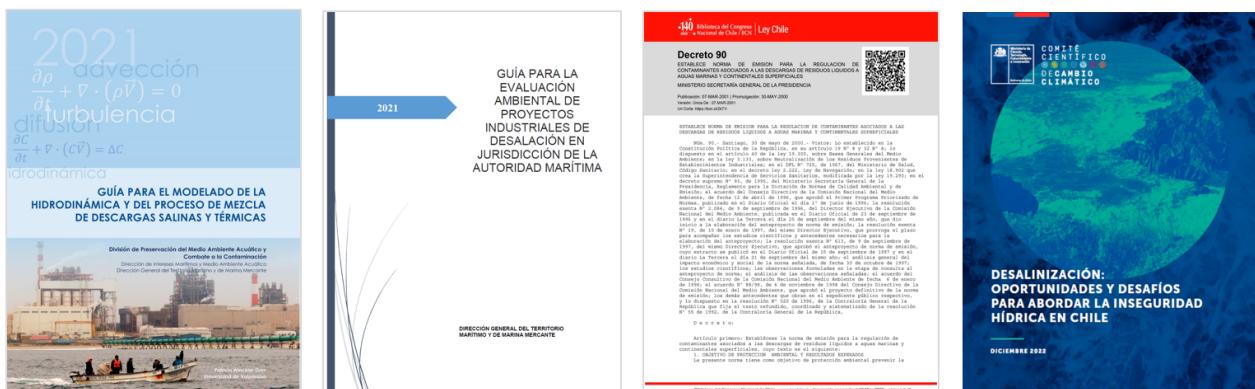


Figura 2-2. Guías de la Autoridad Marítima e Desalinización: Oportunidades y desafíos para abordar la inseguridad hídrica en Chile (Vicuña et al., 2022).

La segunda guía ofrece lineamientos que ayudan a determinar el impacto y su significancia, así como el cumplimiento de las normas ambientales y el Área de Influencia (en adelante AI). En dicho texto, el AI se define como “el área o espacio geográfico, cuyos atributos, elementos naturales o socioculturales deben ser considerados con la finalidad de definir si el proyecto o actividad genera o presenta alguno de los efectos, características o circunstancias del artículo 11 de la Ley, o bien para justificar la inexistencia de dichos efectos, características o circunstancias” (Título I, art. 2, literal a del D.S. (M.M.A.) N° 40/2012).

⁵ <https://www.directemar.cl/directemar/intereses-maritimos/medio-ambiente-acuatico/guias-para-proyectos-de-desalacion>

⁶ Mediante el D.G.T.M. Y M.M. Ord. N° 12600/05/499 Vrs., DIRECTEMAR revocó la resolución D.G.T.M. Y M.M. Ord. N° 12600/05/1447 que establecía la obligatoriedad del uso de la primera guía. En términos simples, esta orden se fundamenta en que el SEA tiene la “rectoría técnica exclusiva y excluyente en materias de evaluación de impacto ambiental”.

Específicamente, dicha guía establece el AI como “el lugar geométrico, en planta, donde se exceden límites máximos admisibles de variables como la salinidad, temperatura u otras sustancias”⁷. Para determinar el AI de la descarga en el medio, la guía recomienda comparar la salinidad de la pluma de descarga modelada con los límites máximos admisibles, sin profundizar en el diseño de los sistemas de descarga (difusores), que se asumen responsabilidad exclusiva del titular del proyecto. Para definir los límites máximos admisibles, la guía recomienda recurrir a estándares internacionales.

2.3 INFORME COMITÉ ASESOR MINISTERIAL CIENTÍFICO SOBRE CAMBIO CLIMÁTICO

El informe Desalinización: Oportunidades y desafíos para abordar la inseguridad hídrica en Chile ([Vicuña et al., 2022](#)), coordinado por el Comité Asesor Ministerial Científico sobre Cambio Climático, aborda la creciente escasez de agua en el país, exacerbada por el cambio climático. Ante esta crisis, se han instalado diversas plantas desalinizadoras, especialmente en el norte, lo que plantea la necesidad de una planificación científica para evaluar sus ventajas y desventajas. Entre las oportunidades, la desalinización se presenta como una medida de adaptación al cambio climático y una estrategia de mitigación, al reducir la presión sobre fuentes de agua dulce. Sin embargo, los desafíos son significativos en lo relativo a los impactos ambientales asociados a la descarga de salmuera, la demanda energética que eleva costos y puede incrementar la huella de carbono si no se utilizan fuentes renovables, y los vacíos legales que dificultan la implementación eficiente de proyectos. El informe recomienda desarrollar una política nacional de desalinización, establecer regulaciones específicas y promover alianzas público-privadas para garantizar una gestión sostenible y equitativa del recurso hídrico.

El informe contiene dos capítulos relacionados con los efectos en el medio marítimo, a saber: Capítulo 6: Interacción de la descarga de salmuera con el medio físico y Capítulo 7: Captación de agua, descarga de efluentes (salmuera), uso de agua desalada para recarga de acuíferos y su impacto en socio-ecosistemas costeros.

2.4 GUÍAS EXTRANJERAS

En Chile no existen criterios normativos que definan un límite máximo para la salinidad proveniente de plantas desaladoras. En concordancia con el Reglamento del Sistema de Evaluación Ambiental ([MMA, 2014](#))⁸, se recurre a normas internacionales como referencia para evaluar los

⁷ Esta definición no especifica la probabilidad de excedencia en que la extensión de la pluma excede los límites máximos admisibles.

⁸ Artículo 11 ([MMA, 2014](#)). Las normas de calidad ambiental y de emisión que se utilizarán como referencia para los efectos de evaluar si se genera o presenta el riesgo indicado en la letra a) y los efectos adversos señalados en la letra b), ambas del artículo 11 de la Ley, serán aquellas vigentes en los siguientes Estados: República Federal de Alemania, República Argentina, Australia, República Federativa del Brasil, Canadá, Reino de España, Estados Unidos Mexicanos, Estados Unidos de América, Nueva Zelanda, Reino de los Países Bajos, República Italiana, Japón, Reino de Suecia y Confederación Suiza. Para la utilización de las normas de referencia, se priorizará aquel Estado que posea similitud en sus componentes ambientales, con la situación nacional y/o local, lo que será justificado razonablemente por el proponente.

efectos de estas descargas. A nivel mundial existen pocos estándares para las descargas de salmuera, que expresan los límites máximos mediante:

- Incrementos absolutos sobre la salinidad del medio,
- Incrementos relativos (%) sobre la salinidad del medio,
- Valores absolutos de salinidad o
- Nivel mínimo de dilución

De una revisión de la literatura, se mencionan las siguientes referencias relevantes:

- **State Water Resources Control Board de California** ([Jenkins et al., 2012](#)) recomienda un incremento no mayor al 5% de la salinidad base en el medio marino receptor, pues permite dar cuenta de la variabilidad natural, reflejada en una Línea de Base⁹. Esta comisión concluye que los efectos varían dependiendo del tipo de comunidad biótica, tipo de concentrado y eficiencia del proceso de dilución¹⁰.
- [Palomar y Losada, \(2012\)](#) sugieren un incremento de salinidad menor a 2 psu para el 5% de las observaciones o niveles de fondo.
- **Quality criteria for water, EEUU** ([USEPA, 1986](#)): Recomienda que el aumento de salinidad a partir de su nivel base no debe exceder 4 psu en áreas permanentemente ocupadas por plantas con aptitud para consumo como alimento o formadoras de hábitat, cuando la salinidad natural se ubique en el rango 13,5 y 35 ppt (psu).
- **Reglamento de la Administración Pública del Agua y de la Planificación Hidrológica, España** ([MOPU, 1988](#)): Considera aceptable un incremento no mayor al 10% de la salinidad base en el medio.
- **Australian Water Quality Guidelines for Fresh and Marine Waters, Australia** ([ANZECC, 1992](#)): establece como estándar ambiental aceptable un incremento no mayor al 5% de la salinidad base en el medio marino receptor¹¹.
- **Metodología de diseño de los vertidos al mar de la salmuera, para reducir el impacto ambiental de las plantas desalinizadoras, España** ([IHA y CEDEX, 2011](#)): establece que la concentración de salmuera en la zona donde exista posidonia oceánica no debe superar

⁹ Línea de base: descripción detallada del AI de un proyecto o actividad, previa a su ejecución (Ley N° 19.300).

¹⁰ Aparentemente, las comunidades bentónicas y pastos marinos son las más sensibles: algunas comunidades parecen ser tolerantes a incrementos de 10 [psu], y otras se ven afectadas por aumentos de sólo 2-3 [psu], valor bajo el cual no se registran impactos ([Jenkins et al., 2012](#)).

¹¹ Esta publicación fue revisada por ANZECC & ARMCANZ (2000), disponible en www.waterquality.gov.au/anz-guidelines/resources/previous-guidelines/anzecc-armcanz-2000 y sucedida por las revised Water Quality Guidelines, publicada en 2018 como un recurso online disponible en www.waterquality.gov.au/anz-guidelines.

los 38.5 psu. Adicionalmente, el documento define metodologías para a) la caracterización de los efluentes de rechazo de la desalación, b) la identificación de ecosistemas, la localización y sistema de descarga, c) el diseño del sistema de descarga y el modelado para predecir su comportamiento, d) la valoración del impacto ambiental sobre el medio marino y e) las medidas protectoras y Programa de Vigilancia Ambiental.

La Tabla 2-5 resume los límites críticos de salinidad de descargas de salmuera en regulaciones internacionales. Además de restricciones a la salinidad, la descarga debe cumplir con los requisitos de toxicidad y otros requisitos definidos en el D.S. 90, que se excluyen de esta revisión.

2.5 BRECHAS DETECTADAS EN EL MARCO NORMATIVO

De esta revisión, se concluye lo siguiente:

- El SEA ha desarrollado un conjunto de guías y criterios que incluyen herramientas para la descripción de proyectos de plantas desaladoras, la delimitación del área de influencia, la descripción de ecosistemas marinos y la evaluación de impactos acumulativos y sinérgicos. Sin embargo, la Guía para la descripción de proyectos de plantas desalinizadoras en el SEIA ([SEA, 2023a](#)) identifica los impactos ambientales durante las distintas fases del proyecto, sin establecer procedimientos específicos para evaluarlos.
- DIRECTEMAR, cuenta con guías que aportan lineamientos técnicos para el modelado hidrodinámico y la determinación del área de influencia. Sin embargo, estas guías son de menor jerarquía jurídica que las emitidas por el SEA.
- Dado que en Chile no existen normas que limiten la salinidad de las descargas de plantas desaladoras, se recurre a referencias internacionales. En la práctica nacional, se suele adoptar un incremento no mayor al 5% de la salinidad base en el medio marino receptor, propuesto por [ANZECC \(1992\)](#).
- El diseño de los sistemas de descarga no se encuentra regulado en estas guías, quedando bajo la responsabilidad del titular del proyecto.
- Esta revisión no se centra en los efectos biológicos para definir el AI del proyecto. Para mayores antecedentes, [Jenkins et al. \(2012\)](#) presentan un acabado resumen de referencias bibliográficas sobre los efectos biológicos de la salmuera sobre diversas especies, efectuados mediante diversas técnicas en diferentes lugares y bajos diferentes condiciones de exposición.

Tabla 2-5. Límites críticos de salinidad de descargas de salmuera en regulaciones internacionales (Jenkins et al., 2012). Se han conservado las unidades de cada recomendación de modo de no alterar el espíritu del texto original.

País	Límite Salinidad		Fuente
	Incremento	Valor absoluto	
Abu Dhabi	≤ 5% en límite zona de mezcla	N.A.	Kastner (2008)
Australia	≤ 1 ppt	N.A.	The Waters of Victoria State Environment Protection Policy
	≤ 1.2 ppt a 50 m ≤ 0.8 ppt a 1000 m	N.A.	Wec (2002)
	< 5%	N.A.	ANZECC (1992)
	≤ 1 ppt a 50-75 m	N.A.	ANZECC (2000)
	≤ 2 ppt a 120 m	N.A.	GCD Alliance (2006)
EEUU	≤ 4 ppt	N.A.	USEPA (1986)
	N.A.	≤ 40 ppt a 1,000 ft	San Diego Regional Water Quality Control Board (2006)
	N.A.	≤ 40 ppt a 1,000 ft ⁽¹⁾	Santa Ana Regional Water Quality Control Board (2012)
España	< 10%	N.A.	MOPU (1988)
	N.A.	≤ 38,5 psu el 25% de las observaciones	IHA y CEDEX (2011) Sánchez-Lizaso, et al. (2008)
	N.A.	≤ 40 psu el 5% de las observaciones	
Japón	≤ 1 ppt en límite zona de mezcla	N.A.	Okinawa Bureau for Enterprises
Oman	≤ 2 ppt a 300 m	N.A.	Sultanate of Oman (2005)

(1) Expressed as discharge dilution ratio of 7.5:1

3 DESCRIPCIÓN PLANTAS DE OSMOSIS INVERSA

Las plantas desalinizadoras de ósmosis inversa constan de varias etapas fundamentales que garantizan la eficiencia del proceso y la calidad del agua producida. Estas etapas son captación de agua de mar, pre-tratamiento, osmosis inversa, post-tratamiento y descarga de salmuera (Figura 3-1). Dichas componentes se detallan a en el presente capítulo.

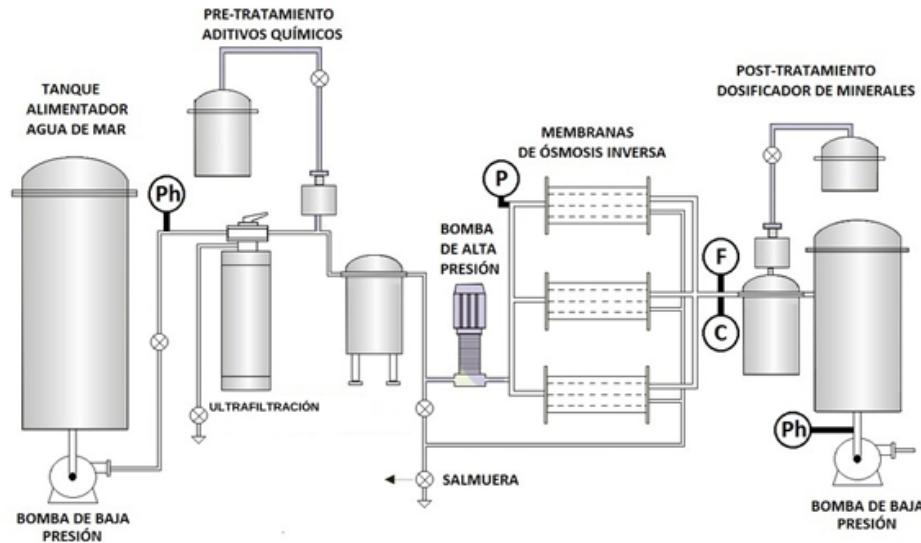


Figura 3-1. Proceso de desalinización de agua de mar por ósmosis inversa con todas sus etapas: captación de agua de mar, pre-tratamiento, osmosis inversa, post-tratamiento y descarga de salmuera. Adaptado de [Aimone Arredondo, \(2024\)](#).



Figura 3-2. Planta desaladora de Nueva Atacama, en Caldera.

3.1 CAPTACIÓN DE AGUA DE MAR

Los sistemas de captación de agua de mar son fundamentales en una planta desalinizadora. La captación se realiza mediante tuberías submarinas o pozos costeros, diseñados para minimizar el impacto ambiental y asegurar un flujo constante y limpio de agua marina. La captación, al igual que la descarga de salmuera, requiere de un diseño técnico preciso y de medidas de monitoreo ambiental rigurosas.

Las plantas desaladoras pueden captar agua de diversas fuentes, pero la obtención de agua de mar es una de las más características (Zhou et al., 2015; Moon et al., 2025). Las tomas de agua pueden realizarse mediante dos sistemas principales: directamente desde la columna de agua y bajo la superficie, clasificándose como toma de agua superficial o toma de agua profunda, y toma de agua de pozo o sistema de galerías (Pankratz, 2015; Shahabi et al., 2015; Dehwah et al., 2015; Elsaïd et al., 2020; Panagopoulos & Haralambous, 2020; Nada et al., 2024). La selección del sistema de captación depende de caudal y sus características fisicoquímicas, según se describe a continuación:

- **Captación en pozo de playa:** Utiliza la arena como filtro natural, reduciendo la turbidez y minimizando el impacto en la vida marina (Figura 3-3). Este sistema suele manejar caudales entre 50 y 500 L/s, dependiendo de la capacidad del acuífero costero y la distancia a la línea de costa. Se usa principalmente en zonas donde se busca minimizar el ingreso de materia orgánica y microorganismos.
- **Captación mediante inmisarios:** Emplea tuberías enterradas en el lecho marino a varios metros de profundidad para minimizar la captación de sedimentos y organismos flotantes (Figura 3-4). Este sistema tiene la ventaja de proporcionar agua con menor cantidad de sólidos suspendidos, pero su implementación es más costosa. Los caudales manejados varían entre 100 y 2,000 L/s, dependiendo de la ubicación y las condiciones del terreno.

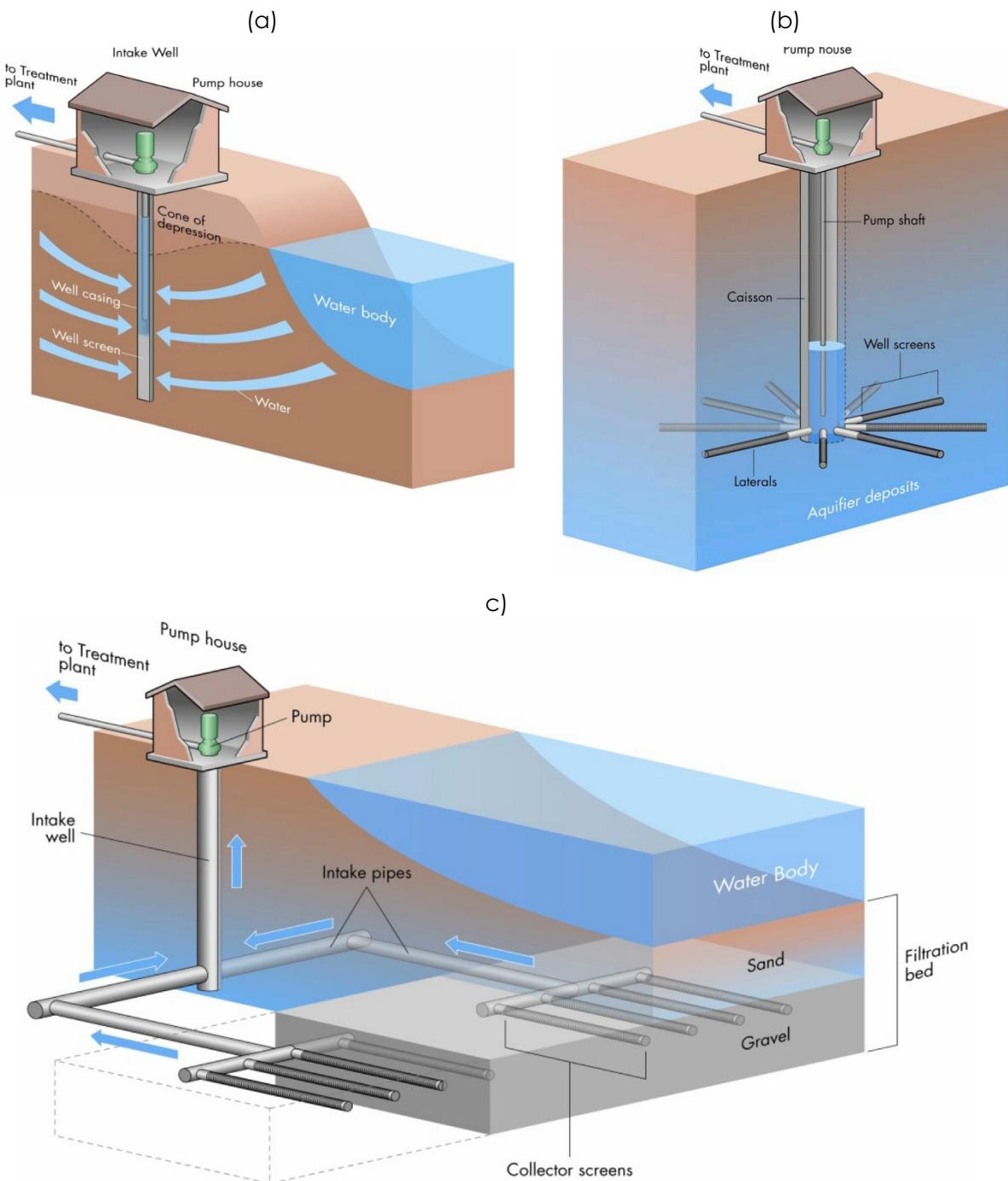


Figura 3-3. Sistemas de captación de agua de mar. (a) Captación en pozo vertical en una playa (b) Captación mediante pozos radiales. (c) Captación mediante galería de infiltración ([Watereuse Association Desalination Committee, 2011](#)).

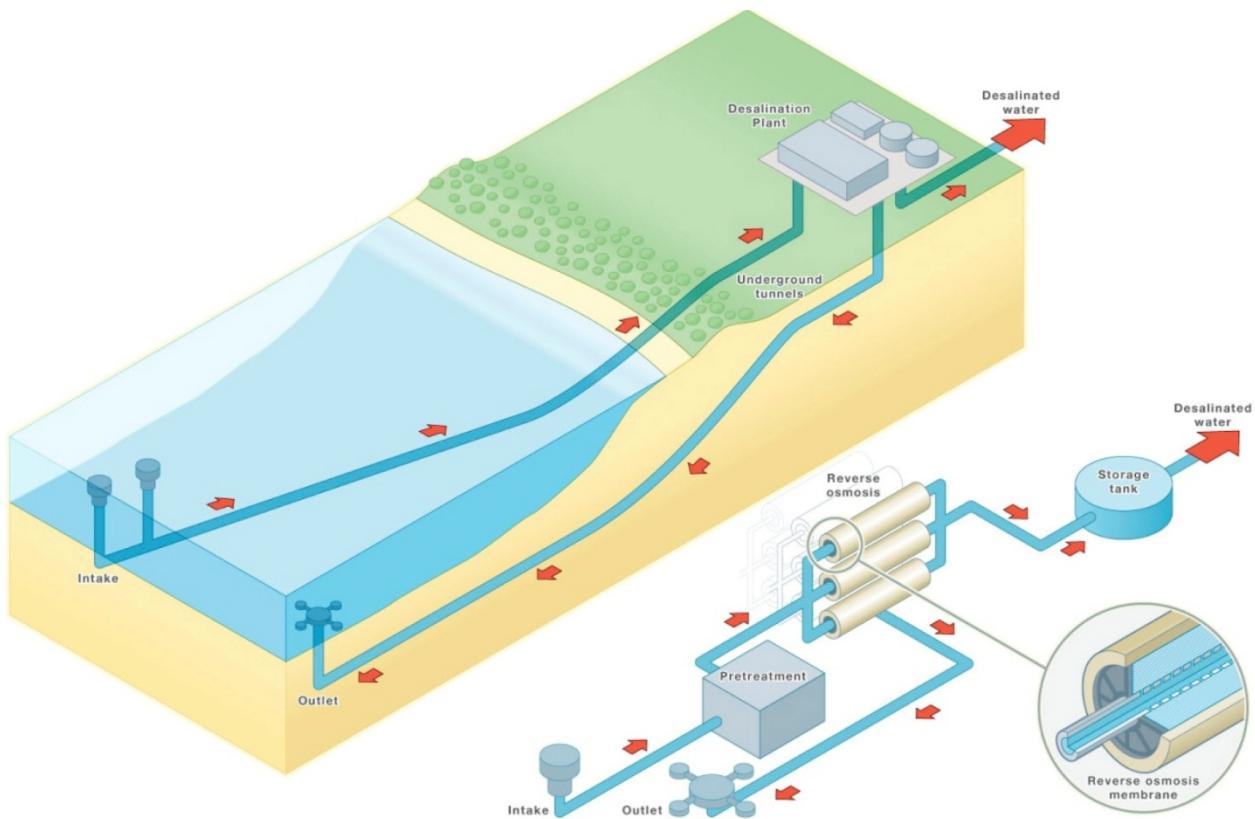


Figura 3-4. Captación mediante un inmisario submarino (Watereuse Association Desalination Committee, 2011).

3.2 PRETRATAMIENTO

Antes de someter el agua al proceso de ósmosis inversa, es necesario eliminar impurezas y microorganismos para proteger las membranas del sistema de osmosis inversa. El pretratamiento incluye:

- **Filtración física:** Se emplean tamices, filtros de arena, microfiltros, y/o membranas de ultrafiltración para remover sólidos suspendidos, materia orgánica y reducir la turbidez. Su objetivo es evitar la obstrucción prematura de las membranas de ósmosis inversa y mejorar su rendimiento. Para evitar la colmatación de los sistemas de filtración, se llevan a cabo retrolavados que consisten en invertir el flujo de agua a través del filtro para eliminar los sólidos acumulados. En algunos sistemas, se aplican ciclos de limpieza química mejorada¹², donde se incorporan agentes químicos para disolver incrustaciones más persistentes. Estas limpiezas generan corrientes de desecho con alta carga de sólidos, que deben ser manejadas adecuadamente para evitar impactos ambientales.

¹² CEB o chemically enhanced backwash, por sus siglas en inglés.

- **Ajuste de pH:** Se agrega ácido sulfúrico o dióxido de carbono para evitar la formación de incrustaciones de carbonato de calcio y otros precipitados minerales que pueden dañar las membranas. El mecanismo de estos reactivos consiste en disminuir la alcalinidad del agua, reduciendo la posibilidad de que los iones calcio y carbonato reaccionen y formen incrustaciones sólidas.
- **Desinfección:** Se utiliza hipoclorito de sodio para eliminar microorganismos y bacterias que pueden provocar bioincrustaciones en las membranas. Sin embargo, dado que las membranas de ósmosis inversa son sensibles al cloro, este debe ser eliminado antes del proceso de filtración mediante una etapa de descloración.
- **Descloración:** Se emplea metabisulfito de sodio, que reacciona químicamente con el cloro presente en el agua, neutralizándolo y evitando daños en las membranas semipermeables que se degradan ante la presencia de oxidantes.
- **Uso de anti-incrustantes:** Se añaden químicos inhibidores de incrustaciones minerales, los cuales actúan interfiriendo en la cristalización de sales como carbonato de calcio, sulfato de bario y sulfato de estroncio. Esto permite que estas sales permanezcan en solución y sean eliminadas con el rechazo del sistema de ósmosis inversa en lugar de precipitarse sobre las membranas.

3.3 PROCESO DE ÓSMOSIS INVERSA

La ósmosis inversa es el núcleo del proceso de desalinización, en el que se aplica una presión superior a la presión osmótica para forzar el paso del agua a través de membranas semipermeables, separándola de las sales y otras impurezas. La presión osmótica es la fuerza que ejerce la concentración de sales para evitar el paso del agua pura. Para vencer esta barrera, las plantas desalinizadoras aplican una presión de operación que oscila entre 55 y 80 bar en sistemas de agua de mar. A mayor salinidad del agua de entrada, mayor presión se necesita para superar la presión osmótica y realizar la separación efectiva del agua. Este aumento en la presión tiene un impacto directo en el consumo energético del sistema, que varía entre 3 y 5 kWh por metro cúbico de agua desalinizada.

Las plantas de osmosis inversa producen dos corrientes principales: el permeado y la salmuera (o rechazo). El permeado es el agua desalinizada apta para el consumo humano o usos industriales, mientras que la salmuera es la corriente concentrada de sales y químicos residuales, que requiere una gestión adecuada antes de su descarga al medio marino. El caudal de permeado es función de la recuperación, que corresponde el porcentaje de agua dulce obtenida a partir del total de agua procesada, siendo del orden de 45% en sistemas de agua de mar. Por otro lado, el rechazo corresponde a la cantidad de sales y contaminantes retenidos por las membranas, normalmente superior al 99%.



Figura 3-5. Planta desaladora de Nueva Atacama, en Caldera.

Con el tiempo, las membranas acumulan incrustaciones o suciedad que reducen su eficiencia. Para su mantenimiento, se emplean sistemas de lavado CIP o clean-in-place (limpieza-in situ), en los cuales se recirculan soluciones químicas a través de las membranas para remover contaminantes sin necesidad de desmontarlas. Estos lavados pueden incluir agentes ácidos para eliminar incrustaciones minerales, soluciones alcalinas para disolver materia orgánica y biocidas para controlar el crecimiento microbiano.

Los sistemas de osmosis inversa están conformados por los siguientes componentes (Figura 3-6):

- **Membranas semipermeables:** Permiten el paso del agua mientras retienen sales y contaminantes. Suelen estar hechas de poliamida y son sensibles al ensuciamiento y a reactivos oxidantes, como el hipoclorito de sodio.
- **Trenes de ósmosis inversa:** Grupos de membranas dispuestas en serie dentro de recipientes de presión. Un tren puede contener múltiples etapas que aumentan la eficiencia del sistema.
- **Carcasas de presión:** Cilindros diseñados para contener las membranas de ósmosis inversa y soportar las altas presiones aplicadas durante el proceso.
- **Sistemas de recuperación de energía:** Dispositivos como intercambiadores de presión y turbinas hidráulicas que permiten reutilizar parte de la energía empleada en la presurización del agua, reduciendo los costos operativos.

- **Bombas de alta presión:** Generan la presión requerida para forzar el agua a través de las membranas.
- **Válvulas y tuberías de control:** Regulan el flujo de agua dentro del sistema y permiten la operación segura de la planta.
- **Sistemas de monitoreo y control:** Sensores y software automatizado supervisan parámetros como presión, flujo y calidad del agua para garantizar el óptimo desempeño del proceso.



Figura 3-6. Sistema de osmosis inversa de pequeña escala en planta de tratamiento de agua de pozo salobre de APR Quintay (Comuna de Casablanca).

3.4 POST-TRATAMIENTO

El agua desalinizada debe ser remineralizada para equilibrar su composición química y evitar efectos corrosivos. Garantiza que el agua desalinizada no solo cumpla con los estándares de potabilidad, sino que también sea segura para la infraestructura de distribución y el consumo humano. Un diseño adecuado de post-tratamiento permite prevenir la corrosión en tuberías y equipos de almacenamiento, garantizar una calidad química para el consumo humano y otros usos y estabilizar químicamente el agua para evitar problemas en las redes de distribución. Este proceso se realiza mediante:

- **Recarbonatación:** proceso utilizado para ajustar el pH del agua desalinizada y aumentar su alcalinidad, reduciendo su agresividad y corrosividad. Este procedimiento se puede llevar a cabo mediante:
 - Inyección de dióxido de carbono (CO_2), proceso a partir del cual se forma ácido carbónico (H_2CO_3), el cual reacciona con sales de calcio presentes en el sistema o agregadas artificialmente, formando bicarbonato de calcio ($\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$). Este compuesto contribuye a estabilizar el pH y mejorar la alcalinidad del agua, lo que la hace menos corrosiva para tuberías y sistemas de distribución.

- Uso de lechos de calcita (CaCO_3) y dolomita ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$), a través de los cuales el agua fluye disolviendo parte de estos minerales, aumentando su contenido de calcio y magnesio y estabilizando su pH.
- **Adición de Calcio y Magnesio:** el agua desalinizada carece de minerales esenciales como el calcio (Ca^{2+}) y el magnesio (Mg^{2+}), que son importantes para la salud humana y para la estabilidad química del agua. Su deficiencia puede hacer que el agua se vuelva agresiva para tuberías y accesorios metálicos, aumentando la corrosión y reduciendo la vida útil de la infraestructura. Para esto, se adicionan sales de calcio y compuestos de magnesio.
- **Desinfección Final:** una vez remineralizada, el agua desalinizada debe someterse a una desinfección final para eliminar cualquier microorganismo que haya sobrevivido al proceso de ósmosis inversa. Ello garantiza su seguridad para el consumo humano. El método más comúnmente usado es la cloración, que se realiza a través de la dosificación de hipoclorito de sodio (NaClO) o gas cloro (Cl_2).

3.5 DESCARGA Y MANEJO DE SALMUERA

La salmuera es un residuo hipersalino que contiene los aditivos utilizados en la limpieza de filtros y las membranas, anti-incrustantes (e.g. fosfato, ácido mónico y ácido sulfúrico), anticorrosivos (sulfuro de sodio), antifouling (de base cloro), y metales pesados, entre otros. Su vertido inadecuado puede afectar los ecosistemas marinos, por lo que se deben implementar estrategias para minimizar su impacto. Existen diferentes métodos de descarga de salmueras cuya mezcla responde a escalas espaciales de decenas a centenas de metros y escalas temporales de horas:

- **Descarga directa al mar:** Se realiza en zonas con alta circulación de corrientes marinas para promover la dispersión de la salmuera.
- **Dilución controlada:** Se mezcla la salmuera con agua de mar antes de su descarga para reducir la diferencia de salinidad con el entorno marino.
- **Descarga mediante emisarios submarinos¹³:** Se instalan sistemas que permiten una mezcla rápida con el agua del mar. La Figura 3-8 muestra el lanzamiento del emisario submarino en Mejillones.

La eficiencia del proceso de descarga depende de su diseño, la cual depende del tipo de difusor (Figura 3-7). Las descargas con una rápida dilución inicial en áreas de buena circulación acotan los impactos a pocas decenas de metros mientras que aquellas diseñadas de manera deficiente

¹³ Emisario submarino: toda forma de ducto destinado a descargar, en forma submarina o subacuática, a cuerpos de aguas marinas costeras, hasta las 12 millas náuticas, materias, energía o sustancias en estado acuoso, resultantes de un proceso industrial o sanitario ([Circular D.G.T.M. Y M.M. Ord. N° A-43/004, 2012](#)).

pueden causar alteraciones en la comunidad de pastos marinos sistemas de sedimentos blandos (Jenkins et al., 2012).

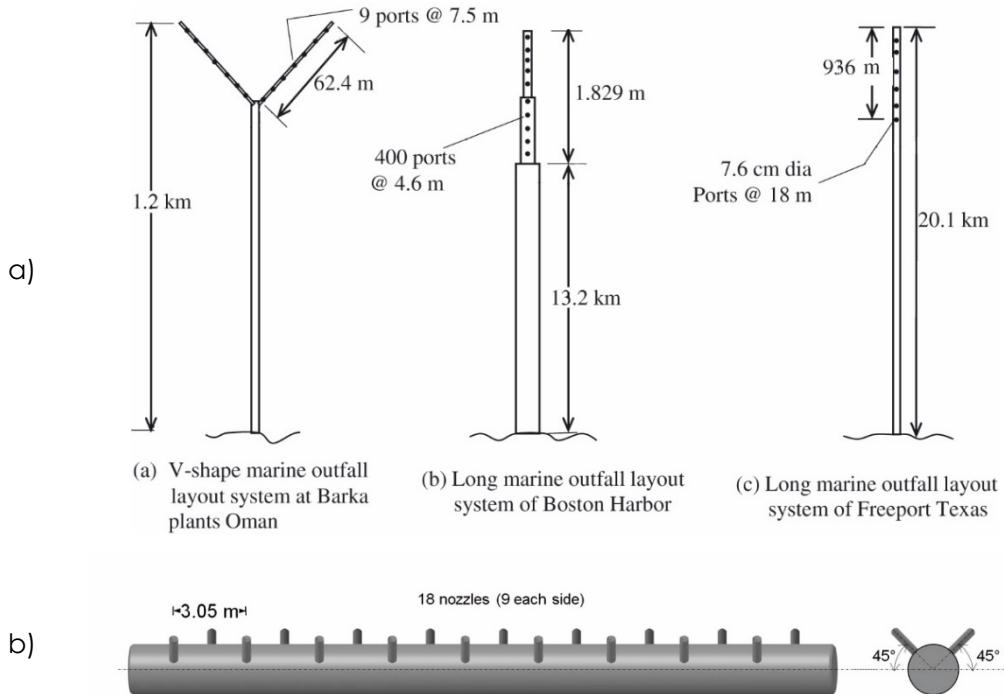


Figura 3-7. a) Difusores con múltiples portas. Difusor en V, difusor telescopico y difusor de sección constante (Ahmad & Baddour, 2014). b) Ejemplo de un difusor con portas alternadas (Roberts et al., 2011).



Figura 3-8. Lanzamiento del emisario submarino de la obra Red Dragon, en Mejillones, efectuado por Constructora Belfi en julio de 2017. <https://vimeo.com/228743252>

Dado que la salmuera no sufre variaciones térmicas significativas durante la osmosis - Heck et al. (2017) reportan aumentos de 1.2°C en la descarga-, la hipersalinidad se traduce en una flotabilidad negativa al ser vertida al mar. Una vez descargada, la pluma describe una trayectoria aproximadamente parabólica en el campo cercano, definido por el balance entre el momentum de los chorros y la gravedad (Figura 3-9). La eficiencia de la mezcla en esta región depende del diseño del difusor y de las características del medio receptor. Una vez que la pluma impacta el fondo, la pluma se estratifica y se comporta como una corriente de gravedad, característica del campo lejano (Figura 3-10). En esta región, el flujo depende de la diferencia de densidad entre la salmuera y el medio, de la batimetría, la rugosidad, las corrientes y el efecto del oleaje en el fondo. En el capítulo 6.2 se profundiza en la interacción de la descarga de salmuera con el medio físico.

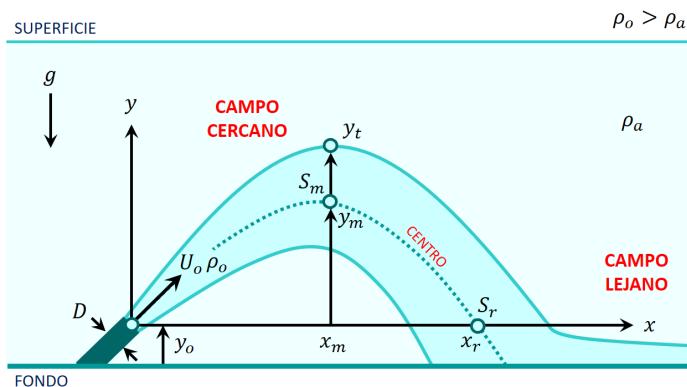


Figura 3-9: Esquema de una descarga de salmuera, sometida a una corriente.

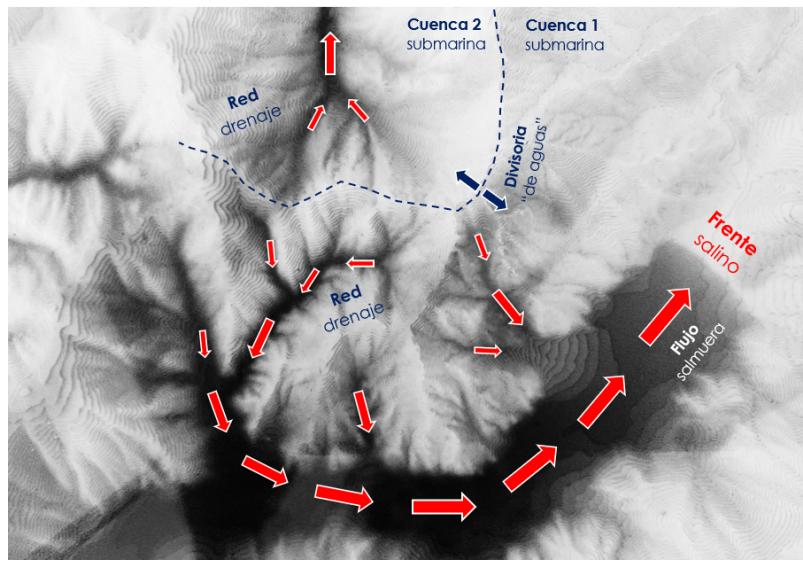


Figura 3-10: Modelo físico efectuado en el Labocéano UV (<https://ingenieriaoceanica.uv.cl/laboceano>), donde se muestra una pluma de boyantes negativa (salmuera) mezclándose en el fondo como una corriente de densidad. Se observan altas concentraciones de la descarga el avance del frente salino hacia las zonas más bajas. El relieve está caracterizado por curvas de nivel discretas.

4 EVALUACIÓN DE IMPACTOS AMBIENTALES USANDO ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA

4.1 INTRODUCCIÓN

La metodología de Análisis de Ciclo de Vida (ACV) es ampliamente utilizada para evaluar los impactos ambientales asociados a un producto, proceso o servicio desde la extracción de materias primas hasta su disposición final. En el contexto de las plantas de ósmosis inversa, esta herramienta resulta útil para identificar y cuantificar los impactos potenciales, orientando la toma de decisiones hacia prácticas más sostenibles. Diversos estudios han incluido el ACV para comparar tecnologías de desalinización en diversas etapas del proceso ([Ghani et al. 2021](#), [Goga et al., 2019](#) y [Najjar et al., 2021](#), [Raluy et al. 2006](#), [Fayyaz et al., 2022](#)). En general, las investigaciones con la metodología de ACV identifican a la demanda eléctrica como el mayor contribuyente de impactos ambientales ([Fayyaz et al., 2022](#); [Aziz et al., 2021](#); [Tarpani et al., 2021](#)).

Mediante indicadores como la huella de carbono, el consumo de agua, la eutrofización y la ecotoxicidad, entre otros, el ACV permite comparar alternativas, tomar decisiones minimizando impactos negativos y generar estrategias para su manejo. Esto es especialmente relevante en Chile, donde la escasez hídrica demanda un manejo sostenible y eficiente del recurso.

En el marco de un ACV, los proyectos de plantas de ósmosis inversa se pueden dividir en las fases de construcción, operación y cierre. La **construcción** comprende la preparación del terreno y la edificación de la planta, la **operación** considera el proceso de producción de agua desalinizada, y el **cierre** implica la finalización de las actividades, el desmantelamiento de la infraestructura y la restauración del sitio, lo cual está asociado a la gestión de residuos. Cada fase presenta desafíos en el ámbito ambiental. La operación es en donde se generan los mayores consumos de energía, emisiones y residuos, lo que la convierte en un punto crítico para la implementación de medidas de sostenibilidad ([Najjar et al., 2021](#); [Ghani et al. 2021](#); [Shahabi et al. 2014](#)).

4.2 METODOLOGÍA DE ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA

Los pasos a seguir y el procesamiento de datos en un ACV se rigen por las normas ISO 14040 e ISO 14044 ([ISO, 2020](#); [ISO,2020](#)), las que son estándares internacionales que establecen criterios para garantizar la homogeneidad y calidad en la aplicación de esta metodología. El ACV incluye cuatro etapas, las cuales son de carácter iterativo, es decir, pueden requerir revisiones y ajustes a medida que avanza el estudio.

- **Primera etapa:** es la definición de objetivos y alcance, en la cual se establece el propósito del estudio, se definen los límites del sistema, la unidad funcional (e.g., 1 kg de producto), los supuestos y limitaciones del estudio, así como los criterios de calidad de los datos.
- **Segunda etapa:** es el análisis de Inventario de Ciclo de Vida (ICV), en la cual se recopilan y cuantifican todas las entradas y salidas del sistema bajo estudio. Esto incluye, por

ejemplo, materias primas, energía y agua como entradas, y emisiones, residuos y productos finales como salidas.

- **Tercera etapa:** es la evaluación de impactos del ciclo de vida (EICV), en la que los datos del inventario se utilizan para evaluar los potenciales impactos ambientales. Esto se realiza a través de categorías de impacto, tales como calentamiento global, agotamiento de recursos, toxicidad humana, eutrofización, entre otros.
- **Cuarta etapa:** es la interpretación de los resultados de las etapas anteriores para obtener conclusiones y realizar recomendaciones. En esta fase, se identifican las etapas con mayor impacto ambiental, se evalúa la incertidumbre y sensibilidad de los datos, y se proponen recomendaciones para la toma de decisiones.

Para realizar un ACV (Análisis de Ciclo de Vida), se pueden utilizar programas computacionales específicos, como SimaPro, GaBi (ambos de pago) y OpenLCA (gratuito), junto con bases de datos como EcoInvent (de pago), ELCD o Agribalyse (gratuitas). En la primera etapa, se determina el método que se utilizará dentro del ACV (e.g., ReCiPe, CML, IMPACT): El método **Midpoint** entrega los resultados por categoría (e.g., calentamiento global, ecotoxicidad marina) y el método **EndPoint** (Figura 4-1) traduce los impactos en tres áreas: daño a la salud humana, pérdida de biodiversidad y valor económico de daños a recursos naturales y ecosistemas.

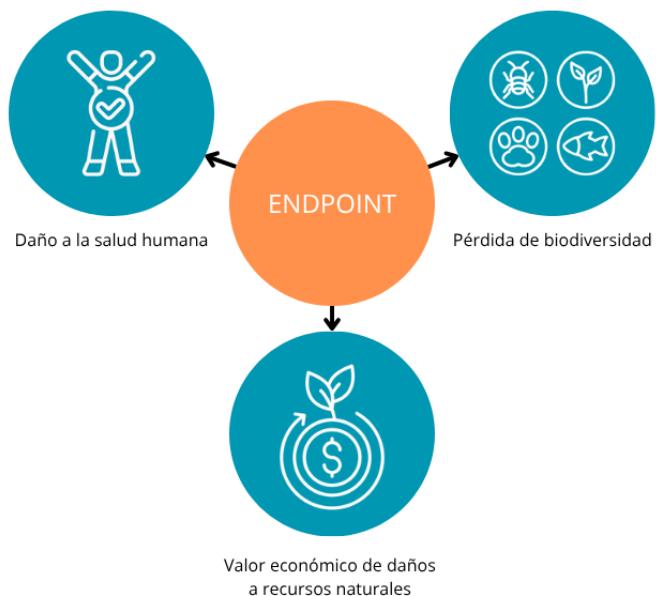


Figura 4-1: Diagrama de análisis de ciclo de vida con método endpoint. Se muestran las tres unidades de impacto calculadas por el método.

4.3 CASOS DE ESTUDIO

A continuación, se presentan resultados de un ACV realizado para la fase de operación de plantas desaladoras de agua de mar mediante osmosis inversa mediante el software OpenLCA2.4. Para su uso se cargó en el programa la base de datos Ecoinvent, la cual es ampliamente utilizada y periódicamente actualizada mejorando su calidad de datos. El método de evaluación de impacto utilizado es ReCiPe 2016 midpoint H el que cuenta con 18 categorías de impacto (Tabla 4-1). Para el ACV se hicieron las siguientes consideraciones:

- El sistema abarca desde la captación de agua de mar a la planta desaladora hasta el acondicionamiento del agua desalada según su uso (Figura 4-2).
- El inventario considera la electricidad necesaria para operar la planta, materiales (membranas de osmosis inversa y de ultrafiltración) y químicos.
- La unidad funcional es 1 m³ de agua producto, según el acondicionamiento.
- Se utiliza ultrafiltración como pretratamiento.
- En parámetros operativos, se considera una recuperación de la planta del 45% ([Turek et al., 2016](#)), y un recambio total de membranas cada 5 años.
- La metodología de evaluación de impactos es ReCiPe 2016.
- Se utilizan datos de agua de mar de las regiones de Atacama y de Valparaíso.
- Se considera el transporte e importación de productos químicos y membranas utilizadas en la osmosis inversa y ultrafiltración.
- Se consideran pérdidas por transmisión del 8% (i.e., una generación un 8% mayor).



Figura 4-2: Diagrama del proceso de osmosis inversa dividido en etapas. Diagrama adaptado de [Lee y Jepson, \(2021\)](#)

Para el inventario se consideró una demanda eléctrica de 4,6 kwh/m², obtenido utilizando el software WAVE con datos de agua de mar de Valparaíso y evaluando 5 casos diferentes para 1, 10,100 1.000 y 10.000 $\frac{L}{s}$ ([Carrasco, 2024](#)). Las membranas para la ultrafiltración y osmosis inversa consideradas son integraPac IPD-51 y SW30XLE-440i, respectivamente. Las concentraciones

específicas se calcularon en base a resultados de Carrasco (2024) y Voutchkov (2013). Además, en el **Anexo A.1** se encuentran los valores del inventario utilizados para los siguientes ítems:

- Para la limpieza química intensificada (chemically enhanced backwashing CEB), se considera hipoclorito de sodio y ácido clorhídrico.
- Para la limpieza in situ (clean in place CIP), se considera ácido cítrico, hidróxido de sodio, hipoclorito de sodio y ácido clorhídrico.
- Para el pretratamiento se considera ácido sulfúrico, hipoclorito de sodio, antiincrustante y hexametafosfato de sodio.
- Para la mineralización se considera carbonato de calcio, sulfato de magnesio y dióxido de carbono
- Para la potabilización fluoruro de sodio e hipoclorito de sodio
- Los datos de la matriz de generación eléctrica (SEN) para el año 2023 se obtienen del sitio energía abierta, extraídos el 5 de mayo del año 2025 ([Energía abierta, 2025](#)), los datos para la matriz 2050 se obtienen de la proyección 2050 realizada por PELP ([Ministerio de Energía, extraído 2025a](#))

En las siguientes páginas se comparan distintos escenarios respecto al caso base, que es descrito a continuación.

Tabla 4-1. Indicadores ReCiPe 2016.

Nombre del indicador (ingles)	Nombre del indicador (español)	Sigla
Fine particulate matter formation	Formación de material particulado fino	FPMF
Fossil resource scarcity	Agotamiento de recurso fósil	FRS
Freshwater ecotoxicity	Ecotoxicidad de agua dulce	FECO
Freshwater eutrophication	Eutrofización de agua dulce	FEU
Global warming	Calentamiento global	GW
Human carcinogenic toxicity	Toxicidad carcinogénica humana	HCT
Human non-carcinogenic toxicity	Toxicidad no carcinogénica humana	HNCT
Ionizing radiation	Radiación ionizante	IR
Land use	Uso del suelo	LU
Marine ecotoxicity	Ecotoxicidad marina	MECO
Maine eutrophication	Eutrofización marina	MEU
Mineral resource scarcity	Escasez de recursos minerales	MRC
Ozone formation, human health	Formación de ozono, salud humana	OFHH
Ozone formation, terrestrial ecosystems	Formación de ozono, ecosistemas terrestres	OFTE
Stratospheric ozone depletion	Agotamiento de ozono estratosférico	SOD
Terrestrial acidification	Acidificación terrestre	TA
Terrestrial ecotoxicity	Ecotoxicidad terrestre	TECO
Water consumption	Consumo de agua	WC

4.3.1 CASO BASE: DESALACIÓN DE AGUA DE MAR EN VALPARAÍSO

El caso base considera:

- Agua de mar proveniente del océano frente a Valparaíso.
- Matriz de generación eléctrica corresponde al año 2022.
- Acondicionamiento del agua desalada necesario para producir agua potable.
- Vida útil de membranas de 5 años (20% de recambio al año).
- Demanda eléctrica de 4,622 kwh/m³ de agua producto.

Los resultados para cada indicador se presentan en la Tabla 4-2. Para explicar los resultados, se analiza el proceso más relevante para cada indicador. Las entradas del inventario se engloban en **electricidad** (compuesta por las fuentes de energía en la matriz de generación eléctrica), **materiales** (membranas de osmosis inversa) y de **ultrafiltración y químicos** (químicos para cada proceso). Por ejemplo, en caso FPMF tiene un impacto de 21,88 gr de PM 2,5 eq, valor compuesto por un aporte de cada participante en el inventario

Tabla 4-2: Indicadores calculados para el caso base. Los indicadores calculados son los presentados en la Tabla 4-1 y el caso base corresponde a agua de origen región de Valparaíso, demanda eléctrica de 4,6 kwh, matriz de generación 2023.

	FPMF	FRS	FECO	FEU	GW	HCT
Unidad	g PM 2.5 eq	kg oil eq	kg 1,4-DCB	g P eq	kg CO2 eq	kg 1,4-DCB
Caso base	16,33	0,6	0,08	0,93	2,13	0,28

	HNCT	IR	LU	MECO	MEU	MRC
Unidad	kg 1,4-DCB	Bq Co-60 eq	<i>m²a</i> crop eq	kg 1,4-DCB	g N eq	g Cu eq
Caso base	1,94	13,46	0,08	0,11	0,08	2,62

	OFHH	OFTE	SOD	TA	TECO	WC
Unidad	g NOx eq	g NOx eq	mg CFC11 eq	gr SO2 eq	kg 1,4-DCB	l
Caso base	7,53	7,72	8,21	8,32	10,29	29,32

Con excepción de IR y SOD, más de un 75% del valor de los indicadores calculados puede atribuirse a la demanda eléctrica de la operación (Figura 4-3). En particular la energía generada con carbón (Figura 4-4) tiene altos impactos ambientales en múltiples categorías como FPMF, GW, HCT, MEU, entre otras (Tabla 4-3). Cuatro indicadores tienen altas participaciones en sus impactos ambientales de energía eléctrica proveniente de gas natural (FRS, GW, MRC y TECO). Adicionalmente, se identifican que plantas fotovoltaicas y eólica tienen impactos ambientales relevantes que provienen principalmente del fin de vida de sus materiales.

Se destacan dos casos particulares LU, cuyos impactos vienen de las plantas de biomasa, estos impactos pueden ser más o menos relevantes dependiendo de si la materia prima utilizada es un residuo de otra industria y WC, que viene de hidroeléctricas de embalse (dada la evaporación). Para el indicador agotamiento de ozono estratosférico (SOD), los materiales son los de mayor participación (90%) debido a que las membranas de osmosis inversa utilizadas en el modelo (SW30XLE-440i) emiten CFC-113, el cual es dañino para la capa de ozono. En promedio 81,4% de los impactos corresponden a electricidad, 12,66% a químicos y 5,94% a materiales, posicionando a la demanda eléctrica como el mayor contribuyente de impactos ambientales al evaluar la operación de la planta de osmosis inversa.

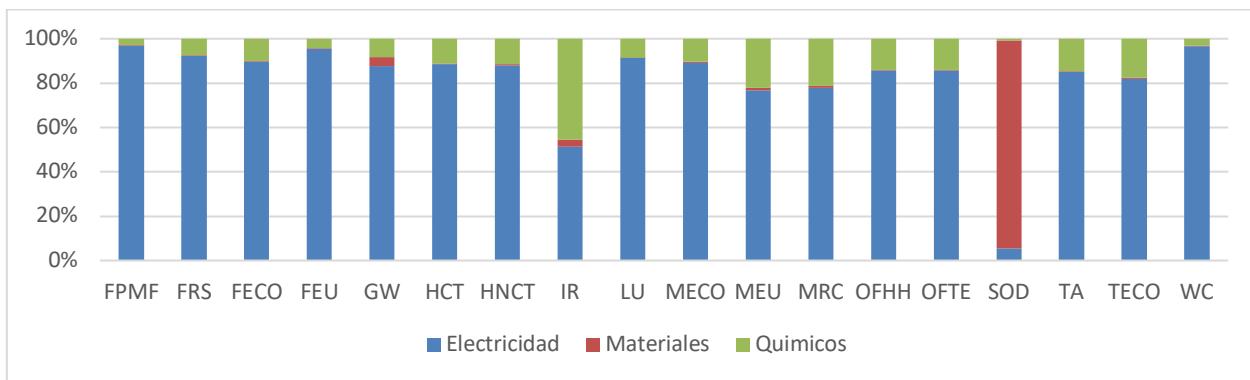


Figura 4-3. Participación de generación de electricidad, uso de materiales y químicos en indicadores calculados.

Tabla 4-3. Mecanismos principales y respectiva participación porcentual que explican cada indicador

Indicador	Mecanismo
FPMF	92,9% corresponde a la generación eléctrica mediante carbón
FRS	41,88% y 40,85%, corresponde a la extracción, manufactura y transporte de gas natural y carbón, respectivamente, para la generación eléctrica
FECO	3,17% corresponde a la extracción, manufactura y transporte de carbón para la generación de electricidad; 24,94% a la producción y puesta en marcha de plantas fotovoltaicas; y 23,09% la instalación turbinas eólicas
FEU	84,82%, corresponde a la producción de carbón para generar electricidad
GW	43,25%, 23,03%, corresponden a la generación eléctrica mediante carbón y gas natural respectivamente
HCT	28,55%, corresponde al tratamiento de cenizas en la generación eléctrica mediante carbón
HNCT	39,43%, corresponde a la producción de carbón para generar electricidad
IR	30,30% corresponde a la generación eléctrica fotovoltaica; 22,71% a la producción de sulfato de magnesio para la mineralización de agua producida
LU	70,47% se explica en la silvicultura
MECO	23,82% corresponde a la producción y puesta en marcha en plantas fotovoltaicas; 23,12% a extracción, manufactura y transporte de carbón para la generación de electricidad; 20,88% a la instalación turbinas eólicas
MEU	54,71%, corresponde a la producción de carbón para generar electricidad

Indicador	Mecanismo
MRC	30,58% corresponde a la producción y puesta en marcha en plantas fotovoltaicas; 16,33% a la extracción, manufactura y transporte de gas natural para la generación de electricidad
OFHH	58,29% corresponde a la generación eléctrica mediante carbón
OFTE	57,08% corresponde a la generación eléctrica mediante carbón
SOD	89,96% corresponde a la producción directa de membrana de osmosis inversa
TA	61,34% corresponde a la generación eléctrica mediante carbón
TECO	23,19% corresponde a la extracción, manufactura y transporte de carbón para la generación de electricidad; 23,33% a la producción y puesta en marcha en plantas fotovoltaicas
WC	46,31% corresponde a la generación de electricidad mediante energía hidráulica



Figura 4-4. Central ventanas, región de Valparaíso, Chile. Adaptada de [Ministerio de Energía, \(2016\)](#). En 17 de 18 indicadores evaluados la energía eléctrica es el mayor contribuyente a impactos ambientales. Sobre todo, la generada mediante carbón.

4.3.2 INFLUENCIA DEL AGUA DE MAR USADA EN IMPACTOS AMBIENTALES

Para evaluar cómo afecta el agua de mar en los indicadores, se repite la modelación con datos de agua de mar de la región de Atacama, lo que tiene influencia en la cantidad de químicos de pretratamiento y de limpieza utilizados. La Tabla 4- contiene datos con las variables para el agua de mar de Valparaíso y de Atacama utilizados en el software WAVE. Pese a que la temperatura del agua de mar es un factor importante, para este estudio la diferencia en los químicos utilizados no resulta ser influyente en el ACV. Las modelaciones muestran que los 18 indicadores mantienen los valores de la Tabla 4-2. Esto permite concluir que los químicos utilizados para el pretratamiento y limpieza de las distintas aguas de mar no varían lo suficiente como para generar cambios en los impactos ambientales.

Tabla 4-4. Datos de agua de mar, Valparaíso y Atacama (Carrasco, 2024).

Variable	Atacama	Valparaíso	Unidades
Turbidez	0,96	1,00	NTU
Sólidos suspendidos totales	9,88	46,50	mg/L
Índice de densidad de sedimentos	4,88	3,00	-
Carbono orgánico total	4,00	3,00	mg/L
Temperatura mínima	12,7	5	°C
Temperatura media	13,5	6	°C
Temperatura máxima	14,2	7	°C
pH	7,53	7,74	-

4.3.3 INFLUENCIA DEL CONSUMO ELÉCTRICO Y MATRIZ ELÉCTRICA SOBRE LOS IMPACTOS

Para evaluar las variaciones en demanda eléctrica, se construyen tres casos:

- **Disminución de la demanda eléctrica en 25% (3,5 kwh/m³):** Todos los indicadores disminuyen, pero diferentes proporciones. Por ejemplo, el indicador calentamiento global (GW) disminuye en 21,9% y la ecotoxicidad marina (MECO) en 22,3% (Tabla 4-5). Mientras mayor es la contribución de la electricidad en el indicador, mayor es su disminución al evaluar el nuevo valor. En promedio, se disminuyen los impactos en 20,3%.
- **Aumento de la demanda eléctrica en 25% (5,8 kwh/m³):** Todos los indicadores suben, siendo el mayor aumento para los indicadores formación de material particulado fino (FPMF) con 24,2%, eutrofización de agua dulce (FEU) con 23,7% y uso de agua (WC) con 24,1%. El aumento promedio de los indicadores es de 20,4%
- **Utilización de una nueva matriz de generación eléctrica:** Se mantiene el valor de consumo del caso base (4,6 kwh/m³) pero se modifica la matriz de generación de electricidad para el año 2050. Para esto se utilizan valores de generación reportados por el programa de Planificación Energética de Largo Plazo ([Ministerio de Energía, extraído 2025b](#)). La matriz proyectada al 2050 tiene altos porcentajes de energías renovables no convencionales, especialmente solar (36%) y eólica (33%). Para evaluar los indicadores no se consideran los impactos de la acumulación de electricidad en la matriz. En este escenario 13 indicadores disminuyen; algunos sobre un 80%, (FPMF y FRS). Los indicadores que aumentan son ecotoxicidad de agua dulce (FECO), radiación ionizante (IR), ecotoxicidad marina (MECO), escasez de recurso mineral (MRC) y ecotoxicidad terrestre (TECO). Esto se explica por los impactos asociados a los procesos de fabricación de tecnologías de energías renovables no convencionales (Figura 4-5). Promediando los 18 indicadores, hay una disminución del 39,3%, siendo este el caso donde más disminuyen los impactos ambientales respecto al caso base (pese a que hay 5 indicadores que aumentan). Ello

demuestra una vez más la relevancia de la demanda eléctrica en la operación de las plantas de osmosis inversa.

Tabla 4-5. Indicadores calculados para una disminución en 25% y un aumento en 25% del consumo eléctrico con respecto al consumo del caso base (4,6 kWh). Además, se presentan los indicadores calculados para matriz de generación eléctrica proyectada para el 2050 manteniendo consumo del caso base. Los valores del caso base se ponen como referencia y fueron presentados previamente (sección 4.3.1)

Caso	FPMF	FRS	FECO	FEU	GW	HCT
Unidad	g PM 2.5 eq	kg oil eq	kg 1,4-DCB	g P eq	kg CO2 eq	kg 1,4-DCB
Caso base	21,88	0,73	0,12	1,31	2,61	0,35
-25%	16,68	0,56	0,09	1,00	2,04	0,27
+ 25%	27,23	0,90	0,14	1,62	3,19	0,42
2050	1,12	0,14	0,16	0,21	0,60	0,22

Caso	HNCT	IR	LU	MECO	MEU	MRC
Unidad	kg 1,4-DCB	Bq Co-60 eq	m^2a crop eq	kg 1,4-DCB	g N eq	g Cu eq
Caso base	2,76	16,95	0,04	0,16	0,12	3,27
-25%	2,15	14,42	0,03	0,13	0,10	2,61
+ 25%	3,39	19,56	0,04	0,20	0,15	3,94
2050	1,23	20,04	0,03	0,21	0,05	4,76

Caso	OFHH	OFTE	SOD	TA	TECO	WC
Unidad	g NOx eq	g NOx eq	mg CFC11 eq	g SO2 eq	kg 1,4-DCB	l
Caso base	9,59	9,81	8,54	11,02	12,24	31,5
-25%	7,53	7,7	8,35	8,65	9,72	24,09
+ 25%	11,72	11,98	8,73	13,47	14,84	39,13
2050	1,99	2,06	7,98	2,81	13,98	14,61



Figura 4-5. Planta desaladora con energía solar, Caleta Pajonaes. La proyección de la matriz al 2050 considera una mayor participación de energía solar y eólica, lo cual lleva a una disminución promedio de los indicadores evaluados en un 39,3%.

4.3.4 INFLUENCIA DEL ACONDICIONAMIENTO DEL AGUA PRODUCIDA SOBRE LOS IMPACTOS

El acondicionamiento consiste en el procedimiento para adaptar el agua de mar a un uso específico, sea este potable, agrícola e industrial. Las diferencias recaen en la mineralización: para agua potable se añade sulfato de magnesio, carbonato de calcio y dióxido de carbono, mientras que en industrial y agrícola, se añade los dos últimos en distintas dosis.

Para el acondicionamiento del agua desalada de uso agrícola e industrial, el indicador de radiación ionizante (IR) es el que más disminuye (Tabla 4-6) porque es el de mayor participación dentro de los químicos utilizados (Figura 4-3). En el caso del acondicionamiento agrícola, hay una disminución promedio de 0,3%, teniendo 4 indicadores no varían: uso de suelo (LU), eutrofización marina (MEU), agotamiento de ozono estratosférico (SOD) y uso de agua (WC). Para el acondicionamiento industrial todos los indicadores disminuyen con una disminución promedio de 3,7%.

Tabla 4-6. Indicadores calculados para un condicionamiento de agua producto para uso agrícola y para un uso industrial. Estos casos son cambios en el uso de químicos de mineralización.

Caso	FPMF	FRS	FECO	FEU	GW	HCT
Unidad	g PM 2,5 eq	kg oil eq	kg 1,4-DCB	g P eq	kg CO2 eq	kg 1,4-DCB
Caso base	21,88	0,73	0,12	1,31	2,61	0,35
Uso agrícola	21,84	0,72	0,12	1,30	2,61	0,35
Uso industrial	21,7	0,71	0,11	1,29	2,55	0,34

Caso	HNCT	IR	LU	MECO	MEU	MRC
Unidad	kg 1,4-DCB	Bq Co-60 eq	m^2a crop eq	kg 1,4-DCB	g N eq	kg Cu eq
Caso base	2,76	16,95	0,04	0,16	0,12	3,27
Uso agrícola	2,77	15,68	0,04	0,16	0,12	3,35
Uso industrial	2,72	14,38	0,04	0,16	0,12	3,14

Caso	OFHH	OFTE	SOD	TA	TECO	WC
Unidad	g NOx eq	g NOx eq	mg CFC11 eq	g SO2 eq	kg 1,4-DCB	l
Caso base	9,59	9,81	8,54	11,02	12,24	31,50
Uso agrícola	9,55	9,76	8,54	10,98	12,36	31,50
Uso industrial	9,18	9,38	8,52	10,59	11,73	31,25

4.3.5 INFLUENCIA DE LA VIDA ÚTIL DE LAS MEMBRANAS SOBRE LOS IMPACTOS

Con el fin de evaluar el impacto de un recambio más frecuente de membranas, se modela un escenario donde anualmente se cambian el 50% de las membranas, en comparación al caso base donde el recambio es de un 20% anual. En este escenario, prácticamente todos los indicadores aumentan, excepto eutrofización de agua dulce (FEU) y formación de material particulado fino (FPMF) (Tabla 4-7). Esto es esperable dado que los impactos asociados a las membranas (producción, transporte, destino final) son distribuidos en menos años. Las membranas tienen un alto impacto en el indicador de agotamiento de ozono estratosférico (SOD), lo que se ve reflejado en un aumento de un 140%. Promediando los resultados, el aumento es de un 8,9%, y un 1,2% si es que no se considera al SOD en el cálculo. Otros indicadores con aumentos relativamente altos son calentamiento global (GW) con 6,0% y radiación ionizante (IR) con 4,5%.

Tabla 4-7. Indicadores calculados para una vida útil de membranas menor a la del caso base. Se considera un recambio cada 2 años, en comparación al caso base que es cada 5 años.

Caso	FPMF	FRS	FECO	FEU	GW	HCT
Unidad	g PM 2.5 eq	kg oil eq	kg 1,4-DCB	g P eq	kg CO2 eq	kg 1,4-DCB
Caso base	21,88	0,73	0,12	1,31	2,61	0,35
Cada 2 años	21,90	0,73	0,12	1,31	2,74	0,35

Caso	HNCT	IR	LU	MECO	MEU	MRC
Unidad	kg 1,4-DCB	kBq Co-60 eq	m2a crop eq	kg 1,4-DCB	g N eq	g Cu eq
Caso base	2,76	16,95	0,04	0,16	0,12	3,27
Cada 2 años	2,78	17,56	0,04	0,16	0,13	3,30

Caso	OFHH	OFTE	SOD	TA	TECO	WC
Unidad	g NOx eq	g NOx eq	mg CFC11 eq	g SO2 eq	kg 1,4-DCB	I
Caso base	9,59	9,81	8,54	11,02	12,24	31,50
Cada 2 años	9,62	9,84	20,07	11,06	12,36	31,61

4.3.6 MODELO ENDPOINT

Se utiliza la metodología endpoint con el método de evaluación ReCiPe endpoint 2016, para comparar los resultados entre el modelo del caso base y el modelo con matriz proyectada 2050. Para analizar si la reducción de los impactos ambientales llega a ser significativa con este método. Al utilizar endpoint se agrupa los resultados a tres unidades de medición: años de vida ajustados por discapacidad, se mide en DALY por sus siglas en inglés, 1 DALY equivale a perder 1 año de vida saludable, costos económicos (USD2013) que es el costo económico de daños a recursos naturales y ecosistemas, y especies-año (species.yr) que es la pérdida de biodiversidad en extinciones locales al año, por ejemplo, un valor de 0,01 equivale a una extinción local del 1% de una especie durante 1 año.

Similar a los resultados obtenidos con la metodología midpoint, el cambio de la matriz de generación eléctrica del caso base que contiene un mayor porcentaje de combustibles fósiles a energías renovables presenta una disminución en las tres categorías. DALY disminuyó en un 86% (Tabla 4-8), siendo el que obtuvo la mayor disminución, esto se debe principalmente a la disminución de emisiones que afectan la salud, como por ejemplo el material particulado de las plantas termoeléctricas. Los indicadores USD2013 y Species.yr, disminuyeron en un 76% y un 71%, respectivamente (Tabla 4-8).

En el caso de USD2013, la disminución se debe principalmente al menor uso de combustibles, lo cual es una menor extracción de materias primas y en el caso de Species.yr, este se debe a la menor contaminación producto de procesos extractivos de combustibles fósiles.

Los resultados obtenidos con esta metodología van en la línea de los obtenidos con Midpoint, donde cambiar la matriz eléctrica por una con mayor porcentaje de energías renovables no convencionales, presenta una gran disminución de los impactos ambientales.

Tabla 4-8. Indicadores calculados para la metodología endpoint. Se comparan el caso base y el caso matriz 2050 en las tres categorías de la metodología, en todos hay una disminución

Caso	DALY	USD2013	Species.yr
Caso base	1,37E-5	0,16	1,06E-8
Matriz 2050	1,88E-6	0,04	3,08E-9
Disminución	86%	76%	71%

4.3.7 CONCLUSIONES

Los resultados indican que, al evaluar los impactos ambientales de la operación de distintas plantas desaladoras por ósmosis inversa, se debe prestar atención a la demanda energética, ya que esta representa la mayor contribución a dichos impactos. En el contexto nacional, las plantas de ósmosis inversa se construyen principalmente en zonas costeras, para estar cerca del punto de extracción del recurso, y se ubican mayoritariamente en el norte del país, donde la energía eólica y solar se identifican como alternativas viables para suplir la demanda eléctrica. También existe la alternativa de utilizar mecanismos de recuperación de energía, los cuales capturan energía dada las altas presiones que se deben alcanzar para vencer la presión osmótica.

También es necesario optimizar el uso de los químicos involucrados en el proceso, lo cual se puede lograr calculando la cantidad requerida en cada etapa, de manera de garantizar la eficiencia del sistema sin comprometer la calidad del producto final. Para ello, es fundamental contar con datos actualizados y periódicos que permitan revisar las dosificaciones en cada fase (pretratamiento, limpieza, mineralización y potabilización, cuando esta última sea necesaria). Aunque, en términos porcentuales, los químicos no representan un impacto tan significativo como la demanda eléctrica, en el caso evaluado de acondicionamiento se observan variaciones relevantes dependiendo de los productos utilizados.

Aunque los materiales no representan un gran porcentaje de los impactos ambientales, su acumulación en grandes cantidades dentro de las plantas de ósmosis inversa (especialmente aquellas que operan con mayores caudales) es significativa. Por ello, se recomienda implementar estrategias de reutilización, reciclaje o recuperación, con el fin de extender su vida útil. La tasa de recambio suele ser cercana al 20 % por daño, lo que equivale a un recambio total cada cinco años. Entre las alternativas se incluyen la limpieza y regeneración, el reuso en aplicaciones de menor exigencia, la separación de materiales y su posterior recuperación.

A modo de cierre, se recomienda revisar en detalle los resultados obtenidos en este Análisis de Ciclo de Vida (ACV) y orientar el desarrollo de proyectos de ósmosis inversa hacia enfoques más sustentables. Para ello, es fundamental identificar y aplicar alternativas que permitan reducir los



impactos ambientales en las áreas evaluadas: consumo de electricidad, uso de químicos y gestión de materiales.

5 IMPACTOS DE LA CAPTACIÓN DE AGUA DE MAR

5.1 INTRODUCCIÓN

La captación de agua en plantas desaladoras constituye un proceso clave con implicancias ecológicas importantes a considerar. Su diseño y ejecución pueden provocar alteraciones relevantes en el entorno marino, especialmente si no se consideran las condiciones locales y los posibles efectos acumulativos o sinérgicos con otras actividades costeras. Disponer de información clara, contextualizada y respaldada por evidencia científica es esencial para fortalecer los procesos de evaluación ambiental y orientar decisiones informadas desde las primeras etapas del proyecto. Esto no solo contribuye a la sostenibilidad técnica y ambiental de las plantas, sino también a su aceptación social y a una mejor planificación territorial. Al reducir los riesgos para la biodiversidad marina, se facilita el desarrollo de soluciones más integradas, responsables y sostenibles.

El proceso de captación de agua de mar puede tener efectos importantes sobre diversas especies marinas. Sin embargo, a diferencia de lo que ocurre con el agua de descarte, los estudios tendientes a evaluar los impactos de la captación son aún muy limitados. Debido al rápido aumento de las plantas desaladoras, conocer los efectos de este proceso resulta más que una necesidad.

La principal problemática de la captación de agua es que puede afectar negativamente la diversidad y abundancias poblacionales ([Missimer & Maliva, 2018](#); [Elsaid et al., 2020](#)), ya sea a través del arrastre de organismos, la retención en las rejillas o del atrapamiento dentro del sistema de captación ([Kreshman, 1985](#); [Gille, 2003](#); [Bombar et al., 2016](#); [Missimer & Maliva, 2018](#); [Elsaid et al., 2020](#); [Navarro & Sánchez, 2021](#); [Ohlund et al., 2024](#); [Kassouar & El-Amine, 2024](#); [Moon et al., 2025](#)). La Figura 5-1 muestra un esquema típico de un sistema de captación mediante un inmisario submarino y una torre de captación de agua de mar con rejillas para una planta desaladora grande.

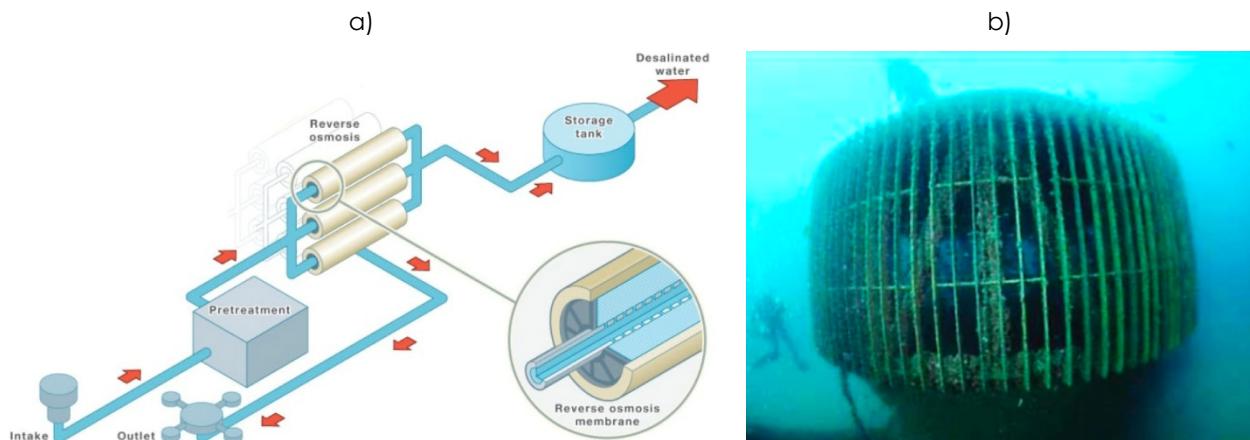


Figura 5-1. a) Captación mediante un inmisario submarino ([Watereuse Association Desalination Committee, 2011](#)). b) Estructura de captación de agua de mar ([Shokrgozar, 2018](#)).

Los procesos en que se pueden afectar negativamente la fauna son (Figura 5-2):

- El **arrastre** dice relación con paso de organismos menores que la abertura de las rejillas de entrada que, debido a su limitada o nula capacidad de nado, son transportados por el flujo de agua de alimentación hacia la planta ([Bombar et al., 2016; Elsaïd et al., 2020](#)).
- La **retención** en las rejillas de captación se produce cuando organismos cuyo tamaño supera el de las rejillas quedan atrapados debido a la velocidad del flujo producida por la captación de agua ([Fariñas & López, 2007; Lattemann & Höpner, 2008; Elsaïd et al. 2020; Kassouar & El-Amine 2024](#)).
- El **atrapamiento** de organismos se produce cuando los individuos de una especie pasan por las rejillas, pero debido a su tamaño no pueden ser arrastrados hacia la planta, pero tampoco tienen la capacidad de volver a mar abierto ([Elsaïd et al., 2020](#)).



Figura 5-2. a) Impactos en la captación de agua en plantas desaladoras (elaboración propia). b) Ducto de captación con problemáticas de retención ([Díaz, 2022](#)).

Independiente del mecanismo a través del cual la captación de agua en plantas desaladoras afecta a las distintas especies, sus impactos pueden llevar a la mortalidad de los individuos con

potenciales consecuencias sobre las poblaciones y la comunidad entera (Dehwah et al., 2015a; Bombar et al., 2016; Missimer & Maliva, 2018; Elsaïd et al., 2020; Navarro & Sánchez, 2021; Kassouar & El-Amine, 2024; Moon et al., 2025). Por ejemplo, toneladas de medusas bloquearon las tomas de agua de mar en una planta de desalinización en Ghubra (Oman), donde además de un impacto negativo sobre la fauna se afectó dramáticamente la producción de agua (Kress & Galil, 2018). Similarmente, Kreshman (1985) muestra que las tomas de aguas de plantas desalinizadoras en Zuara (Libia), son obstruidas por el arrastre de algas a la deriva, afectando el funcionamiento de la planta.

A través de los estudios sobre la calidad del agua de captación para la desalinización, es posible inferir que el impacto sobre la fauna puede variar según las características biológicas de la zona de captación de agua (Dehwah et al. 2015a; Elsaïd et al. 2020; Ayaz et al. 2022). En este contexto, en zonas de menor productividad biológica (e.g., baja abundancia de fitoplancton) el impacto de la toma de agua sobre el ecosistema marino sería menor que en zonas con alta productividad (Gille, 2003; Dehwah et al., 2015b; Missimer & Maliva, 2018). Del mismo modo, la captación de agua desde fuentes bajo la superficie (e.g., pozos) que aprovechan la filtración natural del ecosistema, como la arena o las formaciones rocosas, favorecería un menor impacto de la captación de agua (Gille, 2003; Peters & Pintó, 2008; Shahabi et al., 2015; Dehwah et al., 2015a; Al-Kaabi et al., 2021; Ohlund et al., 2024; Moon et al., 2025).

Por ejemplo, Dehwah et al. (2015b) compararon las tomas de agua de dos plantas de desalinización en el Mar Rojo, mostrando que la toma de agua de pozo reduce la concentración de bioinscrustantes, ya que estos sistemas son tuberías que se encuentran enterradas en el sustrato, el cual funciona como un filtro natural, disminuyendo significativamente la cantidad de microrganismos, en comparación a una toma de agua superficial.

Es importante destacar que los estudios cuantitativos sobre los impactos de la captación de agua en plantas desaladoras, son en general escasos, y han sido desarrollados principalmente en plantas de generación eléctrica (Missimer & Maliva, 2018; Kress & Galil, 2018). Consecuentemente, más estudios son requeridos para entender y predecir los impactos que la captación de agua en plantas desalinizadoras presentan sobre los ecosistemas marinos.

Por otra parte, gran parte de la literatura sobre impactos ambientales en plantas desalinizadoras se enfoca en la etapa operativa. No obstante, en las fases de construcción y cierre también se pueden generar perturbaciones relevantes en los ecosistemas marinos. Estas etapas, aunque acotadas en el tiempo, implican actividades como excavaciones, instalación o retiro de tuberías, movimiento de maquinaria pesada y alteraciones del sustrato marino o terrestre.

En la Tabla 5-1 a Tabla 5-3 se resumen los principales impactos ambientales identificados en las tres fases del ciclo de vida de la captación: construcción, operación y cierre. Estas tablas han sido adaptadas a partir de la “Guía para la evaluación ambiental de proyectos industriales de desalación en jurisdicción de la Autoridad Marítima” (DIRECTEMAR, 2021) documento que aporta una serie de guías para la identificación de los impactos ambientales, organizando la información según el tipo de actividad, los impactos generales y los efectos específicos sobre el medio

ambiente. Esta sistematización busca servir como referencia para anticipar posibles riesgos y orientar tanto las evaluaciones como el diseño de medidas de mitigación desde las primeras etapas del proyecto.

Tabla 5-1. Guía para identificación de impactos generales y específicos, según actividad, durante la fase de construcción del ducto de captación ([DIRECTEMAR, 2021](#)).

Actividad	Impactos generales	Impactos específicos
Construcción instalaciones costeras / Funcionamiento de la maquinaria y equipos / Tránsito de vehículos pesados y livianos	Alteración de hábitat de recursos hidrobiológicos costeros	Mamíferos y aves marinas
Construcción instalaciones costeras / Funcionamiento de la maquinaria y equipos / Tránsito de vehículos pesados y livianos	Alteración de hábitat de recursos hidrobiológicos costeros	Comunidades intermareales / Comunidades submareales / Especies que forman bancos naturales
Perforación / Zanja / Construcción obras temporales o definitivas (i.e muelle)	Alteración de hábitat de recursos hidrobiológicos costeros	Comunidades intermareales (fondo blando o duro) / Comunidades submareales (fondo blando o duro) / Especies comerciales y no comerciales / Especies que forman bancos naturales
Instalación ducto	Alteración de la calidad de las aguas	Columna de agua
Instalación ducto	Alteración de la calidad de los sedimentos	Sedimentos
Instalación ducto	Alteración de las comunidades bentónicas submareales	Comunidades intermareales (fondo blando o duro) / Comunidades submareales (fondo blando o duro) / Especies comerciales y no comerciales / Especies que forman bancos naturales
Construcción instalaciones costeras (Perforación / Zanja / Construcción obras temporales o definitivas (i.e muelle)) / Funcionamiento de la maquinaria y equipos / Tránsito de vehículos pesados y livianos	Aumento del ruido sobre recursos hidrobiológicos costeros	Mamíferos y aves marinas / Peces / Otros recursos susceptibles efectos
Obras de construcción	Alteración de hábitat de recursos capturados por la pesca artesanal	Percepción de riesgo de los pescadores sobre una potencial afectación a su actividad productiva

Tabla 5-2. Guía para identificación de impactos generales y específicos, según actividad, durante la fase de operación del ducto de captación. ([DIRECTEMAR, 2021](#)).

Actividad	Impactos generales	Impactos específicos
Operación sistema captación	Pérdida de organismos planctónicos (atrapamiento y arrastre)	Especies del meroplancón (incluye necton y bentos) / Especies del Fitoplancton (incluye algas comerciales)
Operación sistema captación	Pérdida de adultos equivalentes (atrapamiento y arrastre)	Especies del meroplancón (incluye los grupos taxonómicos de peces, crustáceos, moluscos (mitílidos y gastrópodos), equinodermos, cefalópodos, entre los principales)

Tabla 5-3. Guía para identificación de impactos generales y específicos, según actividad, durante la fase de cierre del ducto de captación. ([DIRECTEMAR, 2021](#)).

Actividad	Impactos generales	Impactos específicos
Funcionamiento de la maquinaria y equipos / tránsito de vehículos pesados y livianos	Alteración de hábitat de recursos hidrobiológicos costeros	Mamíferos y aves marinas
Retiro instalaciones / Funcionamiento de la maquinaria y equipos / tránsito de vehículos pesados y livianos	Alteración de hábitat de recursos hidrobiológicos costeros	Comunidades intermareales / Comunidades submareales / Especies que forman bancos naturales
Construcción obras temporales costeras para el retiro del ducto	Alteración de hábitat de recursos hidrobiológicos costeros	Comunidades intermareales (fondo blando o duro) / Comunidades submareales (fondo blando o duro) / Especies comerciales y no comerciales / Especies que forman bancos naturales
Retiro Ducto	Alteración de la calidad de las aguas	Columna de agua
Retiro Ducto	Alteración de la calidad de los sedimentos	Sedimentos
Retiro Ducto	Alteración de las comunidades bentónicas submareales (comerciales y no comerciales)	Comunidades intermareales (fondo blando o duro) / Comunidades submareales (fondo blando o duro) / Especies comerciales y no comerciales / Especies que forman bancos naturales
Retiro Ducto	Alteración del ruido sobre recursos hidrobiológicos costeros	Mamíferos y aves marinas / Peces / Otros recursos susceptibles efectos

Actividad	Impactos generales	Impactos específicos
Retiro Ducto	Alteración de hábitat de recursos capturados por la pesca artesanal	Percepción de riesgo de los pescadores sobre potencial afectación a su actividad

5.2 MEDIDAS DE MITIGACIÓN

Las tomas de agua bajo la superficie (pozos o sistemas de galerías) generan un menor impacto en el medio marino que las tomas directas desde la columna de agua (toma de agua superficial o toma de agua profunda). Esto se debe a que el efecto sobre los organismos se ve reducido, disminuyendo el arrastre de zooplancton y, en consecuencia, reduciendo el uso de productos químicos en la etapa de pretratamiento del agua antes de la ósmosis inversa ([Gille, 2003; Peters & Pintó, 2008; Panagopoulos & Haralambous, 2020; Elsaïd et al., 2020; Nada et al., 2024](#)).

Otra estrategias de mitigación es localizar las tomas de agua de las plantas desalinizadoras lejos de zonas de alta productividad, amenazadas o con la presencia de especies de alto valor ecológico, lo que disminuiría la mortalidad de organismos debido al impacto y arrastre, además de reducir la necesidad de productos químicos para el tratamiento del agua ([Múñoz & Pérez, 2005; Ihsanullah et al., 2021](#)).

Asimismo, se recomienda disminuir la velocidad de captación a fin de disminuir los efectos de impacto y arrastre sobre la fauna ([Peters & Pintó 2008; Panagopoulos & Haralambous, 2020; Ihsanullah et al., 2021](#)). Para ello, es común implementar rejillas de captación para limitar la entrada de organismos, o un sistema de derivación para prevenir el choque de estos ([Gille, 2003; Panagopoulos & Haralambous, 2020; Ihsanullah et al., 2021; Moon et al., 2025](#)). Las rejillas de captación deben contar con aberturas pequeñas (≤ 1 mm) y velocidades de aproximación inferiores a 0.15 m/s ([SWRCB, 2015](#)), lo cual permite que peces y otros organismos eviten ser succionados. Por otra parte, el uso de sistemas de esclusas de mar abierto puede controlar el caudal instantáneo, reduciendo impactos durante períodos de alta sensibilidad ecológica. Complementariamente, la operación continua en lugar de ciclos intermitentes, puede estabilizar flujos y reducir alteraciones súbitas en el hábitat marino.

Otra medida para mitigar los efectos de la toma de agua es el repoblamiento de especies de mayor interés, así como la creación de hábitats que favorezcan su supervivencia ([Missimer & Maliva, 2018](#)).

6 IMPACTOS DE LA DESCARGA DE SALMUERA

6.1 INTRODUCCIÓN

Al igual que en la captación de agua de mar en plantas desaladoras, la descarga de agua de salmuera constituye un proceso clave con implicancias ecológicas importantes a considerar. El diseño y operación de los emisarios de descarga pueden provocar alteraciones relevantes en el entorno marino, si no se consideran las condiciones locales y los posibles efectos acumulativos o sinérgicos con otras actividades costeras. En este capítulo se analizan las interacciones de la salmuera con el medio físico y con especies de interés ecológico en forma separada.

6.2 INTERACCIÓN DE LA DESCARGA DE SALMUERA CON EL MEDIO FÍSICO

Para definir el Área de Influencia (AI) de una descarga de salmuera en el cuerpo de agua, se debe caracterizar el campo hidrodinámico en un dominio lo suficientemente grande como para incluir la escala de todos los procesos físicos relevantes de los forzantes. En esta sección se introducen los forzantes hidrodinámicos¹⁴, los procesos de mezcla de descargas salinas en el medio y los trabajos de campo necesarios para caracterizar dichos procesos.

6.2.1 FORZANTES HIDRODINÁMICOS

La hidrodinámica de un sitio de estudio se caracteriza mediante un modelo, debidamente calibrado y validado con datos de campo, el cual genera como resultado un campo de velocidades (magnitud y dirección) y desnivelaciones producidas por diferentes forzantes en el dominio de simulación. Las corrientes forzadas por los vientos, marea y oleaje son las que presentan mayor relevancia en los estudios de circulación, pero también existen aquellas generadas cerca de desembocaduras producto del caudal descargado y aquellas generadas por gradientes densimétricos en zonas de mezcla de agua dulce y salada. La Figura 6-1 ilustra un esquema muy simplificado del perfil de velocidad asociada a corrientes generadas por viento, marea y oleaje en una costa profunda y una costa somera. La Guía para el modelado de la hidrodinámica y del proceso de mezcla de descargas salinas y térmicas ([DIRECTEMAR, 2021a](#)) da más detalles sobre los forzantes.

Para efectos de la modelación de una pluma de descarga, es necesario justificar, mediante un estudio oceanográfico, los forzantes dominantes que generan corrientes cuya magnitud e intensidad turbulenta es relevante en el proceso de mezcla¹⁵. Para ello, es pertinente contar con

¹⁴ En el contexto de la modelación de corrientes, un forzante hidrodinámico es cualquier factor o condición externa que impulsa o controla el movimiento del agua dentro del sistema modelado.

¹⁵ Cabe notar que en un estudio oceanográfico basado en la Publicación SHOA 3201, la medición mediante ADCP convencional no permite capturar en forma adecuada la turbulencia, pues la frecuencia de muestreo es baja de modo de permitir la medición continua durante un mes. Dado que un estudio busca definir el AI, el registro se orienta a definir las velocidades medias que definen las dimensiones máximas de la pluma. La turbulencia se considera mediante la modelación de la hidrodinámica (mediante la viscosidad de remolino) y el proceso de mezcla (mediante el coeficiente de difusión turbulenta).

mediciones simultáneas de los diferentes forzantes hidrodinámicos y algún parámetro de respuesta (corriente o nivel del mar), de forma de determinar la influencia relativa de cada forzante en la respuesta. La atribución de la influencia relativa puede efectuarse mediante correlaciones de pares o mediante una regresión lineal múltiple (Amat, 2016).

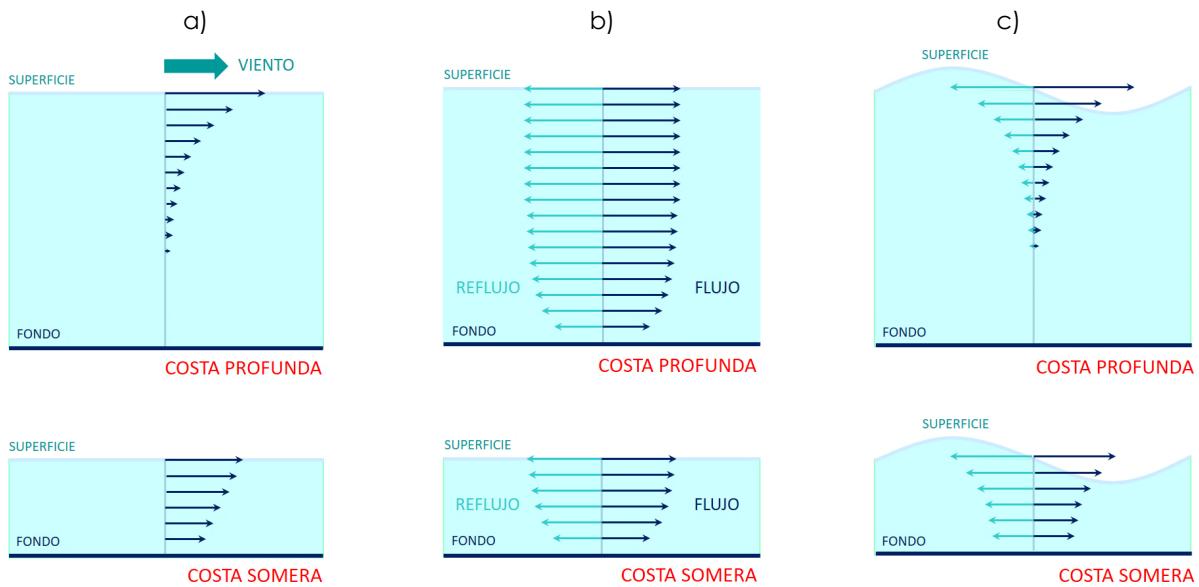


Figura 6-1. Esquema simplificado del perfil de la velocidad horizontal de las corrientes para forzantes de a) viento, b) marea y c) oleaje en un medio no estratificado.

6.2.2 PROCESOS DE MEZCLA

Los procesos de mezcla que describen la salmuera se pueden dividir en (Fischer et al., 1979) advección, difusión, reacción y dispersión, que se describen en detalle en la Guía para el modelado de la hidrodinámica y del proceso de mezcla de descargas salinas y térmicas (DIRECTEMAR, 2021a). En el cálculo del AI de un emisario de descarga de salmuera, suele considerarse la salinidad como la propiedad que caracteriza el tamaño de la descarga¹⁶. En términos matemáticos, los procesos de mezcla son tridimensionales y pueden ser modelados mediante la ecuación de advección-difusión-reacción en coordenadas cartesianas (x, y, z):

$$\frac{\partial S}{\partial t} + \underbrace{\frac{\partial}{\partial x}(uS) + \frac{\partial}{\partial y}(vS) + \frac{\partial}{\partial z}(wS)}_{ADVECCIÓN} = \underbrace{\frac{\partial}{\partial x}\left(D_x \frac{\partial S}{\partial x}\right) + \frac{\partial}{\partial y}\left(D_y \frac{\partial S}{\partial y}\right) + \frac{\partial}{\partial z}\left(D_z \frac{\partial S}{\partial z}\right)}_{DIFUSIÓN TURBULENTA} + \underbrace{R(S)}_{REACCIÓN}$$

Donde $S(x, y, z, t)$ es la salinidad, $V = (u, v, w)$ la velocidad, $D = (D_x, D_y, D_z)$ el coeficiente de difusión turbulenta y $R(C)$ representa la reacción. Esta ecuación permite calcular la salinidad si se conoce el campo de velocidades -usualmente mediante modelos hidrodinámicos calibrados

¹⁶ Las descargas pueden contener partículas de tamaño reducido que experimentan procesos como la sedimentación, la resuspensión, el transporte en suspensión y el de fondo, la coagulación-flocculación, entre otros. También pueden contener otras sustancias utilizadas para el acondicionamiento del agua de producto, que suelen no ser consideradas en el análisis del AI.

y validados con datos de campo- y el coeficiente de difusión turbulenta que se estima mediante mediciones en terreno o a través de formulaciones que permitan apropiada caracterización del campo de corrientes en el dominio. El coeficiente de difusión turbulenta se obtiene de estudios de campo. Para mayores antecedentes, se sugiere ver el capítulo 4.6 de la Guía para el modelado de la hidrodinámica y del proceso de mezcla de descargas salinas y térmicas ([DIRECTEMAR, 2021a](#)), donde se detalla el procedimiento de medición in situ y cálculo del coeficiente de difusión turbulenta, y el Protocolo para la utilización del trazador químico Rodamina WT en actividades de fiscalización ambiental ([DIRECTEMAR, 2021b](#)). Esta ecuación, o alguna de sus simplificaciones, es fundamental para la definición del AI de un proyecto.

Los procesos de mezcla de descarga de plumas térmicas y salinas difieren en forma notoria debido a, esencialmente, su densidad. Las plumas térmicas, de boyantes positiva, son más livianas que el medio en las cercanías de la descarga. Ello se explica porque el agua de mar utilizada en el sistema de refrigeración de una central termoeléctrica (u otro proceso industrial), aumenta su temperatura, a salinidad constante, reduce su densidad. Las plumas salinas, en contraste, son de boyantes negativa puesto que la salmuera corresponde a agua de mar, debidamente filtrada, que aumenta su salinidad aumentando, a temperatura constante, su densidad.

La Figura 6-2 ilustra un ejemplo de un modelo físico a escala de un difusor con portas transversales, descargando una pluma de boyantes negativa en un medio en reposo ([Abessi & Roberts, 2014](#)).

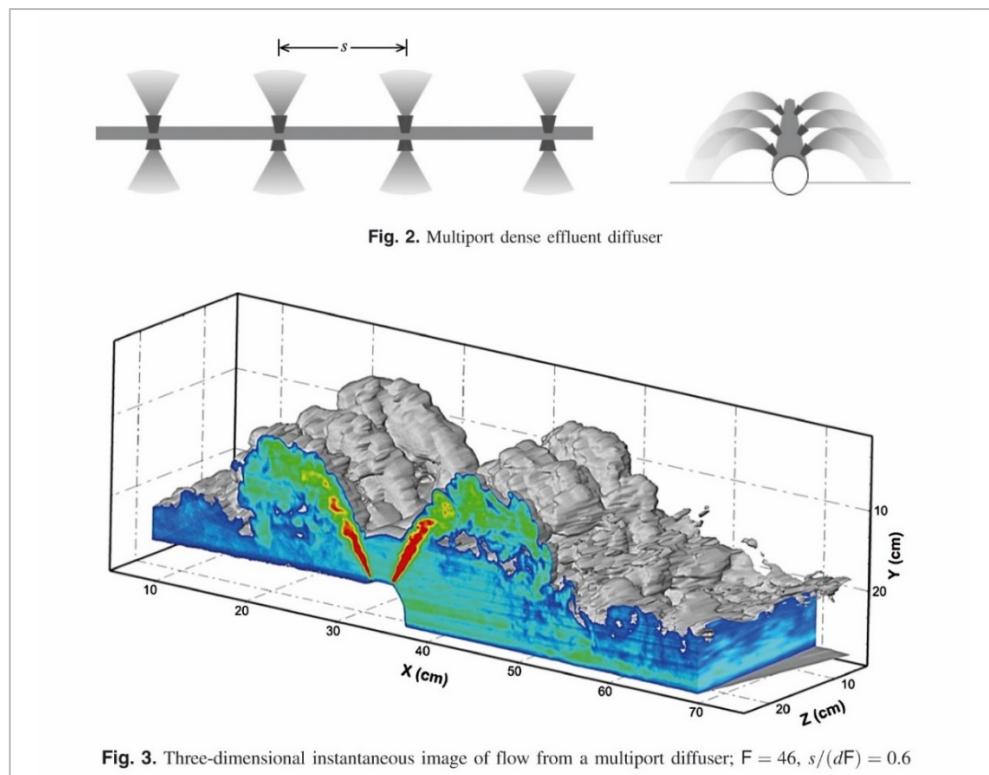


Figura 6-2: Modelo físico de un difusor con portas transversales, descargando una pluma de boyantes negativa en un medio en reposo (Abessi & Roberts, 2014). Se muestra la configuración del difusor (arriba), la distribución tridimensional de concentración instantánea (centro) y promediada en el tiempo (abajo).

6.2.3 ESTUDIOS DE CAMPO

El monitoreo del medio marino forma parte esencial de la gestión de sistemas de descarga, pues permite verificar que, durante la operación, se cumpla con los requerimientos ambientales (esto es, que no se exceda el AI). Asimismo, otorga información relevante para planificar expansiones o modificaciones del sistema (Ludwig, 1988). Un programa de monitoreo debe contemplar las fases de levantamiento de la línea base -utilizada en el diseño de la descarga-, construcción, operación, cierre y abandono (Figura 6-3). Asimismo, debe contemplar el análisis de parámetros físicos, químicos y biológicos en la descarga, medio receptor, sedimentos, flora y fauna marina en su AI.

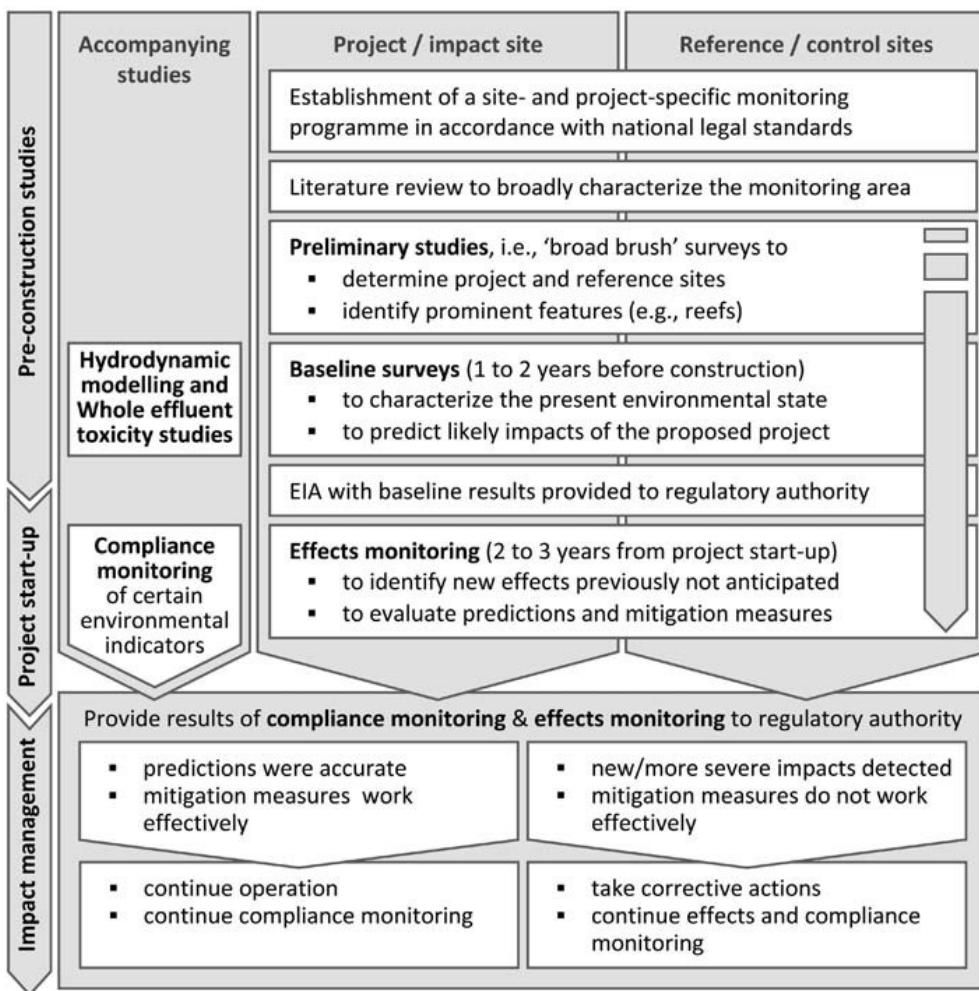


Figura 6-3: Esquema de monitoreo para un proyecto de desalación ([Lattemann & Amy \(2013\)](#)).

Con el fin de homogenizar el procedimiento de medición en el marco de la modelación, se sugiere efectuar las mediciones de variables oceanográficas (olas, vientos, mareas, corrientes), de acuerdo a los requerimientos mínimos establecidos en el Instructivo SHOA 3201 en lo relativo a instalación, estrategia de muestreo, fuentes de datos, validación métodos, duración de la medición, análisis y presentación informe.

6.2.3.1 Distribución espacial del muestreo

El programa de monitoreo debe considerar una zona lo suficientemente amplia como para la incluir el AI y las zonas de usos especiales del cuerpo de agua¹⁷. El muestreo busca colectar registros representativos del medio con el propósito de adquirir información que ayude a determinar las propiedades del flujo y el grado en el que las descargas podrían entrar en el ambiente circundante. El número y/o frecuencia del muestreo deben basarse en el tipo de

¹⁷ Concesiones y destinaciones marítimas, áreas de manejo y explotación de recursos bentónicos AMERB, áreas aptas para la acuicultura AAA, áreas marinas costeras, u otras.

información estadística deseada y en la naturaleza del material a colectar. Finalmente, la muestra debe conservar las propiedades de las condiciones originales en el sitio, durante la colección, transporte y entrega al analista.

El diseño de un muestreo puede ser a juicio, aleatorio o sistemático (Figura 6-4). El **muestreo a juicio** se presenta cuando los puntos de muestreo se seleccionan mediante un criterio experto¹⁸ y constituye la base de una investigación exploratoria. En un **muestreo aleatorio**, todo punto de muestreo tiene la misma probabilidad de ser seleccionado, siendo recomendable para áreas relativamente homogéneas. El **muestreo sistemático** consiste en ubicar las muestras en un patrón regular, de tipo rectangular, polar o de pirámide, en la zona de estudio.

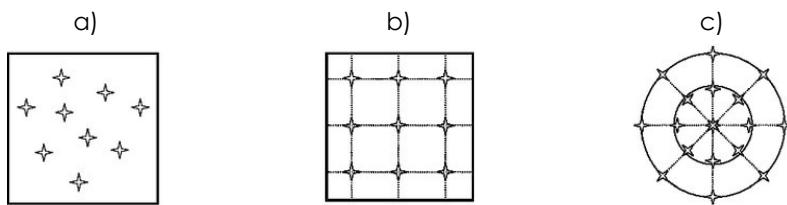


Figura 6-4: Muestreos a) aleatorio, b) sistemático rejilla rectangular y c) sistemático rejilla polar ([Sepúlveda, 2005](#)).

En la medida que la configuración costera lo permita, se proponen los siguientes esquemas mínimos para el programa de monitoreo de vientos, corrientes, mareas, oleaje, salinidad y temperatura en la descarga.

- **Monitoreo pre-diseño:** Contempla la medición de un anemómetro, dos correntómetros con sensor de marea dos sensores de temperatura y/o salinidad en la descarga. También se contempla una estación (o estaciones) de referencia fuera de cuerpos de parcial o totalmente protegidos como bahías, golfo y otros cuerpos de agua cerrados (Figura 6-5a) o a distancias considerables en el caso de zonas costeras expuestas¹⁹ (Figura 6-5b). Se incluye una estación de temperatura y/o salinidad en zonas de usos especiales, ejemplificadas mediante una AMERB en los diagramas.
- **Monitoreo de vigilancia ambiental:** Contempla las mismas estaciones utilizadas en el monitoreo pre-diseño, además de estaciones adicionales de temperatura y/o salinidad que permitirán corroborar si las concentraciones calculadas mediante los modelos se reproducen durante la operación de la planta desaladora. A modo, se pueden utilizar esquemas tipo "rosa" en torno al emisario (Figura 6-5c,d) o tipo "grilla" (Figura 6-5e,f).

¹⁸ Por ejemplo, para una descarga de salmuera puede definirse un muestreo con puntos ubicados a lo largo de los valles submarinos donde se espera que se mezcle la salmuera en el campo lejano.

¹⁹ El [Clean Water Act 316b \(US-EPA\)](#) recomienda localizar estaciones alejadas de la costa en el veril de 20-25 m.

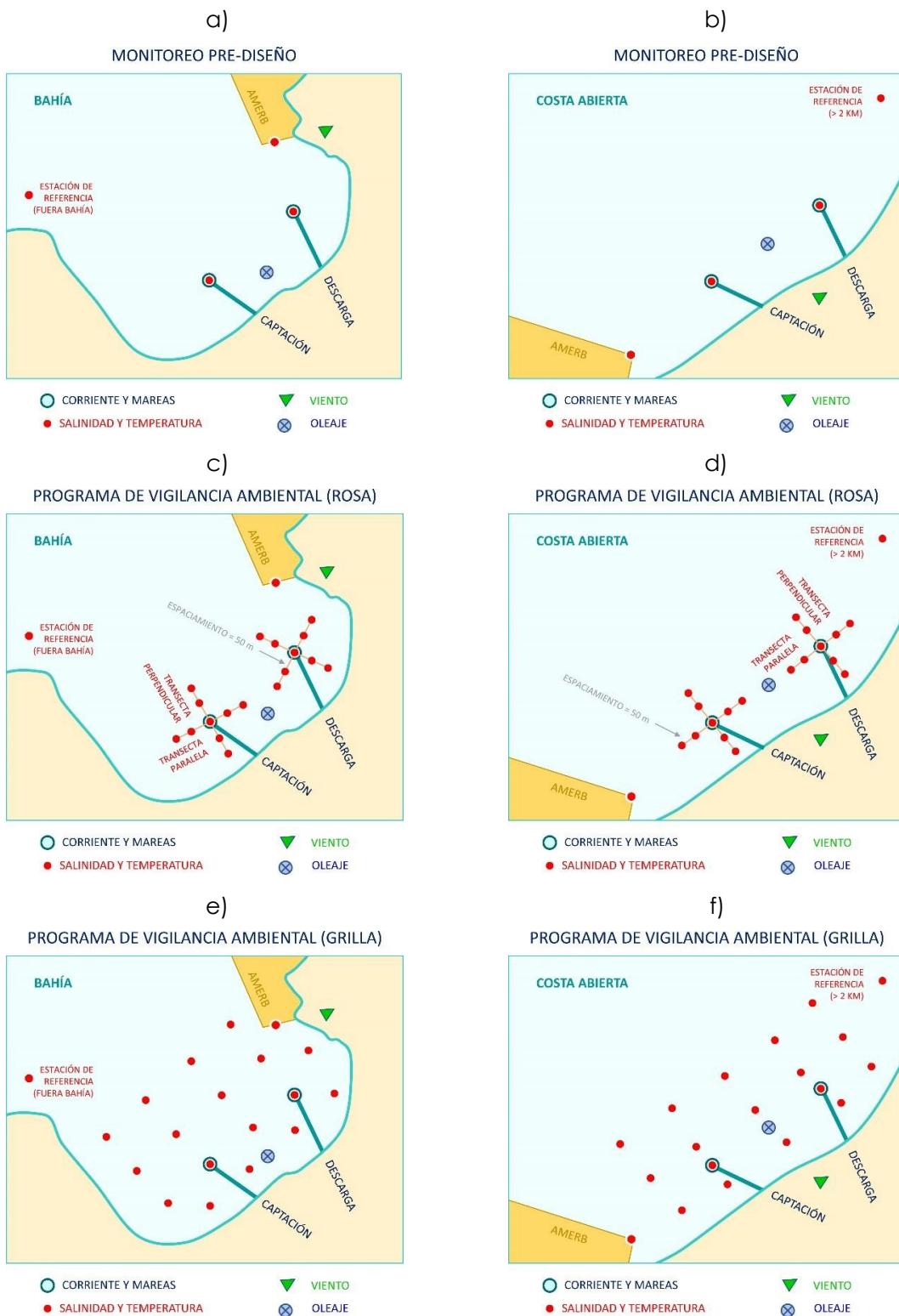


Figura 6-5: Propuestas de posicionamiento de estaciones para el monitoreo para el pre-diseño en a) bahías y b) costas abiertas. c-f) Diferentes esquemas para un programa de vigilancia ambiental.

En el monitoreo de vigilancia ambiental se debiera medir, además de en aquellos puntos indicados en el punto anterior, a lo largo de los valles sumergidos a través de los cuales fluye la salmuera en el campo lejano (Figura 3-10). La medición debiera efectuarse lo más cercano al fondo, en la medida que el instrumental lo permita. Para hacer efectivo este plan, se debiera contar con una batimetría de una resolución que sea capaz de capturar dichos valles, que a priori pueden asumirse como áreas potencialmente afectadas. La Guía para el modelado de la hidrodinámica y del proceso de mezcla de descargas salinas y térmicas ([DIRECTEMAR, 2021a](#)), en su sección 3.8, detalla el cómo elaborar un modelo de elevación digital a partir de diferentes bases de datos topo-batimétricas.

Alternativamente, se podrían efectuar ensayos con un trazador inocuo (e.g. rodamina WT) durante el inicio de las operaciones, que permitan identificar la extensión de la pluma de salmuera en el campo lejano. La estimación de la extensión de la pluma podría efectuarse mediante una combinación de mediciones, e inspección con filmaciones submarinas con señalizaciones debidamente georreferenciadas en el fondo marino (e.g. estacas). Naturalmente, que este tipo de configuraciones puede ser reforzada con más instrumentos en caso que la descarga sea de un caudal considerable o si las condiciones hidrodinámicas locales sean lo suficientemente complejas como para no ser caracterizadas en forma adecuada mediante los esquemas propuestos.

Con el objeto de caracterizar la estructura vertical del medio receptor, es necesario también medir perfiles verticales de velocidad, salinidad y temperatura en diferentes estaciones (que permitan calcular la densidad en la columna de agua). Ello es necesario pues usualmente habrá estratificación máxima en verano y mínima en invierno. La estratificación es sensible para las plumas térmicas que tienden a quedar atrapadas en la picnoclina (capa que exhibe un cambio súbito en su densidad), cuando la densidad de la descarga se iguala a la del medio. Para las plumas de salmuera, no obstante, la estratificación es menos relevante, ya que la pluma en el campo lejano se mezcla en la porción inferior de la columna de agua.

El posicionamiento del instrumental utilizado se debiera realizar conforme a las especificaciones técnicas establecidas en la Publicación 3109 ([SHOA, 2015](#)) y en la Publicación 3201 ([SHOA, 2023](#)). El posicionamiento del instrumental deberá ser vinculado a la Red Geodésica Nacional. A objeto de dar continuidad al programa de monitoreo, se debe garantizar que la posición de los instrumentos de medición que se usan para calibrar y validar el modelo numérico sea replicada en el Programa de Vigilancia Ambiental.

6.2.3.2 Distribución temporal del muestreo

El muestreo debe capturar las fluctuaciones diarias y estacionales que definen un sistema en particular y, eventualmente, proyectar cómo estas afectarán el funcionamiento de la descarga durante su vida útil. En las etapas del monitoreo (Figura 6-3) las variables debieran medirse en forma simultánea a objeto de caracterizar la hidrodinámica y los procesos de mezcla en el campos cercano y lejano en los escenarios estacionales más desfavorables ambientalmente. La Tabla 6-1 propone criterios de duración mínima de registros de campo para variables

oceanográficas. Naturalmente, que el plan de monitoreo dependerá del tamaño de las plantas, siendo más intensivo para plantas mayores.

Tabla 6-1. Recomendaciones de criterios de duración mínima de registros de campo para variables oceanográficas.

Variable	Instrumento	Duración mínima
Temperatura del agua (1)	Termistor (puntual)	12 meses continuos
Temperatura del agua (1)	CTD (perfil vertical)	4 campañas (3)
Salinidad (2)	CTD (puntual)	12 meses continuos
Salinidad (2)	CTD (perfil vertical)	4 campañas (3)
Vientos	Anemómetros	12 meses continuos
Mareas	Mareógrafo	30 días continuos (4)
Corrientes eulerianas	Correntómetro, ADCP	30 días continuos (4)
Corrientes lagrangianas	Derivadores	2 campañas (4)
Oleaje	Boya, ADCP	30 días continuos (4)
Coeficiente de difusión	Trazadores	2 campañas (4)

(1) Para plumas térmicas.

(2) Para plumas salinas.

(3) Campañas debieran ser efectuadas en las estaciones de verano, otoño, invierno y primavera.

(4) Las campañas deben ser efectuadas en las estaciones de verano e invierno, siguiendo la publicación 3201 ([SHOA, 2023](#)).

6.2.3.3 Información a reportar sobre el programa de monitoreo

Un informe de monitoreo debiera incluir toda la información del monitoreo de vientos, oleaje, marea y corriente que permita efectuar un seguimiento de los cálculos. La Tabla 6-2 sintetiza lo solicitado en la Pub. 3201 ([SHOA, 2023](#)). En el caso de que se utilicen otras metodologías, previamente autorizadas por el SHOA, se deberá presentar toda aquella información, digital e impresa (gráficos, perfiles, tablas, etc.) con el mayor detalle posible, con la finalidad de efectuar una completa revisión de los resultados.

Tabla 6-2: Síntesis de información de un monitoreo, adaptado de Pub. 3201 ([SHOA, 2023](#)).

Item	Viento	Oleaje	Marea	Corriente
Características técnicas del instrumental	✓	✓	✓	✓
Posicionamiento del instrumental (coordenadas UTM, dátum)	✓	✓	✓	✓
Certificados de calibración del instrumental	✓	✓	✓	✓
Corrección magnética utilizada y fuente de la cual fue extraída	✓	✓		✓
Registro de nivelación diferencial efectuada a las cotas de marea			✓	
Monografías de las cotas de marea			✓	
Control al funcionamiento del instrumental, (lecturas comparativas)			✓	
Huso horario empleado en los registros	✓	✓	✓	✓
Intervalo y períodos de muestreo	✓	✓	✓	✓
Fuentes de datos e información adicionales	✓	✓	✓	
Metodología del control de calidad de los registros	✓			
Metodologías de procesamiento y análisis efectuados	✓			
Descripción del software de procesamiento de datos		✓		
Resultados del procesamiento de datos	✓	✓	✓	✓
Conclusiones del procesamiento de datos	✓	✓	✓	✓
Referencias bibliográficas	✓	✓	✓	✓
Memorias de cálculo	✓	✓	✓	✓
Parámetros de extracción de los datos registrados por el equipo	✓	✓	✓	✓
Registros instrumentales (crudos) en formato ASCII	✓	✓	✓	✓
Registros instrumentales (procesados) en formato ASCII	✓	✓	✓	✓

6.2.4 MODELACIÓN DE DESCARGAS DE SALMUERA

Según la Guía para el modelado de la hidrodinámica y del proceso de mezcla de descargas salinas y térmicas ([DIRECTEMAR, 2021a](#)), un modelo es una representación simplificada de un fenómeno que interesa estudiar, comprender y/o predecir su comportamiento. El modelado de plumas salinas tiene como objetivo predecir el comportamiento del efluente (salinidad), considerando las características del sistema de descarga y del fluido receptor. Para ello, existen dos tipos de modelos complementarios entre sí.

- Los **modelos físicos** son representaciones de un sistema a escala y bajo condiciones controladas en laboratorio (Figura 6-2). En estos se escalan en forma simultánea la geometría, la cinemática (desplazamientos, velocidad y aceleración) y la dinámica (fuerzas) del prototipo en tamaño real a un modelo a escala menor, donde se ejecutan

las observaciones (Hughes, 1993). Los plazos y costos necesarios para implementar un modelo físico son altos, y es por ello que se restringen al estudio casos donde no se dispone de modelos numéricos fiables para modelar la configuración diseñada (IHA y CEDEX, 2011).

- Los **modelos numéricos**, pueden clasificarse en a) modelos de procesos, que reproducen los principios de conservación de la masa, momentum y energía mediante sistemas de ecuaciones diferenciales parciales y b) modelos empíricos, que caracterizan la evolución de las propiedades del flujo en el espacio y el tiempo mediante ecuaciones empíricas calibradas en modelos físicos a escala. Ambos tipos de modelos son complementarios. Los **modelos empíricos** permiten estudiar una gran cantidad de casos de geometría y flujos simplificados, a un costo computacional menor. Los **modelos de procesos** permiten incorporar las condiciones con y sin proyecto, batimetrías irregulares, condiciones iniciales y de borde complejas y parámetros que pueden o no ser constantes en el tiempo o el espacio. Los modelos de procesos permiten simular forzantes de manera individual (a objeto de evaluar la importancia relativa de cada forzante), o series de tiempo de parámetros forzantes durante períodos de un mes o más.

Los elementos que constituyen un modelo numérico son las ecuaciones de gobierno, condiciones iniciales, condiciones de borde, dimensiones y el sistema de coordenadas, una malla numérica donde se resuelven las ecuaciones (mallas estructuradas, no estructuradas, adaptativas y métodos lagrangianos, entre otros), un método numérico (diferencias finitas, volúmenes finitos y elementos finitos, entre otros) y un algoritmo en lenguaje de programación para resolver las ecuaciones discretas. Para la implementación del modelo un caso particular, se debe:

- Identificar el/los modelos aplicables a la configuración de la descarga
- Conocer las limitaciones y grado de fiabilidad del modelo
- Definir las forzantes y parámetros de entrada del modelo
- Ejecutar el modelo para diversos escenarios de forzantes y configuración de descarga

Los **modelos hidrodinámicos** tienen como objetivo calcular las propiedades del flujo (magnitud y dirección de la velocidad, presión y/o el nivel del mar) que surgen como consecuencia de las forzantes hidrodinámicas (mareas, vientos, descargas de ríos, oleaje o gradientes densimétricos). La Guía para el modelado de la hidrodinámica y del proceso de mezcla de descargas salinas y térmicas (DIRECTEMAR, 2021a) presenta en detalle las ecuaciones de gobierno y formas de implementación de modelos hidrodinámicos utilizados para caracterizar el campo de corrientes donde se mezcla una descarga de salmuera. La Figura 6-6 muestra ejemplos de modelos hidrodinámicos en dos dimensiones para forzantes de vientos, mareas y oleaje.

Los **modelos de mezcla** de plumas buscan calcular el campo espacial de una propiedad (densidad, salinidad, temperatura, concentración) del efluente. A continuación, se describen los modelos hidrodinámicos y los modelos de procesos de mezcla que en conjunto se utilizan acopladamente para evaluar el impacto de plumas salinas.

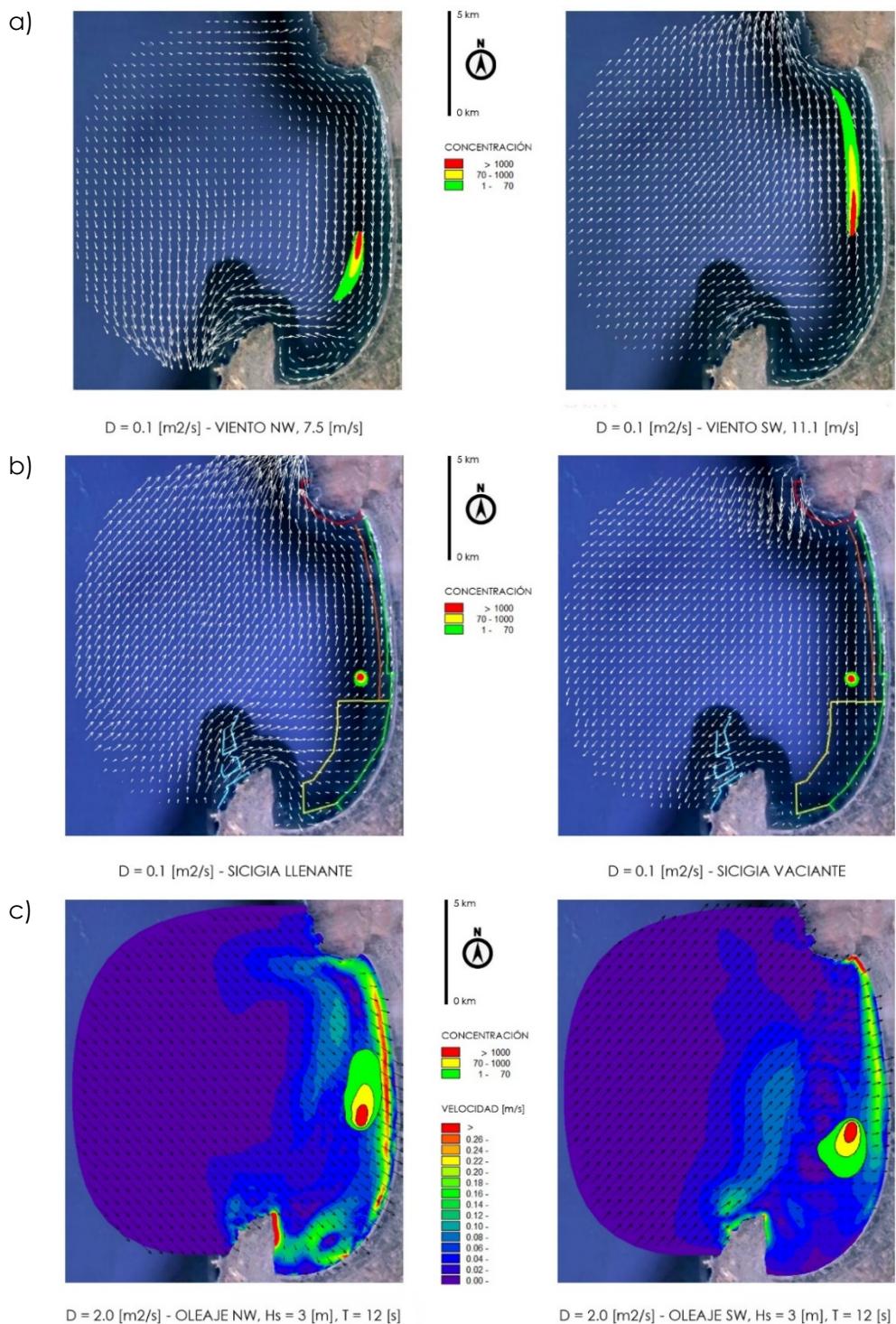


Figura 6-6. Modelo hidrodinámico y de una pluma de aguas servidas de la bahía de Coquimbo. El forzamiento es a) para un viento constante desde el NW (izquierda) y SW (derecha), b) una marea de sicigia en llenante (izquierda) y vaciante (derecha) y c) un oleaje del NW (izquierda) y del SW (derecha). Se muestra la concentración de coliformes fecales en (nmp/100 ml). En a) los vectores blancos representan la dirección de la corriente; en b,c) los vectores representan la dirección del oleaje en los paneles superiores y la dirección de la corriente en los paneles inferiores. Adaptado de Herrera, (2017).

6.2.4.1 Modelos de mezcla

El estudio de plumas comenzó hace décadas mediante modelos físicos en geometrías simples, centrados en el campo cercano y en condiciones estacionarias. Ejemplos los hay para plumas térmicas (Roberts et al., 2010) y plumas de boyantes negativa (Gungor & Roberts, 2009; Abessi & Roberts, 2014, 2015, Choi et al., 2015). En las últimas décadas, se han realizado experimentos más robustos utilizando técnicas avanzadas para medir el campo de velocidades y concentración que permiten caracterizar la estructura tridimensional de chorros de descarga (Roberts & Tian, 2000, 2004). Algunos de estos experimentos han servido para generar modelos basados en fórmulas empíricas y ecuaciones integradas, o para validar modelos CFD (Computational Fluid Dynamics).

En sus inicios, los modelos basados en fórmulas empíricas y ecuaciones integradas físicos dieron pie a fórmulas empíricas bajo diferentes regímenes de la descarga y ecuaciones integradas a lo largo del eje del chorro, que a la poste fueron incluidas en paquetes computacionales como CORMIX (Doneker & Jirka, 2007), Visual PLUMES, NRFIELD (Roberts et al., 1989a, 1989b, 1989c) o brlHne (IH Cantabria). La Tabla 6-3 muestra algunos ejemplos de estos paquetes. En general, los paquetes basados en fórmulas empíricas (*empirical solutions*, Tabla 6-3) son muy sensibles cerca del límite de regímenes distintos de mezcla²⁰, por lo que pequeños cambios en los parámetros de entrada pueden inducir grandes diferencias en los resultados (Robinson et al., 2015). Asimismo, su aplicación debiera restringirse a las condiciones para los cuales fueron validados, y que no necesariamente coinciden con la de un proyecto en particular (Zhao et al., 2011). Los modelos que integran las ecuaciones a lo largo del eje del chorro (*Eulerian and Lagrangian jet integral methods*, Tabla 6-3) no modelan la presencia de contornos, reduciéndose su aplicación al campo cercano. El uso de paquetes basados en fórmulas empíricas o ecuaciones integradas a lo largo del eje del chorro es simple en su implementación y requiere de recursos computacionales de fácil acceso. Algunos son comerciales, de acceso restringido mediante claves o de acceso libre. IHA y CEDEX (2011) presentan fichas descriptivas de algunos de paquetes, incluyendo sus capacidades y limitaciones, en tanto que Palomar et al. (2012) muestra el error cometido en resultados experimentales generados por estos modelos en el campo cercano.

En los últimos años, han emergido los modelos CFD, que permiten la caracterización tridimensional de las plumas con diferente grado de complejidad. La Figura 6-7 muestra un ejemplo de simulación de una pluma térmica mediante un modelo mediante modelos RANS, LES y DNS, donde se observa la capacidad creciente de reproducir los fenómenos turbulentos. Los modelos RANS y LES son bastante populares en la actualidad (Mohammadian et al., 2020), aun cuando son utilizados por usuarios con un alto grado de especialización y requieren de recursos computacionales exigentes. Su aplicación se restringe en la actualidad al campo cercano, pero con el avance en la capacidad computacional, es probable que se extiendan al campo lejano en las próximas décadas. La Tabla 6-3 muestra algunos de estos paquetes bajo el título *Sophisticated Multidisciplinary Models*.

²⁰ La caracterización de los diferentes regímenes de mezcla obtenidos mediante modelos físicos se describe en Jirka y Domeker (1991) para descargas de un solo chorro y Jirka y Akar (1991) para descargas mediante difusores.

Tabla 6-3: Software de modelación de plumas térmicas y salinas (Mohammadian et al., 2020).

Models	Mathematical Approaches for Jet/Plume Mixing	Availability	Major Functionalities and Capabilities
CORMIX [11]	Empirical solutions; Eulerian jet integral method	Commercial model	Prediction of jet and (or) plume geometry and dilution in the near field; single or multiple jets
VISJET	Lagrangian jet integral method	Commercial model	
Visual PLUMES	Empirical solutions; Eulerian and Lagrangian jet integral methods	Free package	
NRFIELD			
	Empirical solutions	Free package	Prediction of jet and (or) plume geometry and dilution in the near field of multiport diffusers
Sophisticated Multidisciplinary Models			
OpenFOAM	FVM; RWPT method	Free package	
MIKE21/3	FVM; RWPT method	Commercial package	
Delft3D	FDM; RWPT method	Free package	
ANSYS CFX	FVM; RWPT method	Commercial package	
ANSYS Fluent	FVM; RWPT method	Commercial package	
FLOW-3D	FDM; RWPT method	Commercial package	
TELEMAC-2D/3D	FEM; RWPT method	Free package	
EFDC-Hydro			
	FDM; RWPT method	Free package	Predictions of ocean hydrodynamics; Pollutant dispersion in the far field; Near-field processes using the embedded jet model JETLAG; Suspended sediment transport
HydroQual-ECOMSED			
	FDM; RWPT method	Free package	Predictions of ocean hydrodynamics; Pollutant fate and transport in the far field; Sediment processes

Notes: FVM: Finite Volume Method, FDM: Finite Difference Method, RWPT: Random Walk Particle Tracking.

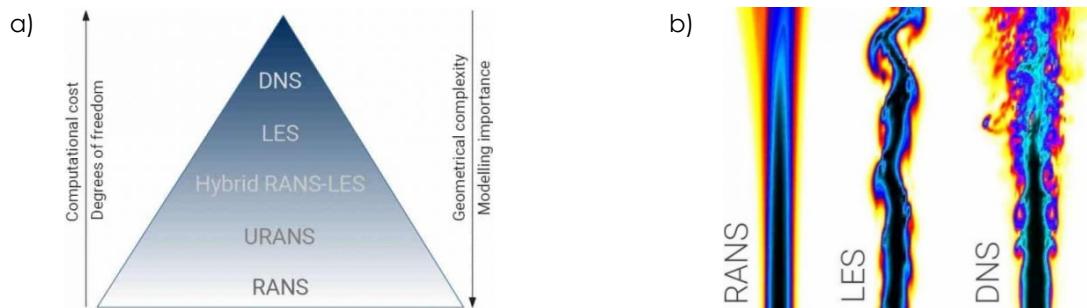


Figura 6-7. a) Diferentes tipos de modelos CFD incluyendo el costo computacional e importancia en la modelación. b) Simulación de una pluma térmica mediante modelos RANS, LES y DNS www.ideal simulations.com/resources/turbulence-models-in-cfd/.

En la modelación de plumas salinas o térmicas, donde las escalas espaciales son relativamente grandes y los flujos turbulentos, se hace impracticable el uso de DNS por el costo computacional que implican. Es ahí donde las ecuaciones de NS promediadas por Reynolds (RANS) y aquellas basadas en la técnica simulación de grandes remolinos (LES) entran en el juego. Existen también modelos derivados de los anteriores, como las URANS y las Hybrid RANS-LES, cuyo costo computacional es proporcional a la capacidad de reproducir la física. La Figura 6-8 ilustra una comparación entre un levantamiento en terreno y una modelación tridimensional de salinidad en el emisario de descarga de una planta desaladora en Caldera ([Sola et al., 2024](#)) y la comparación con el modelo numérico propuesto por [Muñoz et al. \(2021\)](#), donde se observa una buena correspondencia entre el modelo (efectuado antes de la construcción de la planta) y el levantamiento efectuado en terreno. La Figura 6-9 muestra detalles de la modelación tridimensional de salinidad en el emisario de descarga de la planta ([Muñoz et al., 2021](#)).

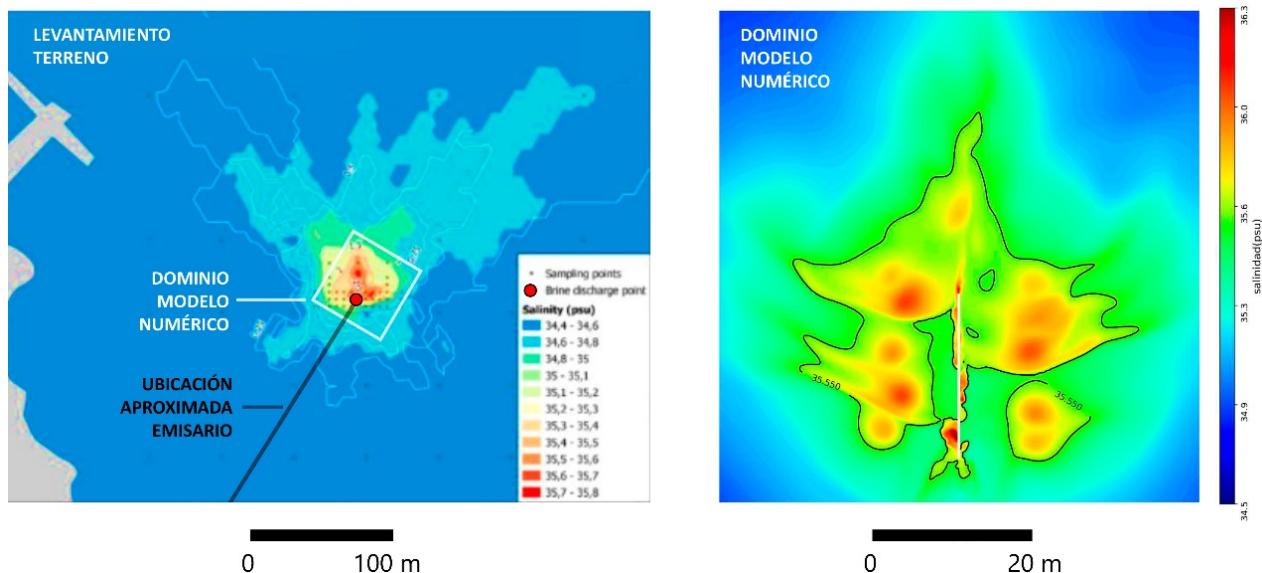


Figura 6-8. Comparación entre un levantamiento en terreno y una modelación tridimensional de salinidad en el emisario de descarga de una planta desaladora en el norte de Chile. Imágenes adaptadas de [Sola et al. \(2024\)](#) y [Muñoz et al. \(2021\)](#).

Para mayores antecedentes, la Guía para el modelado de la hidrodinámica y del proceso de mezcla de descargas salinas y térmicas ([DIRECTEMAR, 2021a](#)), en su sección 3.2, detalla las ecuaciones de gobierno y aplicaciones de los modelos de procesos hidrodinámicos y de mezcla.

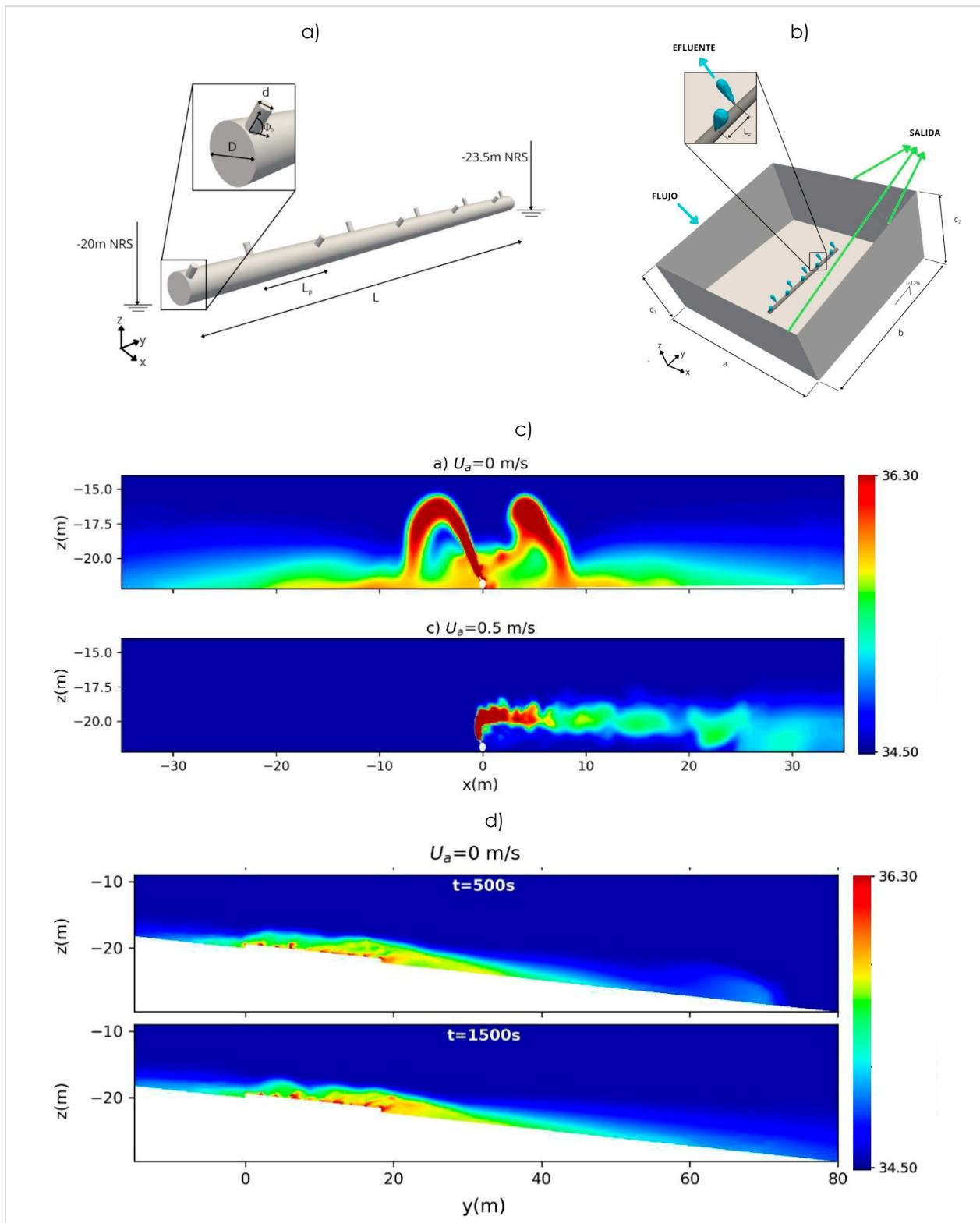


Figura 6-9. Modelación tridimensional de salinidad en el emisario de descarga de una planta desaladora en el norte de Chile. Imágenes adaptadas de Muñoz et al. (2021).

6.2.4.2 Variables y tolerancias admisibles en la calibración y validación de modelos

Según el texto Introducción al modelado de procesos costeros²¹ (Winckler, 2020):

- La **calibración** se basa en ajustar i) los parámetros del modelo, ii) las condiciones iniciales y iii) las condiciones de borde para que los resultados modelados reproduzcan las mediciones en terreno. Por parámetros nos referimos, en el caso de ecuaciones hidrodinámicas, a coeficientes que se utilizan para modelar la fricción de fondo, la fricción del viento actuando sobre la superficie libre del agua o al coeficiente de viscosidad turbulenta, entre otros. Para procesos de mezcla, los parámetros típicos son el coeficiente de difusividad y el de decaimiento. La calibración de un modelo depende de la cantidad de parámetros que se incluyen en las ecuaciones de gobierno, condiciones iniciales y de borde. Por ende, ésta no es única pues más de una combinación de parámetros puede proveer de un ajuste razonable a las mediciones. En el proceso de calibración se pueden utilizar criterios cuantitativos que miden la precisión²² o exactitud²³ del modelo. El Atlas de Oleaje (Beyá et al., 2016; www.oleaje.uv.cl) y otros autores (e.g. Hamby, 1994) describen las métricas utilizadas para este fin.
- La **validación** es una etapa en la que se utilizan los valores de los parámetros determinados en la calibración y se compara el modelo con otro set de datos, usualmente en otra ventana de tiempo o espacio. Si el modelo predice en forma adecuada el comportamiento este nuevo set de datos, podemos a lo sumo decir que no hay razones para pensar que el modelo esté malo. Sin embargo, no podemos asegurar que el modelo sea adecuado en otras situaciones en que no ha sido validado. Por ende, los procesos de calibración y validación forman parte de un ciclo continuo de mejoras en la medida que se expanden en cobertura y mejoran la física de los procesos modelados. En la Figura 6-10 se ilustra en forma esquemática el proceso de calibración y validación de una variable que depende del tiempo y que podría representar cualquier propiedad del flujo.

La Tabla 6-4 muestra los parámetros, condiciones iniciales y/o condiciones de borde de modelos de oleaje, hidrodinámicos y de mezcla, además de las funciones objetivo que pueden ser utilizadas, en forma individual o agrupada, para calibrar cada modelo. Cabe mencionar que la calibración y la validación puede realizarse en el dominio del tiempo, frecuencia o tiempo-frecuencia (wavelet).

²¹

https://www.researchgate.net/publication/344631139_Introduccion_al_modelado_de_procesos_costeros_V2_2020

²² La **precisión** (precision) corresponde a la dispersión del conjunto de mediciones de una magnitud, respecto del valor medio de las mismas. Cuanto menor (mayor) es la dispersión de las mediciones, mayor (menor) es la precisión. Una medida común de la precisión es la desviación estándar de las mediciones.

²³ La **exactitud** (accuracy) corresponde a cuán cerca se encuentra el valor medido del valor real. Una medida común de la exactitud es el sesgo (bias) de una estimación, que corresponde en términos estadísticos a la diferencia entre el valor medido y el valor real, ya sea como una información individual o un set de datos. Cuanto menor (mayor) es el sesgo, más (menos) exacta es una estimación.

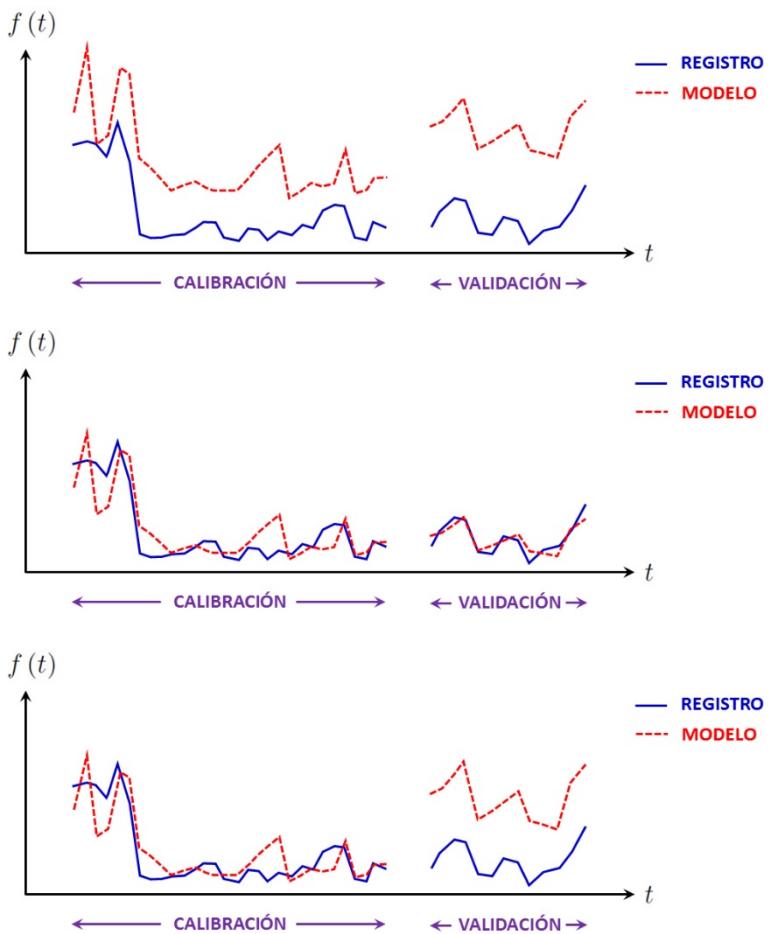


Figura 6-10. Esquema del proceso de calibración y validación de una variable que depende del tiempo. En el panel superior se muestra un modelo sin calibración. En el panel central se muestra un modelo calibrado cuya validación es adecuada producto de una buena determinación de los parámetros del modelo, las condiciones iniciales y/o las condiciones de borde. En el panel inferior se muestra un modelo calibrado cuya validación no es adecuada. Este caso puede deberse a parámetros y/o condiciones de borde o iniciales que no fueron identificadas como relevantes en el proceso de calibración ([Winckler, 2020](#)).

En los modelos hidrodinámicos se debe disponer de mediciones *in situ* de los datos de entrada (e.g., vientos, oleaje, mareas) y salida (corrientes y nivel del mar) antes de efectuar la modelación. En los modelos de mezcla, desafortunadamente, se simulan condiciones con proyecto que no se han materializado, pues el emisario aún no está construido. Por ende, se usan trazadores para estimar el coeficiente de difusión turbulenta del medio²⁴. [Palacio y Toro \(2002\)](#) y [Montoya y Toro \(2006\)](#) muestran ejemplos de calibración y análisis de sensibilidad del modelo a diferentes parámetros físicos y numéricos.

²⁴ El uso de trazadores superficiales no necesariamente representa las propiedades difusivas de las plumas salinas en el campo lejano, pues la mezcla ocurre en la porción inferior de la columna de agua. Asimismo, el coeficiente de difusión representa al instante específico en que se ejecuta la medición. Por estas razones, la modelación de la difusión turbulenta se basa en un supuesto cuya incertidumbre puede abordarse mediante un análisis de sensibilidad de la función objetivo ante variaciones razonables de los coeficientes de difusión turbulenta.

Los procesos de calibración y validación se ejecutan hasta que la diferencia entre la función objetivo de un modelo y un registro sea menor que una tolerancia máxima admisible. [Williams & Esteves \(2017\)](#) proponen un acabado set de tolerancias para diferentes variables utilizadas en modelos de oleaje, hidrodinámicos y sedimentológicos para costas y estuarios, que se reproduce en la Tabla 6-5. La Tabla presenta límites admisibles para el sesgo, o *bias* (medida de exactitud) y la dispersión (medida de precisión). Cabe notar que las tolerancias propuestas en esta tabla son bastante exigentes para un proyecto de ingeniería de acuerdo a estándares nacionales.

Los estudios se realizan en el contexto de un proyecto de ingeniería cuya premisa es que los resguardos finales (e.g. factores de seguridad) deben ir de la mano con el nivel de exactitud con que se representa el proceso de mezcla. Así, un modelo con un nivel de exactitud bajo, deberá adoptar resguardos mayores en la definición de la AI que uno que demuestre un mejor nivel de exactitud.

En la calibración y validación de un modelo hidrodinámico es también indispensable tener en cuenta que la resolución espacial y temporal con que se toman los datos de campo afectan la calibración y que entre mayor sea la cantidad de información de campo recolectada, mayores serán los esfuerzos para calibrar del modelo y cumplir con las tolerancias máximas admisibles.

Para mayores antecedentes, la Guía para el modelado de la hidrodinámica y del proceso de mezcla de descargas salinas y térmicas ([DIRECTEMAR, 2021a](#)), en su sección 3.4, detalla los procesos de calibración y validación de modelos numéricos sobre la base de registros *in situ*.

Tabla 6-4: Ejemplos de parámetros de entrada utilizados en la calibración y validación de modelos.

Modelo	Componente	Parámetro / Condición	Selección de parámetros	Función objetivo
Oleaje local	Parámetros físicos	Forzante de vientos, transferencia no lineal entre frecuencias, tipos de disipación	Definido por usuario	Altura significativa Período medio Período peak Período energético Dirección media Dirección peak Espectro de frecuencias Espectro de direcciones
	Parámetros numéricos	Tamaño de grilla numérica y salto temporal	Definido por usuario. Los resultados deben ser independientes del tamaño de grilla numérica y salto temporal	
	Forzantes	Vientos	Modelo numérico calibrado con registros locales	
		Oleaje en aguas profundas	Modelo numérico calibrado con registros satelitales y boyas	
	Condiciones iniciales	En reposo / Warming up	Definido por usuario	
	Modo de ejecución	Estacionario / Transiente	Definido por usuario	
Hidrodinámico	Parámetros físicos	Coeficiente de fricción de viento	Literatura	Nivel del mar Fase del nivel del mar Magnitud de la corriente Dirección de la corriente Fase de la corriente Espectro de frecuencias Espectro de direcciones
		Coeficiente de Manning	Literatura	
		Viscosidad turbulenta constante o mediante modelo de turbulencia	Literatura	
	Parámetros numéricos	Tamaño de grilla numérica y salto temporal	Definido por usuario. Los resultados deben ser independientes del tamaño de grilla numérica y salto temporal	Nota: La corriente puede ser puntual o discretizada en la
	Forzantes	Vientos (mediante esfuerzos superficiales)	Modelo numérico calibrado con registros locales	
		Mareas (mediante condiciones de borde)	Modelo numérico calibrado con registros locales (ver punto anterior)	

Modelo	Componente	Parámetro / Condición	Selección de parámetros	Función objetivo
		Oleaje (tensores de radiación)	Modelo numérico de oleaje local calibrado con registros locales	profundidad (ADCP)
De mezcla		Descargas de ríos (mediante momentum)	Registros obtenidos aguas arriba de la descarga	
		Gradientes densimétricos	Modelo numérico calibrado con registros locales	
	Condiciones iniciales	En reposo / Warming up	Definido por usuario	
	Modo de ejecución	Estacionario / Transiente	Definido por usuario	
De mezcla	Parámetros físicos	Caudal y velocidad de descarga (por porta)	Diseño de la planta	
		Tipo de operación (secuencia temporal)	Diseño de la planta	
		Salinidad, densidad y temperatura de descarga	Diseño de la planta	
		Salinidad, densidad y temperatura del medio	Medición en terreno	
		Coeficiente de difusión turbulenta	Medición en terreno	
		Coeficiente de decaimiento térmico	Literatura	
	Parámetros numéricos	Tamaño de grilla numérica y salto temporal	Definido por usuario	
	Forzantes	Modelo hidrodinámico	Modelo numérico calibrado con registros locales (ver punto anterior)	
	Condiciones iniciales	En reposo / Warming up	Definido por usuario	
	Modo de ejecución	Estacionario / Transiente	Definido por usuario	

Tabla 6-5: Propuesta de tolerancias de estadígrafos para diferentes variables de modelos de oleaje, hidrodinámicos y sedimentológicos para costas y estuarios ([Williams & Esteves, 2017](#)).

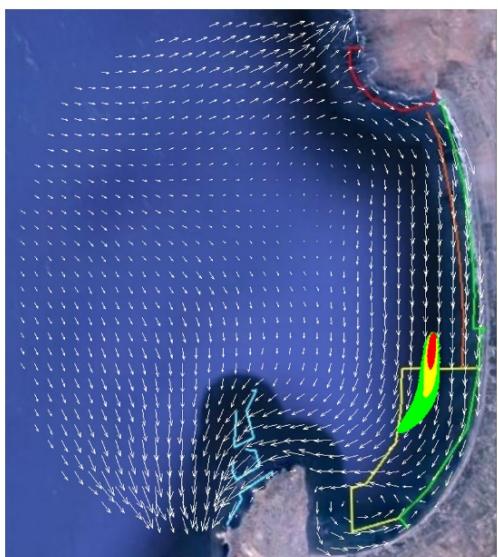
Model predictions	RMSE	Bias	R
Bathymetry	±2.5% of the mean water depth	<0.10	>0.95
Water level (coast)	±0.1 m or 10% of the measured level (spring tide); ±15% (neap tide)	<0.10	>0.95
Water level (estuary)	±0.1 m (mouth); ±0.3 m (head) or 10% of the measured level (spring tide); ±15% (neap tide)	<0.20	>0.95
Water-level phase (coast)	±15 minutes	<0.20	>0.90
Water-level phase (estuary)	±15 minutes (mouth); ±25 minutes (head)	<0.25	>0.90
Average current speed	±0.1 m/s or ±10% to 20% of the measured speed	<0.10	>0.95
Peak current speed	Within <0.05 m/s (very good), <0.1 m/s (good), <0.2 m/s (moderate), and <0.3 m/s (poor) of the measured peak speed	<0.15	>0.90
Current direction (coastal)	±10° of the measured direction	<0.25	>0.90
Current direction (estuary)	±15° of the measured direction	<0.30	>0.90
Bed shear stress	±10% N/m ² of the measured mean stress	<0.10	>0.95
Wave height	±10% of the measured mean observed height	<0.15	>0.95
Wave period	±20% of the measured mean observed period	<0.20	>0.90
Wave direction	±30% of the measured mean observed direction	<0.25	>0.90
Mean SPM concentration	±20% of the mean measured SPM concentration	<0.20	>0.90
Accretion based on dredge volumes	±50% of the measured dredge volume	N/A	N/A
Temperature	±0.5°	—	—
Salinity	±1 psu	—	—

6.2.4.3 Análisis de sensibilidad

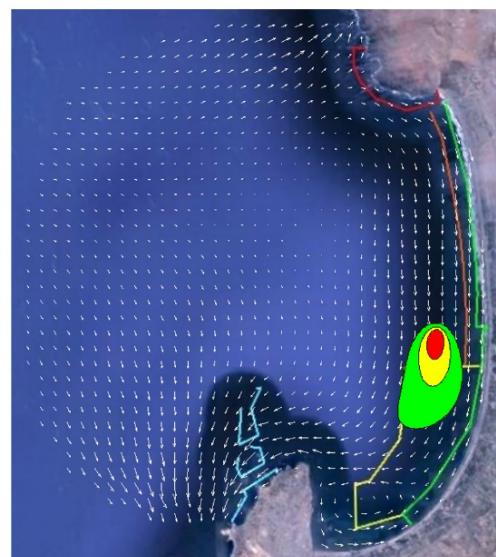
En la modelación hidrodinámica y de procesos de mezcla, el análisis de sensibilidad permite:

- Identificar parámetros físicos, variables o forzantes que condicionan una función que describe un fenómeno,
- Identificar parámetros numéricos relevantes para resolver dicha función,
- Sensibilizar y/o optimizar la función ante variaciones en parámetros, variables o forzantes y
- Cuantificar efectos de incertidumbre y/o error en el cálculo de la función.

El análisis de sensibilidad constituye también una herramienta de apoyo para calibrar/validar un modelo utilizando un punto (análisis local) o en varios puntos en forma simultánea (análisis global), cuya selección dependerá de la disponibilidad temporal y espacial de registros con los cuales compararse. Se recomienda revisar [Hamby \(1994\)](#) para conocer diferentes técnicas utilizadas para efectuar análisis de sensibilidad. La Figura 6-11 muestra un ejemplo de un análisis de sensibilidad de un modelo hidrodinámico y de mezcla de una descarga de aguas servidas en la bahía de Coquimbo, para diferentes coeficientes de difusión. La Guía para el modelado de la hidrodinámica y del proceso de mezcla de descargas salinas y térmicas ([DIRECTEMAR, 2021a](#)), en su sección 3.5, detalla el formalismo matemático del análisis de sensibilidad.



$D = 0.1 \text{ [m}^2/\text{s]}$ - SICIGIA - VIENTO EXTREMO NW



$D = 2.0 \text{ [m}^2/\text{s]}$ - SICIGIA - VIENTO EXTREMO NW

Figura 6-11: Ejemplo de un análisis de sensibilidad de un modelo acoplado y de mezcla en la bahía de Coquimbo, considerando un coeficiente de difusión de $0.1 \text{ m}^2/\text{s}$ (izquierda) y $2.0 \text{ m}^2/\text{s}$ (derecha). El forzamiento es para un viento constante desde el NW durante una marea de sicigia. Se muestra la concentración de coliformes fecales en (nmp/100 ml). Los vectores blancos representan la dirección de la corriente. Adaptado de [Herrera \(2017\)](#).

6.2.4.4 Escenarios de modelación hidrodinámica

Los escenarios de modelación debieran cubrir las condiciones medias de operación y aquellas durante las cuales las forzantes son intensas, pero no extremas²⁵. Se excluye el análisis de valores extremos (e.g. marejadas), pues su ocurrencia está asociada a períodos de retorno altos y de muy corta duración durante los cuales los procesos de mezcla son muy eficientes debido a la turbulencia ambiente. Por ende, se asume que no generan impactos relevantes en el medio biótico, pues estos requieren de una persistencia prolongada en el tiempo y condiciones adecuadas (e.g. baja turbulencia) para que hagan efecto sobre los organismos.

La modelación puede contemplar a) escenarios para cada forzante en forma individual y/o b) escenarios con todas las forzantes relevantes en ventanas de tiempo comparables con la operación de la descarga. La modelación de escenarios para cada forzante es poco realista, pero permite evaluar el peso relativo de cada forzante en el proceso de mezcla. La modelación de escenarios con todas las forzantes relevantes rescata de mejor manera la naturaleza estocástica de los forzantes. Esta opción parece más adecuada para proveer de antecedentes para definir AI. A continuación, se proponen ambos tipos:

²⁵ Las condiciones extremas se asocian a períodos de retorno del orden de años y se utilizan para el diseño estructural de obras. La determinación de estos valores exige la selección de una muestra de valores extremos de un parámetro (e.g. magnitud del viento, marea meteorológica o altura significativa) y el ajuste de curvas de probabilidad a los mismos. Por ejemplo, para oleaje, la Publicación 3201 ([SHOA, 2023](#)) indica que el oleaje extremo deberá estar basado en las mayores tormentas ocurridas en cada uno de los 20 años de hindcasting que arroje una estimación de la altura significativa de la ola con períodos de retorno de 5, 10, 25, 50 y 100 años.

La definición de condiciones medias e intensas depende del tipo de variable en cuestión. A continuación, se presenta una propuesta mínima de condiciones para el modelo para las variables de naturaleza aleatoria (e.g. viento y oleaje):

- **Condición sin forzante** (caso C_0 en Tabla 6-6) asociado a baja circulación y turbulencia. Esta condición se asocia a alta concentración cerca de la descarga, pero baja extensión espacial de la pluma.
- **Condiciones medias:** aquellas en que la magnitud de la variable tiene una probabilidad de excedencia de o cercana a 50%, o mediana ($V_{50\%}$ y $Hs_{50\%}$ para la magnitud del viento y la altura significativa, respectivamente). Esta condición se asocia la operación normal de la descarga.
- **Condiciones intensas:** aquellas en que la magnitud tiene una probabilidad de excedencia de 1% ($V_{1\%}$ y $Hs_{1\%}$ para la magnitud del viento y la altura significativa, respectivamente). Esta condición se asocia a baja concentración cerca de la descarga, pero alta extensión espacial de la pluma.

Asimismo, para variables vectoriales (vientos y oleaje), se debe definir la dirección asociada a esas condiciones medias o intensas. Se recomienda también modelar la marea como una función que dependen del tiempo, e.g. $Z_{SIC(t)}$ y $Z_{CUA(t)}$. En caso que se demuestre que el ciclo mareal no es relevante en el proceso de mezcla, se puede utilizar un nivel medio del mar constante.

En una primera etapa, se recomienda analizar cada forzante en forma individual, de modo de evaluar su importancia relativa en el patrón hidrodinámico (e.g. Figura 6-6), para luego elaborar casos combinados que generen condiciones complejas. En caso de verificar que alguna de estas forzantes no sea relevante, puede descartarse del análisis. Cabe notar que, el análisis de forzantes de manera individual puede resultar difícil de cotejar con datos de campo donde todas las forzantes coexisten. Además, tiene la limitación de representar en forma poco realista los efectos acumulativos de las descargas en el medio. En la Tabla 6-6 se muestra una propuesta de **casos hidrodinámicos** en los cuales cada forzante se analiza de manera individual.

Se recomienda evaluar combinaciones de forzantes durante un mes continuo de simulación para condiciones de verano e invierno (consistentes con los requerimientos de la [Pub. 3201](#)), o un año de manera continua para proyectos grandes. Para ello, el estudio oceanográfico debe considerar mediciones simultáneas de los forzantes hidrodinámicos y la respuesta (corriente o nivel del mar) que permita calibrar y validar el modelo. La Tabla 6-6 muestra tres ejemplos de este tipo de escenarios.

Tabla 6-6. Propuesta de casos de modelación hidrodinámica, donde se incluye el número un código que describe las variables utilizadas. La dirección del oleaje es sólo una propuesta ilustrativa. El caso C_0 corresponde al caso sin forzante asociado a un campo hidrodinámico de velocidad nula en todo el dominio.

#	Código	Viento		Marea	Oleaje	
		Magnitud	Dirección		Magnitud	Dirección
C_0	Condición sin forzante	-	-	Constante	-	-
C_1	$V_{50\%/SW}$	$V_{50\%}$	SW	Constante	-	-
C_2	$V_{50\%/W}$	$V_{50\%}$	W	Constante	-	-
C_3	$V_{50\%/NW}$	$V_{50\%}$	NW	Constante	-	-
C_4	$V_{1\%/SW}$	$V_{1\%}$	SW	Constante	-	-
C_5	$V_{1\%/W}$	$V_{1\%}$	W	Constante	-	-
C_6	$V_{1\%/NW}$	$V_{1\%}$	NW	Constante	-	-
C_7	Z_{SIC}	-	-	$Z_{SIC(t)}$	-	-
C_8	Z_{CUA}	-	-	$Z_{CUA(t)}$	-	-
C_9	$Hs_{50\%/SW}$	-	-	Constante	$Hs_{50\%}$	SW
C_{10}	$Hs_{50\%/W}$	-	-	Constante	$Hs_{50\%}$	W
C_{11}	$Hs_{50\%/NW}$	-	-	Constante	$Hs_{50\%}$	NW
C_{12}	$Hs_{1\%/SW}$	-	-	Constante	$Hs_{1\%}$	SW
C_{13}	$Hs_{1\%/W}$	-	-	Constante	$Hs_{1\%}$	W
C_{14}	$Hs_{1\%/NW}$	-	-	Constante	$Hs_{1\%}$	NW
C_{INV}	Mes invierno	Variable	Variable	Variable	Variable	Variable
C_{VER}	Mes verano	Variable	Variable	Variable	Variable	Variable
$C_{AÑO}$	Año completo	Variable	Variable	Variable	Variable	Variable

6.2.4.5 Escenarios de modelación hidrodinámica de procesos de mezcla

Dada la gran cantidad escenarios hidrodinámicos y opciones utilizadas en el diseño de difusores, no parece adecuado restringir *a priori* la cantidad de casos a modelar²⁶. Será resorte del titular del proyecto definir los escenarios adecuados para calcular el AI. La Tabla 6-7 muestra las variables relevantes a considerar en el modelo de mezcla.

²⁶ En este documento se excluyen elementos del diseño de los sistemas de captación y descarga, que se asumen responsabilidad exclusiva del titular del proyecto, pero que deben reflejarse en la modelación. Para el diseño de emisarios y difusores, se recomienda el texto Wood, I. R., Bell, R. G., & Wilkinson, D. L. (1993). *Ocean disposal of wastewater. Advances in Coastal and Ocean Engineering*.

Tabla 6-7. Propuesta de variables a considerar en el modelo de mezcla. Los superíndices representan elementos que se deben incluir en (1) plano de diseño, (2) plano de layout y (3) plano de elevación, datos obtenidos (4) del modelo numérico o (5) mediciones.

Efluente	Símbolo	Unidad	Observación
Caudal	Q	m^3/s	Medio horario, diario o instantáneo, máximo horario o diario, retralavado o condiciones accidentales
Salinidad	s_e	psu	-
Temperatura	T_e	$^{\circ}\text{C}$	-
Densidad	ρ_e	Kg/m^3	-

Difusor	Símbolo	Unidad	Observación
Tipo de difusor ⁽¹⁾	-	-	Sin, con difusor uniforme, telescopico, difusor en V
Tipo de portas ⁽¹⁾	-	-	Verticales, inclinadas, horizontales, alternadas, riser, válvulas check (duckbill)
Número de portas ⁽¹⁾	n_p	-	-
Espaciamiento entre portas ⁽¹⁾	e_p		
Inclinación de las portas ⁽¹⁾	θ_p		
Diámetro interno portas ⁽¹⁾	d_p		
Caudal de las portas	q_p	m^3/s	-
Tipo de operación	-	-	Continua o discreta
Localización del vertido ⁽²⁾	-	-	-
Distancia a costa ⁽²⁾	-	m	-
Distancia ZPL a la costa ⁽²⁾		m	-
Profundidad ⁽³⁾	-	m NRS	-

Medio receptor	Símbolo	Unidad	Observación
Magnitud de la corriente ⁽⁴⁾	U	m/s	Intensa (1%), media (50%) o medio en reposo.
Nivel del mar ^(3,4)	z	m NRS	Pleamar máxima, mínima, nivel medio
Salinidad ⁽⁵⁾	s_m	psu	-
Temperatura ⁽⁵⁾	T_m	$^{\circ}\text{C}$	-
Densidad ⁽⁵⁾	ρ_m	Kg/m^3	-
Perfil columna de agua ⁽⁵⁾	-	-	Estratificada o sin estratificación

6.2.4.6 Presentación de resultados

La representación de resultados depende de si las variables son escalares (magnitud) o vectoriales (magnitud, dirección y sentido), puntuales o espaciales, instantáneas o permanentes. El análisis de estas variables, asimismo, puede efectuarse en el dominio del

tiempo, de la frecuencia o del tiempo-frecuencia, como datos individuales o agrupados para una sola variable, o cruzando dos o más variables para detectar relaciones causa-efecto. Naturalmente, no existe una sola forma de representar los resultados y dependerá de la experiencia y criterio del titular el cómo hacerlo. La Tabla 6-8 muestra ejemplos de representación gráfica de datos de variable ambientales y la Figura 6-12 ilustra un buen ejemplo de representación que integra varios elementos de una variable vectorial como el oleaje. Se recomienda al lector ver los ejemplos de visualización incluidos en el Atlas de Oleaje (Beyá et al., 2016).

Tabla 6-8: Tipos de representación gráfica de datos.

Dominio del tiempo	Escalar	Vectorial
Series de tiempo	✓	
Rosas con datos individuales y datos agrupados		✓
Diagrama de trazos		✓
Histograma de frecuencia relativa y frecuencia acumulada	✓	
Histograma de frecuencia bivariado		✓
Estadígrafos (máxima, mínima, media, mediana)	✓	
Gráficos de dispersión (cruce de variables)		✓
Gráficos de valores extremos		
Componentes principales		✓

Dominio de la frecuencia		
Espectro de frecuencia	✓	
Espectro de dirección	✓	
Espectro bidimensional (dirección y frecuencia)		✓
Espectro rotatorio		✓
Espectro cruzado		✓

Dominio del tiempo y frecuencia		
Wavelets (ondeletas)	✓	
Escalograma	✓	

Dominio del espacio		
Diagramas de vector progresivo (medición puntual)		✓
Trayectorias lagrangianas (puntuales)		✓
Campos bidimensionales (2D-horizontal o 2D-vertical)		✓
Campos tridimensionales		✓

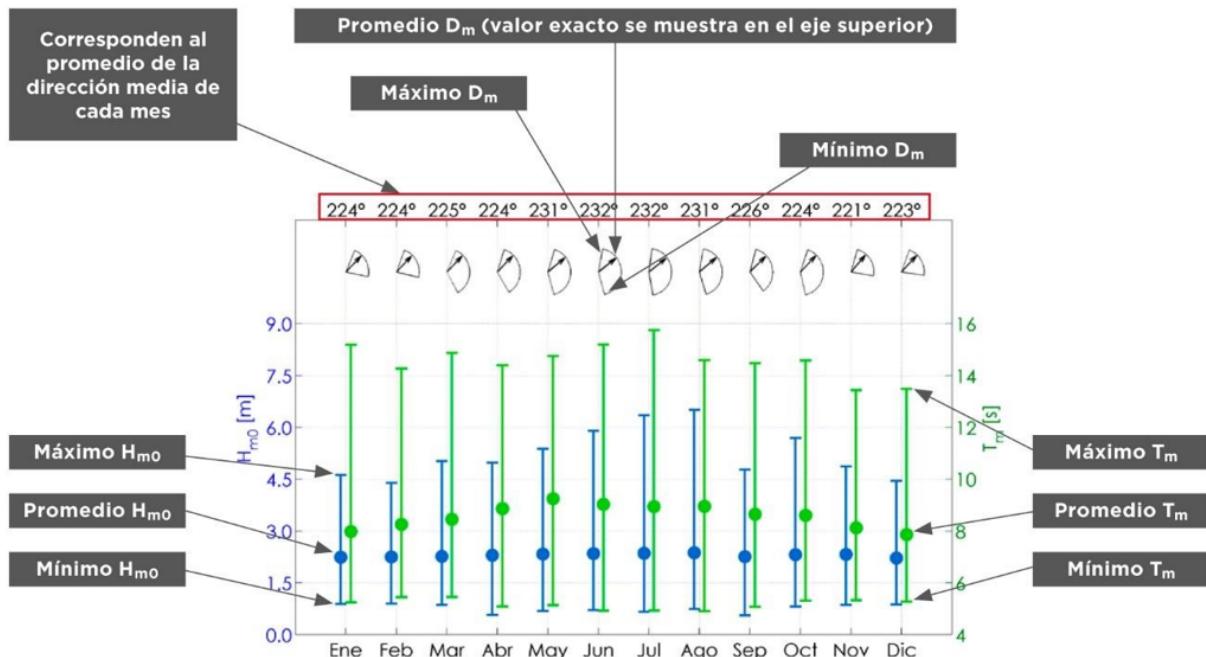


Figura 6-12: Gráfico de variación mensual de altura significativa, periodo medio y dirección media, en el cual se grafican valores promedio, mínimos y máximos de estas variables (Beyá et al., 2016). El gráfico se caracteriza por contener gran cantidad de información de una variable vectorial a nivel mensual.

Dada la gran cantidad de modelaciones necesarias para acotar el comportamiento de las plumas, se recomienda resumir los resultados mediante una tabla que incluya los parámetros de entrada y resultados de los modelos hidrodinámico y de mezcla. La Tabla 6-9 muestra un ejemplo de este tipo de síntesis. Adicionalmente, se debieran incluir las siguientes gráficas de resultados, para las capas superficial, intermedia y de fondo (y en otras profundidades en caso de ser necesarias):

- Campos 2DH (x, y) de oleaje (altura significativa y dirección)
- Campos 2DH (x, y) de corriente (velocidad y dirección)
- Campos 2DH (x, y) de salinidad, indicando el AI
- Campos 2DH (x, y) de temperatura, indicando el AI
- Perfiles 2DV (x, z) de salinidad a lo largo de la pluma, indicando el AI
- Perfiles 2DV (x, z) de salinidad a lo largo de la pluma, indicando el AI

Dada la gran cantidad de casos analizados, es recomendable que sólo las gráficas más relevantes se incluyan en un informe de resultados y que las restantes se incluyan en un soporte digital. Asimismo, se recomienda compilar los resultados en una lámina donde se sinteticen varios casos (y la envolvente), de modo de simplificar la revisión por parte del SEA.

Tabla 6-9. Distancias o superficies asociadas al AI calculadas para los casos de modelación hidrodinámica y modelado de procesos de mezcla.

6.3 IMPACTOS DE LA SALMUERA EN ESPECIES DE INTERÉS ECOLÓGICO

6.3.1 INTRODUCCIÓN

Aunque el proceso de desalinización puede ser una solución confiable para la producción de agua dulce, los residuos producidos por esta actividad pueden generar impactos significativos sobre los ecosistemas marinos. Como resultado del proceso de desalinización se generan aguas de descarte con altos valores de salinidad (salmueras hipersalinas) que han mostrado alterar las condiciones de ecosistemas marinos (Voutchkov, 2011).

Por ejemplo, Manríquez et al. (2024a) mostraron que la descarga de salmuera extendió el tiempo de enterramiento en el bivalvo *Mesodesma donacium*. Asimismo, la descarga de salmuera ha mostrado una significativa disminución de abundancia y diversidad de anfípodos bentónicos en el área afectada por los significativos incrementos de salinidad (de-la-Ossa-Carretero et al., 2016a). Por otro lado, Del-Pilar-Ruso (2015) reportaron una disminución significativa en la abundancia, riqueza y diversidad de poliquetos en la zona afectada por la pluma salada. Otros autores han reportado una sustitución de comunidades dominadas por poliquetos, crustáceos y moluscos por una dominada por nematodos (Del-Pilar-Ruso et al., 2007). Otro de los grupos que se han visto significativamente afectados son las bacterias (Frank et al., 2019) registrando una reducción del 60% en la abundancia de bacterias heterotróficas a niveles de salinidad mayor a un 5% sobre el nivel normal (Frank et al., 2017). Estudios con equinodermos han mostrado que sus abundancias en aguas alrededor de la pluma de salmuera disminuyeron significativamente (Sugni et al., 2007; de-la-Ossa-Carretero et al., 2016b; Fernández-Torquemada et al., 2009). Elevados niveles de salinidad han mostrado también afectar la supervivencia y el metabolismo de las larvas marinas, alterando sus patrones de desarrollo y su capacidad para adaptarse a nuevas condiciones ambientales (López-Ortiz & Sánchez, 2009).

Diversos estudios han mostrado que estresores ambientales, resultantes de la actividad humana, tales como el incremento de temperatura y acidificación del océano, pueden tener efectos significativos sobre el desarrollo larval de diferentes especies (Byrne et al., 2010; Manríquez et al., 2013), influyendo sobre sus abundancias poblacionales. En este contexto, las descargas de salmuera podrían afectar significativamente el desarrollo de la etapa larval de estas especies (Manríquez et al., 2024b), con efectos significativos sobre sus poblaciones y debido a su importancia ecológica sobre toda la comunidad. Además de los impactos ecológicos, los efectos negativos de las descargas de salmuera sobre estas especies podrían resultar en pérdidas económicas.

Dado lo anterior es prioritario evaluar los impactos que estas aguas de descarte podrían tener sobre especies marinas. Por lo tanto, el objetivo de este estudio fue evaluar el impacto de la descarga de salmuera sobre la sobrevivencia de las larvas de *C. concholepas* y *L. albus*. Además, se determinó la capacidad de recuperación de la condición de las larvas después de retirado este estresor. Finalmente, se propone una metodología novel para el estudio del

movimiento larval que podría ser usado en estudios tendientes a evaluar el efecto de estresores ambientales sobre esta conducta.

6.3.2 METODOLOGÍA

En esta sección se describe metodología para evaluar los efectos del agua de descarte proveniente de plantas desalinizadoras sobre especies marinas de relevancia ecológica y económica. Considerando que las etapas tempranas del desarrollo suelen ser particularmente sensibles a estresores ambientales, el estudio se centra en la etapa larval de las especies modelo. Considerando que el agua de descarte puede presentar distintos niveles de salinidad y que las respuestas de los organismos varían en función de esta variable, se propone evaluar los impactos bajo un rango de condiciones salinas. La metodología tiene, además, el potencial para ser aplicada en distintas especies.

Las especies utilizadas en este estudio son el molusco gasterópodo *Concholepas concholepas* (loco) y el equinodermo *Loxechinus albus* (erizo rojo). Ambas especies son características de la costa de Chile y muy importantes en términos ecológicos y económicos (Castilla, 1990, 1999; Molinet et al., 2012; Vásquez y Donoso, 2013). ***Concholepas concholepas*** es un carnívoro ecológicamente clave influyendo sobre toda la comunidad (Castilla, 1999); en su desarrollo, este molusco incluye la producción y postura de cápsulas con huevos, desde donde se liberan larvas a la columna de agua (Manríquez et al., 2001). ***Loxechinus albus*** es un herbíboro que ha mostrado influir sobre las comunidades algales pudiendo impactar así, sobre toda la comunidad (Buschmann et al., 2004; Contreras et al., 2019); su desarrollo incluye fertilización externa (Olave et al., 2001; Byrne et al. 2008), con su fase embrionaria y larval que se desarrolla en la columna de agua.

6.3.2.1 Obtención de larvas

***Concholepas concholepas*:** Las larvas se obtuvieron de oviposturas de diferentes hembras, las cuales son mantenidas en cautiverio en el laboratorio de Ecología y Conducta de la Ontogenia Temprana del Centro de Estudios de Zonas Áridas (CEAZA), Coquimbo (23°45`S; 70°27`W). Estas cápsulas fueron transportadas en cajas plásticas en condiciones controladas de temperatura y salinidad al Centro de Investigación Marina de Quintay, Valparaíso (CIMARQ, 33°19`S; 71°70`W), donde se realizaron los experimentos (Figura 6-13). Las capsulas fueron mantenidas por 48 h en un acuario con flujo de agua constante para su aclimatación (15°C y 35 PSU).

Para la identificación de las capsulas maduras, se siguió la metodología propuesta por Manríquez et al. (2024). Una vez identificadas las cápsulas maduras (solo una por hembra) se retiró, utilizando un alfiler de disección, el tapón vitelino. Para facilitar la eclosión de las larvas, se cortó el extremo distal de la cápsula. Una vez obtenidas, las larvas de las tres hembras fueron puestas en un vaso precipitado con agua de mar filtrada (0,45 µm) a una salinidad normal (35 PSU) para lograr una mezcla homogénea de las larvas de las distintas hembras. Seguidamente, se asignaron larvas de esta solución madre a las pruebas experimentales de salinidad para

evaluar sus consecuencias sobre la supervivencia de las larvas y el rendimiento de natación²⁷ y la tasa metabólica de las larvas²⁸. En los experimentos, las larvas veliger recién eclosionadas no fueron alimentadas con un suministro externo de microalgas. Es factible realizar esto porque nacen aprovisionamiento materno que les permite sobrevivir aproximadamente 1 semana sin suministro externo de alimentos ([Manríquez et al. 2024](#)).

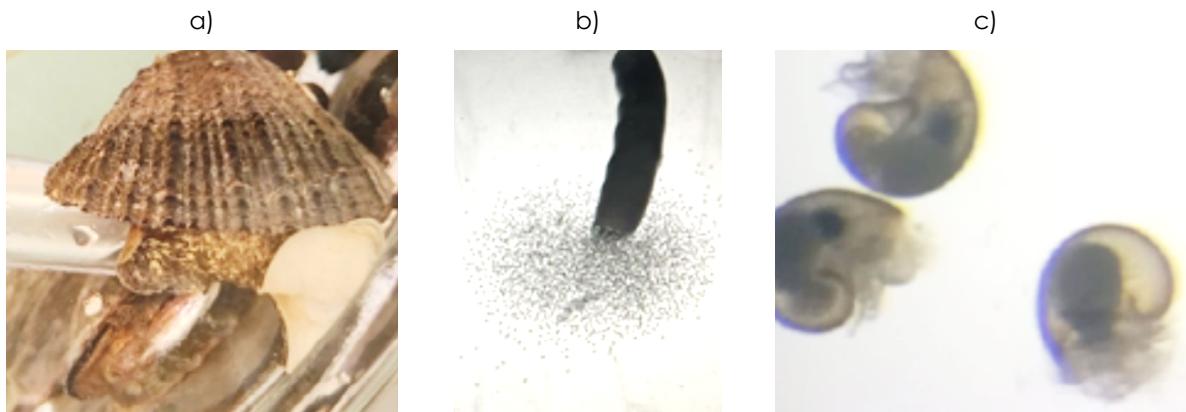


Figura 6-13. a) Ejemplar adulto de *C. concholepas*. b) ovipostura de *C. concholepas* liberando larvas. c) larvas veliger de *C. concholepas*.

***Loxechinus albus*:** Las larvas fueron obtenidas en CIMARQ. Para esto, se seleccionaron individuos maduros al azar, a los cuales se les inyectó Cloruro de Potasio (KCl) 0,5 Molar. Una vez iniciado el desove, los individuos fueron separados por sexo y puestos en recipientes con agua de mar filtrada (0,45 µm). Posteriormente, los gametos de ambos sexos fueron incubados en un vaso precipitado de 1 L con agua de mar filtrada, donde la fecundación se produjo entre 5 a 15 minutos (Figura 6-14). Para esta especie, los experimentos se desarrollaron con dos estadios larvales: prisma (2 días) y equinopluteus (8 días). Similar a los realizado con las larvas de *C. concholepas*, estas larvas también fueron obtenidas de distintos reproductores y mezcladas para formar un pool de larvas. Una vez obtenidas, las larvas fueron asignadas usando una lupa estereoscópica Olympus SZX18 a aguas de descarte con distintos niveles de salinidad (i.e. tratamientos).

²⁷ Experimentos realizados para *C. concholepas* y *L. albus*.

²⁸ Experimentos realizados para *C. concholepas*.

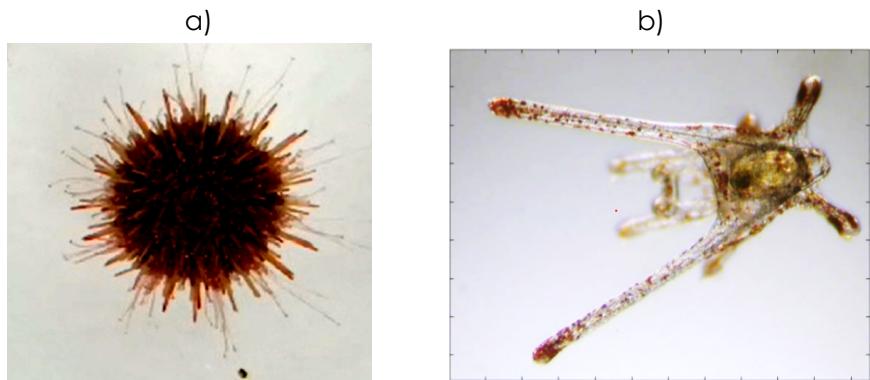


Figura 6-14. a) Ejemplar adulto de *L. albus*; b) larva equinopluteus de *L. albus*.

6.3.2.2 Obtención de agua de descarte y preparación de salinidades experimentales

El agua de descarte fue obtenida desde las plantas desaladoras de Quintay (Región Valparaíso) y de la planta desaladora de La Ligua (Región Valparaíso). Previo a su utilización, el agua de descarte fue filtrada a 0,2 µm y luego mantenida a las temperaturas en que se realizaron los experimentos, sumergiendo parcialmente las botellas en un acuario con agua ajustada a esas temperaturas.

Las salinidades objetivo se obtuvieron mediante dilución de la salmuera para el caso del agua de descarte de la planta de la Ligua, con agua de mar filtrada (0,2 µm). Debido a que la planta de Quintay obtiene agua de una fuente que puede ser salobre, se incrementó de la salinidad, con agua de mar filtrada (0,2 µm)²⁹. Las salinidades testeadas fueron:

- **Agua de descarte de la Ligua:** se prepararon soluciones de 35, 40, 45, 50 y 54 PSU, que corresponden a soluciones salinas de 0%, 26%, 52%, 78% y 100% de la salinidad máxima de la salmuera, respectivamente.
- **Agua de descarte del APR Quintay:** se prepararon soluciones de 1,2, 5, 10, 15, 20, 25, 30 y 35 PSU, que representan concentraciones del 0%, 317%, 733%, 1150%, 1567%, 1983%, 2400% y 2817%, de la salinidad máxima del agua de descarte, respectivamente.

Cabe destacar que se utilizaron dos tratamientos control, que en este estudio fueron 35 PSU. Uno de ellos fue el agua proveniente de la zona donde se realizaron los experimentos y otra reconstruida en base a la salmuera obtenida de la planta de desalinización. La salinidad en todas las muestras fue medida utilizando un sensor multiparamétrico Hanna HI 9829.

²⁹ Cabe destacar que en el caso de la desaladora de Quintay, la toma de agua se realiza en un cuerpo estuarial, por tanto, el agua de descarte podría, en muchas ocasiones, presentar salinidades más bajas que la del cuerpo receptor. Consecuentemente, en el caso de los experimentos realizados con esta agua de descarte, la salinidad debió incrementarse en lugar de disminuirse.

6.3.2.3 Diseño experimental

Desde el pool de larvas de cada especie, seis grupos (réplicas) de 10 larvas cada uno, se asignaron a los distintos tratamientos de salinidad. Las larvas fueron puestas en pocillos plásticos de 10 ml y mantenidas a 15°C, manteniendo los pocillos en un baño con temperatura controlada (Figura 6-15). La temperatura de los experimentos se seleccionó de acuerdo a la temperatura del mar donde las larvas fueron mantenidas. Luego, las larvas fueron sometidas a una exposición aguda por 6 h a las distintas salinidades y posteriormente mantenidas en agua control (35N) por 12 h para evaluar su recuperación. En el caso de los experimentos realizados con agua de descarte con altos valores de salinidad (La Ligua), el principal objetivo de este proyecto, estos fueron desarrollados en invierno y verano.



Figura 6-15. Placas experimentales (seis pocillos cada una) donde las larvas de ambas especies fueron expuestas a las diferentes salinidades y luego mantenidas durante el período de recuperación. Las placas son mantenidas en un baño con temperatura controlada.

Posterior al periodo de exposición se determinó la supervivencia de las larvas. Es importante destacar aquí, que en este estudio se utilizó una metodología novedosa para la determinación de las características del movimiento de las larvas (velocidad y desplazamiento), la cual podría ser utilizada en estudios futuros para caracterizar esta conducta. Esta metodología fue aplicada solo en los experimentos realizados con aguas de Quintay, en esta primera etapa. Esas mismas respuestas fueron evaluadas después del período de recuperación. El criterio para determinar la sobrevivencia de las larvas fue la observación actividad de nado o si entando en descanso, mostraban evidentes signos de movimiento ciliar. Para determinar la velocidad de nado, una larva de cada réplica fue seleccionada y su movimiento grabado. La grabación duró aproximadamente 15 s por cada larva y comenzó cuando la larva estuvo en el centro del campo de la lupa. Todas las observaciones fueron realizadas utilizando una lupa estereoscópica Olympus SZX18 Axiocam 208 color, ZEISS (Figura 6-16).

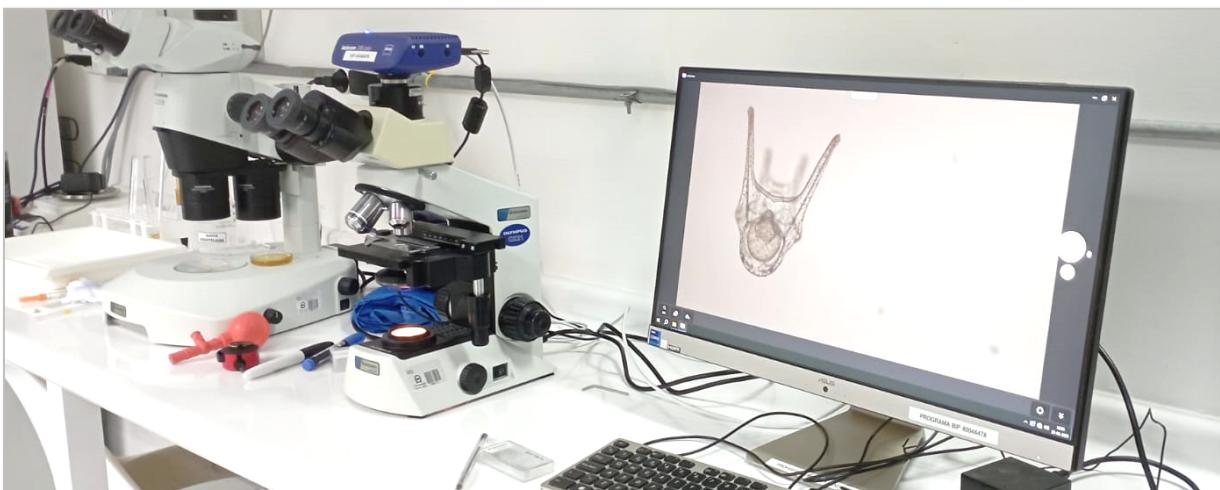


Figura 6-16. Registro del movimiento de larva de *L. albus* expuestas a diferentes niveles de salinidad.

A partir de la información contenida en videos, se realizaron procesos de **nivel bajo** (que involucran el preprocesamiento de la imagen en operaciones como disminución del ruido, mejoras en la nitidez y en el contraste, y cuya aplicación da como resultado otra imagen), procesos de **nivel intermedio** (donde se realizan tareas como partición de la imagen en regiones y la obtención sus atributos), y procesos de **nivel alto**, donde se aplican funciones cognitivas asociadas a la visión humana ([González & Woods, 2018](#)).

En este estudio se aplicaron los niveles bajo e intermedio, puesto que se modificó el brillo y el contraste de cada video para facilitar la identificación de las larvas, y luego se utilizó el software Tracker para obtener sus métricas de movimiento. El software Tracker se basa en la identificación y seguimiento de un conjunto de píxeles a través de sus características de color y forma, realizando esto en cada fotograma del video. Con ello se obtuvieron los atributos descritos anteriormente (Figura 6-17). En total, se analizaron 324 videos, donde se incluyeron larvas de *C. concholepas* y *L. albus*.

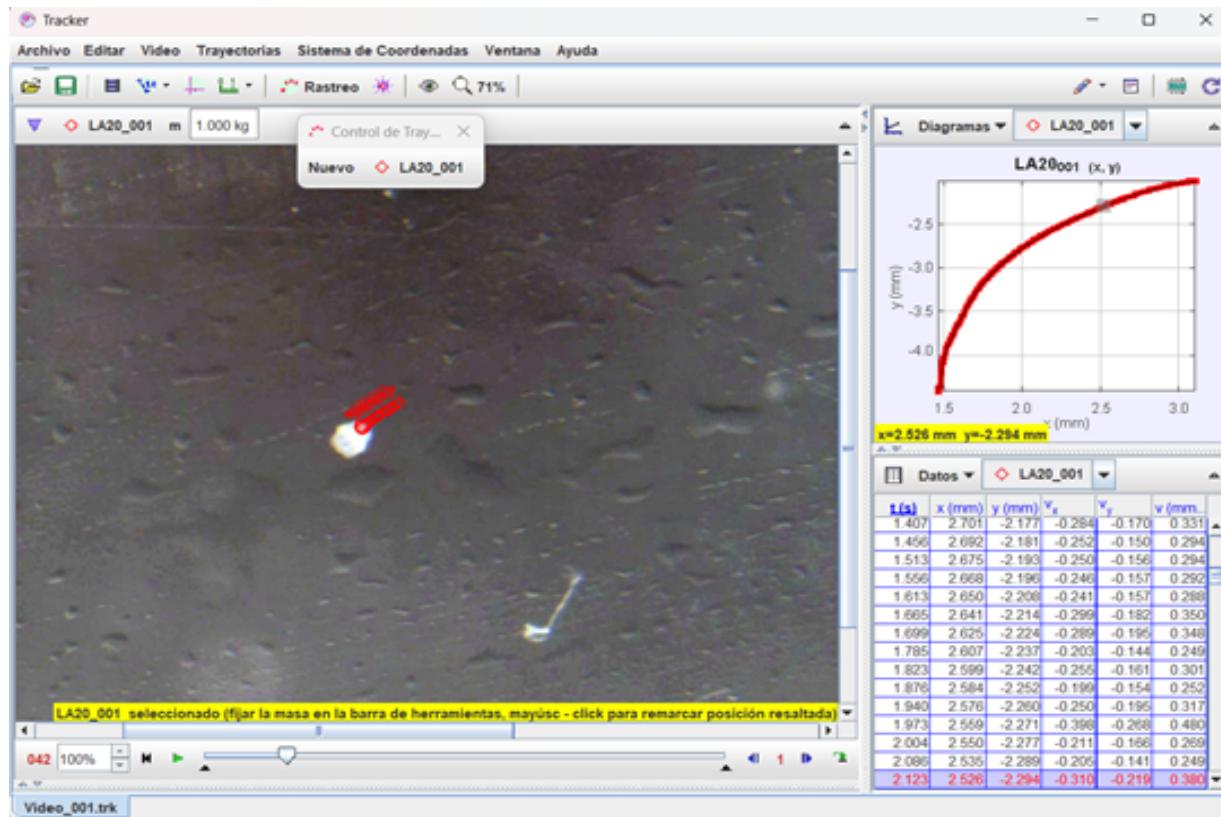


Figura 6-17. Ejemplo de procesamiento por software Tracker para la caracterización del movimiento larval. En el fotograma de la izquierda se muestra la identificación y seguimiento de la larva en marcas rojas. El gráfico derecho muestra la trayectoria de la larva en línea roja y la tabla muestra los datos obtenidos de cada fotograma, resaltando en rojo los del fotograma actual.

6.3.2.4 Métricas de movimiento de larvas

Desplazamiento: Esta medida se obtiene mediante el cálculo de las coordenadas de las larvas en cada fotograma. Se aplica el teorema de Pitágoras para determinar la distancia euclíadiana entre puntos sucesivos, ofreciendo la trayectoria del molusco a lo largo del vídeo (Figura 6-18). Mediante Tracker se obtienen las posiciones de las larvas en cada fotograma (A, B, C, D y E).

El **desplazamiento local** entre dos posiciones (d_i) se calcula con la expresión

$$d_i = \sqrt{(x_{i+1} - x_i)^2 + (y_{i+1} - y_i)^2}$$

El **desplazamiento total** (d_T) se calcula mediante la expresión

$$d_T = \sum_{i=1}^N d_i$$

donde N denota la posición final. También se calcula la **distancia recta** entre la posición inicial y final de la larva mediante la expresión

$$T = \sqrt{(x_N - x_1)^2 + (y_N - y_1)^2}$$

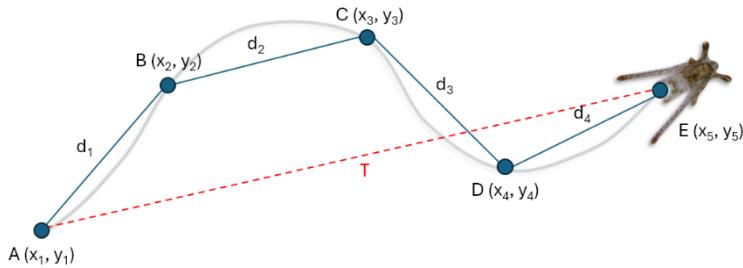


Figura 6-18. Trayectoria continua (gris) y discreta (azul) a partir de posición discretas (A, B, C y D).

Para evaluar el tipo de desplazamiento de la larva se calcula mediante un **índice de desplazamiento (D_R)** mediante la expresión

$$D_R = T/d_T$$

Donde $D_R = 1$ representa una trayectoria recta y $D_R < 1$ representa trayectorias con curvatura no nula. Mientras el índice sea menor, más curvatura tiene la trayectoria, según se ilustra en la (Figura 6-19).

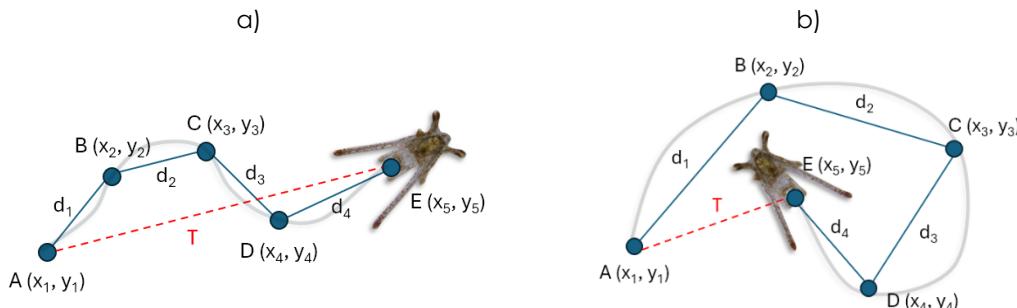


Figura 6-19. a) Desplazamiento aproximadamente lineal ($D_R \rightarrow 1$) y aproximadamente curvo ($D_R \rightarrow 0$).

Velocidad: El software Tracker proporciona datos de velocidad entre fotogramas individuales, a partir de las cuales se calcula la **velocidad local (v_i)** mediante la expresión

$$v_i = d_i/\Delta t$$

Donde el tiempo entre dos fotogramas sucesivos (Δt) se mantiene constante. La **velocidad media (\bar{v})** corresponde a la media de las velocidades locales (v_i) y se calcula mediante la expresión.

$$\bar{v} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N v_i$$

Para evaluar el efecto de la salinidad sobre la capacidad de nado de las larvas (i.e., velocidad, desplazamiento total e índice de desplazamiento), se realizan regresiones lineales separadas para cada variable respuesta y para cada tiempo de medición (6 horas de exposición y 12 horas de recuperación). La normalidad de los residuos se evalúa mediante la prueba de

Shapiro-Wilk, y la homogeneidad de varianzas, mediante la prueba de Levene. En los casos en que los datos no presentaron una distribución normal, se aplicó una transformación logarítmica para cumplir con los supuestos del análisis.

6.3.3 RESULTADOS

6.3.3.1 Sobrevivencia larval

Invierno

C. concholepas: El agua de descarte de la planta la Ligua no afectó la sobrevivencia de las larvas veliger de *C. concholepas* al final del período de exposición (6 h) y condición se mantuvo después del período de recuperación (12 h). Por el contrario, la sobrevivencia de estas larvas se vio significativamente afectada (sin signos de movimiento) cuando fueron expuestas por 6 h al agua de descarte de Quintay, llegando a un 100% desde los 15 PSU. Sin embargo, el período de recuperación, mostró que el agua de descarte afectó de manera importante la sobrevivencia desde los 10 PSU.

L. albus: Los valores más alto de salinidad del agua de descarte de la ligua afectaron la condición de las larvas prisma de *L. albus*, pero estos efectos no fueron letales, ya que luego del período de recuperación, las larvas mostraron claros signos de recuperación. El agua de descarte de Quintay, afectó la sobrevivencia de las larvas equinopluteus de *L. albus*, llegando a un 0% de la actividad de nado larval desde los 10 PSU y sin mostrar signos de recuperación. Resultados muy similares a los registrados con larvas equinopluteus, fueron observados cuando se expusieron larvas prismas de *L. albus* a agua de descarte de Quintay. Estas larvas presentaron 0% de actividad de nado larval desde los 15 PSU, pero el período de recuperación mostró que los efectos letales ocurrieron desde los 10 PSU con un 100% de mortalidad.

Verano

C. concholepas: Los experimentos desarrollados durante el verano mostraron que el agua de descarte de la planta la Ligua no afectó la sobrevivencia de las larvas veliger de *C. concholepas* al final del período de exposición (6 h) y condición se mantuvo después del período de recuperación (12 h).

L. albus: Los experimentos desarrollados durante el verano mostraron que los valores más altos de salinidad del agua de descarte de la ligua afectaron la condición de las larvas prisma de *L. albus*, pero estos efectos no fueron letales, ya que luego del período de recuperación, las larvas mostraron claros signos de recuperación.

6.3.3.2 Movimiento larval

C. concholepas: La velocidad de nado de las larvas veliger de *C. concholepas* expuestas a aguas de descarte de la planta de Quintay no fue afectado después de una exposición de 6h, pero durante el período de recuperación su velocidad disminuyó con la disminución de la salinidad. El desplazamiento total fue negativamente afectado por la disminución en la salinidad durante el período de exposición y esta condición se mantuvo durante el período de

recuperación. El índice de desplazamiento no fue afectado por la disminución de salinidad durante el período de exposición, pero disminuyó con la salinidad después del período de recuperación.

L albus: La velocidad de nado y desplazamiento total de las larvas equinopluteus de *L. albus* expuestas a aguas de descarte de la planta de Quintay fueron negativamente afectadas por la disminución en la salinidad durante el período de exposición, pero esta condición no se mantuvo durante el período de recuperación. El índice de desplazamiento no fue afectado por la disminución de la salinidad ni durante el período de exposición ni durante el período de recuperación.

La velocidad de nado, desplazamiento total e índice de desplazamiento de las larvas prisma de *L. albus* expuestas a aguas de descarte de la planta de Quintay no fueron afectadas por la disminución en la salinidad durante el período de exposición ni durante el período de recuperación.

6.3.4 CONCLUSIÓN

Los resultados de este estudio mostraron que la exposición al agua de descarte de la planta la Ligua con altas salinidades por un período de 6 h, no afectaron la sobrevivencia de las larvas de *C. concholepas*, pero si a las de *L. albus*. Los efectos sobre las larvas de esta última especie se registraron a los 54 PSU con el agua de la Ligua, con mortalidades cercanas a un 30%.

Estos resultados muestran que las larvas pueden presentar tolerancia a valores altos de salinidad, como ha sido previamente mostrado, por ejemplo en estudios previos con *C. concholepas* y otras especies ([Manríquez et al, 2024 a,b](#)). Además, las respuestas frente a los altos valores de salinidad son especie específicas, lo que sugiere que este tipo de estudios debería realizarse con diferentes grupos taxonómicos a fin de tener una mejor comprensión de los impactos de la salmuera de descarte de las plantas desaladoras.

Cuando las larvas fueron expuestas al agua de descarte de la planta de Quintay con bajos niveles de salinidad (< 35 PSU), la sobrevivencia de ambas especies se vio afectada, indicando que los impactos de las bajas salinidades pueden ser más relevante que las descargas de salmuera.

Aunque el agua de descarte con altos niveles de salinidad no mostró efectos letales sobre las larvas de *C. concholepas*, esta si podría afectar otros rasgos biológicos relevantes, tal como su capacidad de nado, por lo tanto, estudios futuros tendientes a evaluar los efectos del agua de descarte deberían considerar otros rasgos. Cuando las larvas de *C. concholepas* fueron expuestas a aguas con baja salinidad, los efectos subletales sobre el movimiento (solo de aquellas larvas que sobrevivieron) también fueron evidentes y no siempre se revirtieron después del período de recuperación.

La metodología propuesta para caracterizar el movimiento larval, entregó información relevante para determinar el impacto de la salmuera sobre esta conducta. Consecuentemente, se propone el uso de esta metodología para la determinación del impacto de la salmuera o de otros estresores ambientales sobre este rasgo conductual.

Finalmente, se sugiere que estudios futuros, tendientes a evaluar los efectos ecofisiológicos del agua de descarte sobre especies marinas, incluyan la temperatura de esta agua, la cual puede jugar un rol significativo en los efectos del agua de descarte sobre los ecosistemas marinos.

7 IMPACTOS SOCIOECONÓMICOS

7.1 INTRODUCCIÓN

La incorporación de impactos socioeconómicos en la evaluación ambiental de proyectos es un componente importante para asegurar una toma de decisiones informada, equitativa y pertinente al territorio. En el caso de las plantas desalinizadoras, esta evaluación cobra especial relevancia en comunas con zonas costeras rurales, donde las condiciones de vulnerabilidad hídrica y social son más pronunciadas y los proyectos pueden incidir en las dinámicas sociales, económicas y de gobernanza a nivel local.

La Guía para la Participación Ciudadana Temprana en proyectos que se presentan al SEIA³⁰ ([SEA, 2023](#)) enfatiza que la legitimidad de un proyecto se fortalece cuando se considera, desde las primeras etapas, la percepción de los actores locales y los efectos sociales proyectados, alineándose con los principios establecidos por el Acuerdo de Escazú. Este último, ratificado por Chile, enfatiza el acceso a la información, la participación pública y la participación en asuntos ambientales, constituyéndose en un marco vinculante para el fortalecimiento de los procesos evaluativos.



Figura 7-1. Proceso participativo con el comité de Servicio Sanitario Rural de La Ligua.

30

https://www.sea.gob.cl/sites/default/files/imce/archivos/2023/11/24/Resolucion_202399101925_Guia_PCT_VF.pdf#page=4

El presente documento no reemplaza los instrumentos vigentes del SEA, sino que propone un enfoque complementario y operativo que busca integrar explícitamente los impactos socioeconómicos y las percepciones comunitarias como criterios evaluativos. Se trata de una herramienta orientada que pretende complementar la Guía para la Descripción de Proyectos de Plantas Desalinizadoras del SEA ([SEA, 2023](#)) a modo de fortalecer la dimensión participativa y territorial del SEIA, entregando insumos metodológicos aplicables a escala local.

Como base de investigación para esta metodología, se consideran tres comunas con zonas costeras rurales: La Ligua, Casablanca y Cobquecura. Estas comunas fueron seleccionadas por su diversidad socioeconómica, su nivel de exposición a la tecnología de desalinización y sus trayectorias en planificación hídrica. El objetivo no es realizar un análisis exhaustivo de sus dinámicas, sino enmarcar territorialmente la validación de la metodología.

Incluir los impactos socioeconómicos en la evaluación ambiental permite anticipar conflictos, fortalecer la legitimidad de los proyectos y promover soluciones adaptadas a las realidades locales. En contextos rurales costeros, donde la confianza institucional puede ser limitada y los impactos distributivos son más evidentes, esta evaluación entrega evidencia para procesos de toma de decisiones, percepciones de los impactos ambientales y nivel de conocimiento a nivel de comuna. Ignorar estas dimensiones puede generar resistencias, aumento de costos de transacción y resistencia a la inversión de plantas de desalinización, como lo han demostrado diversas experiencias nacionales e internacionales ([Heck et al., 2016; Sola et al., 2021; Ta-Kang Liu et al., 2022](#)). La participación temprana de autoridades municipales y actores comunitarios no solo mejora el diseño de proyectos, sino que contribuye a construir trayectorias de gobernanza hídrica de mayor pertinencia para inversiones en tecnologías de desalinización.

Diversos estudios proponen integrar dimensiones sociales y económicas en el análisis de proyectos de desalinización. A nivel nacional, el [Comité Científico de Cambio Climático \(2022\)](#) propone mecanismos institucionales para integrar evidencia científica y participación ciudadana en el diseño de políticas públicas para la desalinización, destacando la creación de espacios de deliberación científica y comunitaria. En la misma línea, [Couve et al. \(2023\)](#) recomienda la conformación de comités asesores de carácter local, incluyendo autoridades municipales, científicos y representantes comunitarios, como herramienta clave para validar la instalación de plantas y fortalecer la legitimidad institucional en zonas costeras rurales.

A nivel internacional, estudios recientes [Julio et al. \(2024\)](#) han avanzado en la conceptualización de modelos inclusivos de gobernanza del agua, incorporando marcos como el enfoque “trialogue” y “método Q”. El primero promueve el diálogo entre Estado, ciencia y sociedad civil como ejes complementarios en la toma de decisiones sobre el agua, mientras que el segundo permite identificar y clasificar las percepciones sociales en torno a tecnologías como la desalinización, facilitando así el diseño de políticas sensibles a las preocupaciones territoriales. Estas investigaciones revelan que la aceptación de proyectos depende críticamente de la confianza institucional, la equidad en la distribución de beneficios, la transparencia en la gestión del riesgo y la presencia de beneficios tangibles para las comunidades locales.

Desde una perspectiva aplicada, estas contribuciones subrayan que los modelos de evaluación ambiental más eficaces son aquellos que reconocen a las comunidades no sólo como receptoras de impactos, sino como actores deliberativos. Este giro metodológico contribuye a una planificación más adaptativa, capaz de responder a la complejidad socioeconómica y fortalecer la sostenibilidad institucional de los proyectos. Por su parte, [Torres et al. \(2023\)](#) señalan que la participación ciudadana temprana y la transparencia en el proceso de toma de decisiones son esenciales para generar confianza pública en iniciativas de infraestructura hídrica. En la experiencia chilena, [Štefová et al. \(2022\)](#) documentan cómo la desconfianza relacionada con la calidad del agua y la percepción de exclusión pueden provocar resistencias a las plantas de desalinización, subrayando la importancia de estrategias comunicacionales claras y una gestión ambiental robusta.

En estudios de caso en California, [Heck et al. \(2016\)](#) identifican que la percepción de disponibilidad futura de agua potable incrementa el apoyo a proyectos desalinizadores, mientras que los impactos ambientales percibidos y las dudas sobre beneficios sociales tienden a limitarlo. Estos hallazgos refuerzan la necesidad de incorporar mecanismos de participación desde las etapas iniciales de planificación para alinear expectativas y reducir incertidumbres.

En el contexto chileno, los desafíos de gobernanza están relacionados con la fragmentación institucional, incertidumbre normativa y una débil coordinación interinstitucional, lo que dificulta la planificación y ejecución de inversiones en desalinización. A pesar de los avances tecnológicos, estos vacíos institucionales pueden erosionar la viabilidad de largo plazo de estas soluciones ([Štefová et al., 2022](#)).

La planificación territorial emerge entonces como un instrumento clave. [Sola et al. \(2021\)](#) destacan que la integración explícita de la desalinización en los instrumentos de ordenamiento territorial, respaldada por evaluaciones ambientales sólidas y procesos de consulta pública, mejora la aceptabilidad y legitimidad de estos proyectos. Tal como han observado [Lee & Jepson \(2021\)](#), los casos más exitosos a nivel internacional combinan evaluación rigurosa con alineación estratégica con metas de desarrollo sostenible. En el caso chileno, asegurar dicha coherencia podría incrementar significativamente la eficacia y aceptación social de estas tecnologías.

7.2 METODOLOGÍA

La investigación busca analizar las implicancias de las percepciones socioeconómicas y ambientales para la adopción de tecnologías de desalinización en zonas costeras rurales de Chile. La metodología se estructura en etapas basadas en la Guía para la participación ciudadana temprana en proyectos que se presentan al SEIA ([SEA, 2023](#)) y su aplicabilidad se ha explorado en contextos locales de ruralidad costera y desafíos de escasez hídrica para asegurar su flexibilidad y escalabilidad. La metodología es aplicada en las comunas de la Ligua, Casablanca y Cobquecura explorando, variables socioeconómicas bajo distintos contextos de adopción de plantas de desalinización.

El análisis socioeconómico se aborda desde una perspectiva multinivel, considerando tres componentes esenciales (Tabla 7-1):

- el análisis institucional
- el análisis de actores clave
- el análisis a nivel de hogares y residentes

Estos componentes permiten identificar las condiciones estructurales que habilitan o restringen la implementación de tecnologías desalinizadoras, y las percepciones locales que configuran su aceptación o resistencia. El análisis institucional permite evaluar la coherencia entre marcos normativos locales, capacidades institucionales y prioridades de desarrollo territorial, así como el nivel de integración de la tecnología de desalinización en instrumentos de planificación comunal y regional. Este análisis es clave para determinar si la desalinización está reconocida como una estrategia legítima y coherente con los objetivos de desarrollo sostenible definidos a nivel territorial. El análisis de actores clave identifica los discursos, prioridades y tensiones entre distintos sectores con influencia en la gobernanza del agua, incluyendo municipalidades, servicios públicos y organizaciones locales. El análisis a nivel de hogares, permite capturar percepciones comunitarias respecto a riesgos, beneficios, distribución de costos, niveles de confianza institucional y disposición a aceptar distintos escenarios tecnológicos.

Tabla 7-1. Descripción de componentes y variables a evaluar.

Componente	Variable evaluada	Justificación
Percepción de impactos	Nivel de preocupación por efectos sociales y ambientales	Permite identificar resistencias o apoyo al proyecto desde la percepción comunitaria.
Niveles de información	Conocimiento sobre el proyecto y la tecnología	Evaluá el grado de comprensión ciudadana, clave para la transparencia y participación.
Atributos del proyecto	Calidad del agua, tipo de gestión, costo, impacto ambiental, tamaño de planta	Define las preferencias sociales y umbrales de aceptabilidad frente a diferentes escenarios.
Expectativas sobre beneficios	Valoración de efectos positivos esperados	Indica si existe percepción de retorno o distribución justa de los beneficios.
Confianza en actores promotores	Confianza en el municipio, empresas y organismos públicos	Relacionada con la legitimidad institucional y predisposición a participar o colaborar.

Estas variables conforman el núcleo del análisis socioeconómico, al permitir una evaluación detallada de la aceptabilidad social, de los factores de legitimidad y de la viabilidad territorial del proyecto. En particular, los “atributos del proyecto” permiten simular distintos escenarios técnicos y administrativos para identificar cuáles combinaciones son más aceptadas por la

comunidad, mientras que las expectativas sobre beneficios permiten estimar si las comunidades perciben retornos locales tangibles. Ambos elementos son de relevancia para diseñar proyectos más equitativos, pertinentes y sostenibles desde una perspectiva territorial.

Esta aproximación integradora busca evaluar los efectos esperados de un proyecto y anticipar sus condiciones de legitimidad en el territorio, complementando los criterios establecidos en la Guía SEA de Participación Ciudadana Temprana.

Es importante señalar que esta metodología está estructurada para identificar criterios de relevancia para distintos tipos de proyectos (públicos, público-privados o privados). Su implementación progresiva se articula en tres etapas principales:

- **Planificación contextual**, donde se levanta información institucional y territorial que enmarca la evaluación
- **Levantamiento participativo**, donde se identifican percepciones, preferencias y valoraciones sociales
- **Integración y validación**, donde se sistematizan los hallazgos y se promueven acciones de devolución y uso aplicado del conocimiento generado

Esta secuencia permite una lectura contextualizada de los impactos y sugiere momentos clave para la incorporación de evidencia socioeconómica en procesos de evaluación ambiental y planificación local. A continuación, se presentan las etapas metodológicas aplicadas.

7.2.1 ETAPA I: DIAGNÓSTICO Y PLANIFICACIÓN CONTEXTUAL

Esta fase corresponde al primer acercamiento al territorio y a sus actores (Figura 7-2), cuyo objetivo es comprender la estructura institucional y el marco normativo local que pueden incidir en la viabilidad de la desalinización. Las subetapas son las siguientes:

- **Revisión de instrumentos de planificación y normativas:** análisis de PLADECO, PRI, Estrategias Regionales de Desarrollo y normativas sectoriales. Se identifican brechas, omisiones o menciones explícitas a la desalinización, las variaciones demográficas y usos de suelo, lo que permite proyectar su nivel de alineación con el desarrollo territorial.
- **Mapas de actores institucionales y sociales:** identificación de actores públicos, comunitarios, productivos y técnicos relevantes para el proceso, diferenciando niveles de influencia, legitimidad y relación con la gestión del agua.
- **Entrevistas semiestructuradas exploratorias:** aplicación de entrevistas abiertas y semiestructuradas a funcionarios municipales, servicios públicos, organizaciones territoriales y profesionales del sector para levantar narrativas, tensiones y consensos iniciales sobre la pertinencia del proyecto.



Figura 7-2. Etapa 1 diagnóstico y planificación (elaboración propia).

El resultado de esta etapa es un diagnóstico estratégico que identifica oportunidades, restricciones y actores clave para la evaluación socioeconómica del proyecto. Este insumo permite establecer una línea base contextual y delimitar las condiciones institucionales, normativas y territoriales del proceso. Estos hallazgos se sistematizan en un informe de diagnóstico y se comunican mediante reuniones bilaterales con autoridades locales y presentaciones adaptadas a públicos técnicos y comunitarios, sentando las bases para una participación informada en las etapas siguientes.

7.3 ETAPA II: TRABAJO TERRITORIAL Y LEVANTAMIENTO DE PERCEPCIONES

Esta etapa se enfoca en capturar percepciones, valores, tensiones y disposiciones de la comunidad mediante herramientas participativas y de modelamiento de preferencias (Figura 7-3). Las subetapas son las siguientes:



Figura 7-3. Etapa 2 diseño de instrumento de percepciones y análisis socioeconómico (elaboración propia).

- **Talleres deliberativos territoriales:** diseño y facilitación de espacios participativos en las comunas seleccionadas, orientados a reconocer impactos percibidos, atributos prioritarios y representaciones simbólicas sobre el agua y las soluciones tecnológicas.
- **Diseño y aplicación de encuestas estructuradas:** el instrumento incluye un bloque de percepción y conocimiento del proyecto, más un módulo de evaluación de escenarios a través de un experimento de elección discreta. Este último permite modelar cómo diferentes configuraciones del proyecto afectan la disposición a aceptarlo. Las variables priorizadas para el levantamiento, derivadas de los análisis empíricos, son:
 - **Percepciones y actitudes frente a la desalinización:** nivel de conocimiento, preocupación por la escasez hídrica, percepción de impactos ambientales y económicos, experiencia previa en procesos participativos, y fuentes confiables de información.
 - **Preferencias sociales sobre el diseño del proyecto:** atributos evaluados mediante el experimento de elección (calidad del agua, tipo de gestión, precio, impacto ambiental, tamaño y ubicación de la planta).
 - **Contexto territorial y caracterización del hogar:** edad, género, nivel educativo, composición y tamaño del hogar, tipo de vivienda, antigüedad en la residencia, uso del agua en el hogar, nivel de ingresos, y vinculación con organizaciones ambientales.
- **Análisis cuantitativo y cualitativo combinado:** los datos cuantitativos se evalúan con análisis de correlación y estadística descriptiva, mientras que los resultados cualitativos se abordan mediante codificación temática de los talleres. Esta integración permite identificar patrones de aceptabilidad, factores de rechazo, e identificar oportunidades para fortalecer la equidad territorial y la legitimidad del proyecto.

El resultado es la identificación de preferencias sociales diferenciadas respecto a la tecnología de desalinización, así como la caracterización de niveles de conocimiento, percepción de impactos y confianza institucional. Esto permitirá construir tipologías de aceptabilidad y reconocer zonas de conflicto o alineación en el territorio. Los resultados se comunican a través de boletines informativos para la comunidad, reuniones abiertas y presentaciones con actores locales, promoviendo así la validación colectiva de los hallazgos y su apropiación.

7.3.1 ETAPA III: SISTEMATIZACIÓN, VALIDACIÓN E INTEGRACIÓN DE RESULTADOS

Esta etapa busca transformar los resultados en conocimiento útil para la toma de decisiones e incidencia en planificación territorial. Las subetapas son las siguientes:

- **Elaboración de informes territoriales localizados:** productos específicos para cada territorio evaluado, con resultados visuales y explicativos orientados a la devolución a comunidades y gobiernos locales.
- **Talleres de validación y retroalimentación:** se presentan los hallazgos a los mismos actores que participaron del proceso, validando interpretaciones y promoviendo recomendaciones desde el territorio.
- **Análisis de articulación con planificación:** se evalúa en qué medida los resultados pueden integrarse a los instrumentos de planificación, y se identifican espacios estratégicos para incluir la desalinización como solución legítima, técnica y socialmente viable.

Los resultados de esta etapa buscan consolidar una visión integrada del proceso evaluativo, capaz de traducirse en orientaciones concretas para políticas públicas, planificación territorial y procesos participativos futuros. Se espera que los hallazgos permitan: (a) aportar recomendaciones técnicas contextualizadas para proyectos de desalinización, (b) contribuir a la legitimidad institucional del proyecto mediante su validación social, y (c) generar conocimiento público accesible que fortalezca la transparencia y el aprendizaje territorial.

7.4 CASO DE ESTUDIO

La metodología se aplicó en tres comunas rurales costeras de Chile —La Ligua, Casablanca y Cobquecura (**Anexo C**) —, seleccionadas estratégicamente por su heterogeneidad, adopción de tecnologías de desalinización, estructura institucional, situación de acceso al recurso hídrico y nivel de avance respecto a iniciativas de desalinización. Esta validación territorial se concibió no solo como un ejercicio de verificación técnica, sino como una oportunidad para explorar, desde una perspectiva comparada, las potencialidades, limitaciones y condiciones contextuales que configuran la viabilidad sociotécnica de la implementación de tecnologías de desalinización. Cada comuna representa distintos grados de urgencia, preparación institucional y exposición a conflictos por el uso del agua, lo que permite observar cómo el enfoque metodológico responde a realidades contrastantes.

Tabla 7-2. Descripción de comunas evaluadas.

Categoría	La Ligua	Casablanca	Cobquecura
Superficie (km ²)	1.163,4	953,9	570,3
Población (2021)	35.390	30.543	5.687
% Población urbana	73,5	67,1	18,8
% Población rural	26,5	33,0	81,2
Densidad (hab/km ²)	30,4	28,19	10,0
Actividades económicas principales	Agrícola (palta), textil, turismo, pesca artesanal	Viñedos, turismo, silvoagropecuario, pesca artesanal	Pesca artesanal, agroforestal, turismo
Nº decretos escasez hídrica (desde 2010)	4	2	1
Nº de plantas de desalinización	3	1	0
Capacidad instalada (m ³ /día)	1000	400	No aplica

Los objetivos del estudio son:

- Analizar la aceptabilidad social de la desalinización, entendida como disposición individual y como construcción colectiva en torno a riesgos, oportunidades y condiciones institucionales habilitantes o restrictivas.
- Identificar asimetrías de información, percepciones de riesgo ambiental, barreras económicas y niveles de confianza institucional que inciden en la legitimidad de estos proyectos.
- Evaluar la coherencia y el grado de integración entre los instrumentos de planificación territorial, las estrategias locales de adaptación al cambio climático y los marcos normativos que regulan la gobernanza del agua en contextos de escasez hídrica estructural



Figura 7-4. Encuentro de transferencia de experiencias con autoridades de las comunas de La Ligua y Casablanca (Coordinador ambiental de La Ligua y Casablanca, Presidente SSR Quintay y operarios de Plantas de Desalinización).

Los alcances metodológicos se detallan a continuación:

- Desarrollo de un mapeo exhaustivo de actores estratégicos a nivel comunal y regional, considerando sus roles, niveles de influencia y legitimidad percibida por la comunidad.
- Implementación de encuestas estructuradas con componentes cuantitativos y cualitativos, orientadas a caracterizar percepciones, actitudes, niveles de conocimiento, confianza institucional y preferencias ante atributos técnicos de los proyectos.
- Revisión sistemática de los instrumentos de planificación comunal (PLADECO, PRI, Estrategias de Desarrollo Regional) y políticas sectoriales relevantes.
- Aplicación de un experimento de elección discreta que permite modelar la aceptabilidad de distintos diseños de planta en función de atributos como calidad del agua, tipo de gestión, precio, impacto ambiental y localización.

Los principales hallazgos son:

El caso de estudio presenta distintos niveles de adopción de tecnología de desalinización, en el caso de Cobquecura se encuentra en proceso de planeación, comparando las comunas a nivel de percepciones (Figura 7-5) para identificar diferencias. En preocupación por el recurso hídrico, Cobquecura y La Ligua concentran los niveles más altos de preocupación, Casablanca, en cambio, muestra una distribución más equilibrada, con una minoría sin preocupación. Respecto a la desalinización, La Ligua exhibe la mayor proporción de alta preocupación, a pesar de tener mayor exposición a esta tecnología, lo que podría reflejar

tensiones no resueltas entre implementación y la experiencia a lo largo del proceso de adopción de tecnología.

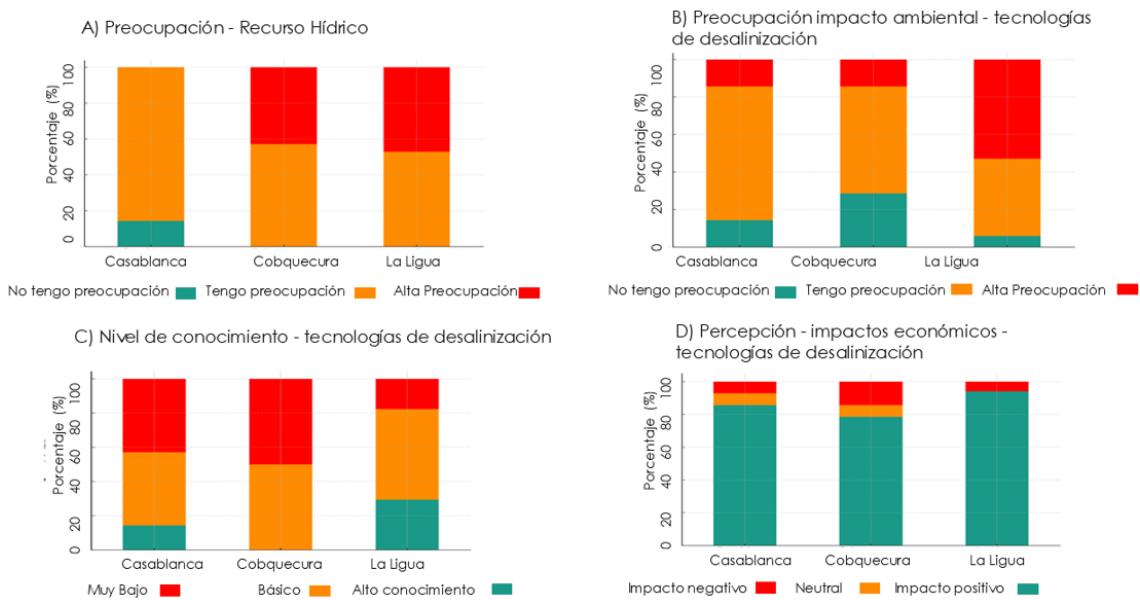


Figura 7-5. Percepción de actores claves diferenciado por comuna.

En todas las comunas predomina un bajo o básico nivel de conocimiento sobre desalinización. No obstante, en las tres comunas predomina una percepción positiva sobre el impacto económico de la tecnología. Luego se realizó una comparación entre distintos tipos de actores para observar diferencias (Figura 7-6), los resultados no demuestran diferencias significativas entre actores.

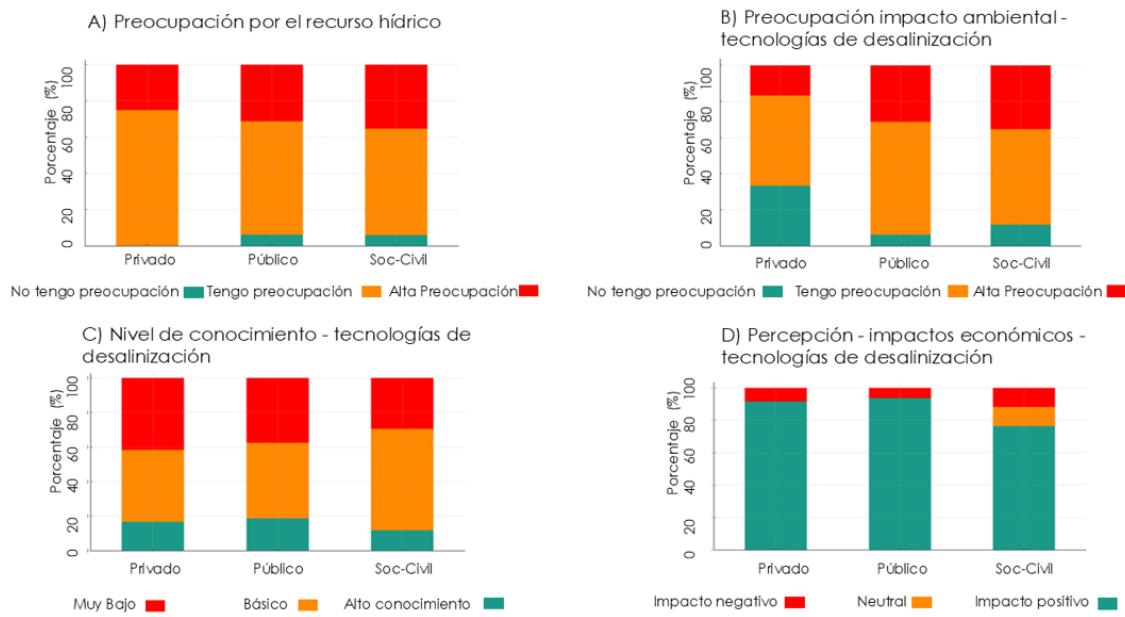


Figura 7-6. Percepción por tipo de actor.

En las tres comunas evaluadas se observa una alta valoración de la información ambiental vinculada al recurso hídrico: el 91% de los encuestados considera que es muy importante y permite una participación informada. Sin embargo, esta percepción positiva contrasta con la baja asistencia a talleres sobre el recurso hídrico o desarrollo sostenible, donde el 55% de los actores claves no han participado nunca, lo que indica una desconexión entre la importancia percibida y el involucramiento real.

A nivel de hogares en las comunas de Casablanca y Cobquecura (Figura 7-7) consideran que los atributos de mayor importancia en un escenario de adopción de plantas de desalinización son: i) la calidad del agua, ii) los impactos ambientales y iii) el precio. Si bien se observa una dispersión en otros atributos no presentan significancia estadística. El tipo de administración (comunitaria, privada o público-privada), ubicación de la planta (20, 50, 70 km) y tamaño (grande, mediana y pequeña) no presenta ser atributos dentro de las prioridades.

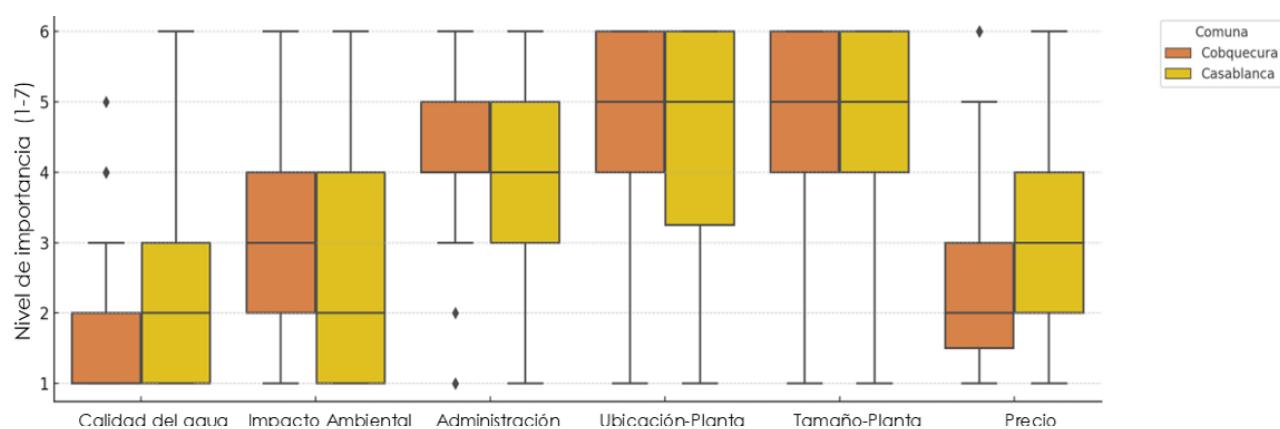


Figura 7-7. Importancia de atributos en un escenario de fuente de agua una planta de desalinización.

En relación con el nivel de confianza (Figura 7-8) de las distintas fuentes de agua, el agua embotellada, bidón y aguas lluvia presentan el mayor nivel de confianza. Camión Aljibe presenta el nivel más bajo de confianza, sin embargo, los niveles de confianza difieren entre comunas.

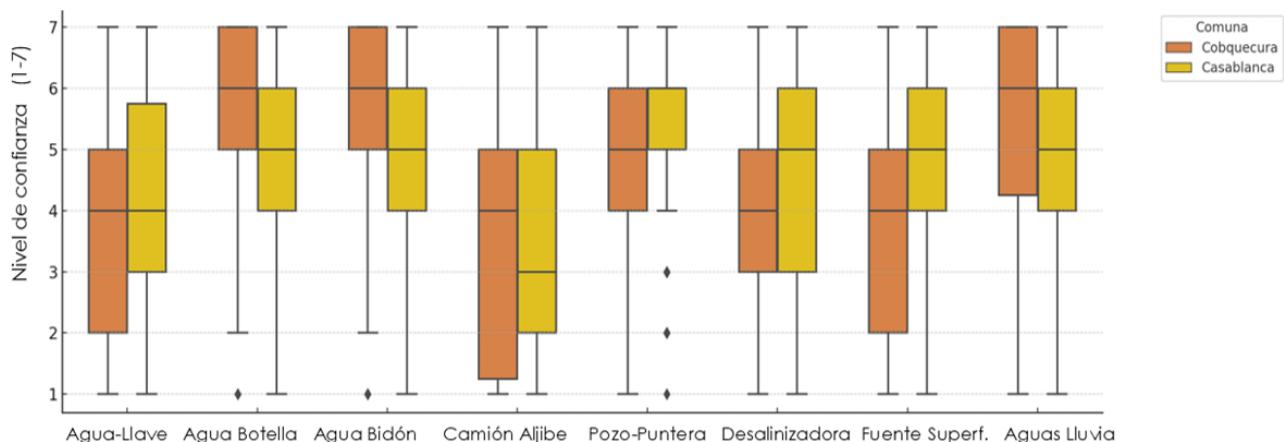


Figura 7-8. Nivel de confianza por fuentes de agua por comuna.

De las fuentes de agua más confiables a excepción del agua embotellada, la desalinización se presenta como una opción donde los hogares manifiestan un leve aumento de confianza con relación al agua de la llave. Los resultados de percepciones indican que las plantas de desalación son una tecnología que cuenta con una importante aceptación, sin embargo, el precio, la calidad del agua y los impactos ambientales son elementos claves para una aceptación en el largo plazo.

- En **La Ligua**, donde la escasez hídrica es crítica y prolongada, se identifica un consenso comunitario emergente respecto a la necesidad de implementar soluciones estructurales. La desalinización aparece como una alternativa viable, aunque con reservas significativas sobre su sostenibilidad ambiental y la capacidad de los SSR para integrarse a este tipo de infraestructura.
- **Casablanca**, en un contexto de expansión urbana y presión sobre las fuentes tradicionales de agua, presenta un mayor grado de fragmentación en la percepción ciudadana. Si bien existe una comprensión general sobre la necesidad de diversificar las fuentes hídricas, persiste una desconfianza sobre la gobernanza del sistema y el eventual traspaso de costos a los usuarios locales.
- **Cobquecura** representa una situación preventiva, donde el conocimiento técnico sobre la desalinización es bajo, pero la apertura a la participación temprana es alta. Esto sugiere que, con estrategias adecuadas de información y transparencia, es posible configurar condiciones institucionales para la aceptación social futura de esta tecnología.
- En términos agregados, más del 85% de las personas encuestadas manifiestan preocupación por las externalidades ambientales, en particular por la salmuera y su potencial afectación a ecosistemas marinos. Este hallazgo se correlaciona con la baja claridad respecto a las medidas de mitigación propuestas por los proyectos.

- El análisis del experimento de elección evidencia que la calidad del agua, el tipo de gestión (pública o mixta con control comunitario) y la magnitud del impacto ambiental son los atributos con mayor influencia en la aceptación del proyecto. Las configuraciones más aceptadas son aquellas que aseguran alta calidad del servicio, mecanismos de control social y mínima intervención ecológica.

Finalmente, se presentan las siguientes conclusiones.

- La aceptabilidad de los proyectos de desalinización no puede abordarse como una variable estática ni exclusivamente técnica. Está mediada por elementos simbólicos, históricos y estructurales, incluyendo el grado de participación previa, la trayectoria institucional y las percepciones sobre justicia hídrica.
- Las diferencias intercomunales observadas reafirman la necesidad de metodologías adaptativas, sensibles al territorio y capaces de traducir la complejidad sociocultural en criterios operativos para la evaluación ambiental y la planificación territorial.
- La integración efectiva entre procesos participativos, mecanismos institucionales de validación técnica y diseño de proyectos coherente con las aspiraciones comunitarias es fundamental para garantizar la sostenibilidad política, ambiental y social de estas intervenciones.

Este caso de estudio demuestra la pertinencia de aplicar una metodología robusta, multiescalar y transdisciplinaria que permite capturar con precisión los distintos factores que condicionan la viabilidad de proyectos de desalinización en zonas rurales costeras. Al combinar herramientas participativas, modelamiento cuantitativo y análisis institucional, el enfoque propuesto entrega un marco operativo replicable, que puede ser escalado a otras comunas en el contexto de transición hídrica que vive Chile. Los aprendizajes obtenidos constituyen un insumo relevante para mejorar la calidad de las decisiones públicas y privadas en torno a esta tecnología, y para fortalecer las capacidades territoriales frente a los desafíos del cambio climático y la escasez estructural de agua.

8 IMPACTOS EN LA SALUD HUMANA

8.1 INTRODUCCIÓN

El agua es esencial para numerosas funciones vitales, por ello garantizar un suministro adecuado y confiable de agua potable es fundamental para la vida. El agua de consumo humano contribuye con una pequeña proporción de elementos esenciales recomendados en la ingesta diaria, aunque la mayor parte de la ingesta se produce a través de los alimentos (OMS, 2018).

La creciente frecuencia de eventos climáticos extremos, combinada con el calentamiento global, puede afectar las características del agua de origen y tratada (Absalan et al., 2024). Frente a estos desafíos, ha emergido como solución la desalinización de agua de mar, especialmente en los países en desarrollo. A menudo se describe la desalinización como una fuente de agua a prueba de sequías, ya que no depende del caudal de los ríos, los niveles de los embalses o el cambio climático (Dhakal et al., 2022). Entre las técnicas disponibles, la ósmosis inversa (OI) se ha consolidado como la más utilizadas a nivel mundial (Alenezi and Alabaiadly 2025). Estos sistemas se han utilizado ampliamente para mejorar la calidad del agua para consumo y también para garantizar el suministro de agua en situaciones de emergencia (Jiang et al., 2018). Los sistemas de OI poseen un sistema de filtración que impide el paso de muchas sustancias, removiendo un gran espectro de minerales (Thippeswamy et al., 2025), eliminando, además de impurezas, entre el 92 y el 99% de minerales como el calcio, el fluoruro, el magnesio y el hierro, que son esenciales para mantener una densidad mineral óptima de los dientes y los huesos, preservando así la salud ósea y dental (Kamalapriya et al., 2023). El agua con bajo contenido mineral aumenta significativamente la capacidad del cuerpo para excretar iones de sodio, potasio, cloruro, calcio y magnesio, junto con cambios en el volumen de agua corporal y las concentraciones de sodio en suero (Huang et al., 2018).

En la actualidad se han realizado esfuerzos para asegurar que nuestras dietas sean equilibradas y estén diseñadas para proporcionar los nutrientes necesarios para cada etapa de la vida. Sin embargo, en algunas regiones del mundo personas se enfrentan a situaciones en las que los desequilibrios minerales significativos en el agua potable pueden representar una amenaza para la salud de la población local (Thippeswamy et al., 2025).

Nuestro país, Chile, no posee normativa asociada a la calidad de agua potable de plantas desalinizadoras. Los únicos países que han establecido normas para el agua desalinizada son Israel y Chipre (Lesimple et al., 2020). Uno de los desafíos prioritarios, es incorporar en la normativa los parámetros de calidad de agua proveniente de la desalinización, debido a la diferencia existente respecto del agua proveniente de fuentes de agua dulce (Wang et al., 2016).

Este capítulo, tiene como objetivo principal analizar los criterios de calidad de agua potable desalinizada con tecnología osmosis inversa para consumo humano y en particular analizar, las deficiencias de calcio (Ca) y magnesio (Mg), debido a la importancia que tienen estos

macronutrientes en la salud y a que existe evidencia de que en muchos países, las personas no alcanzan los niveles recomendadas de estos nutrientes por parte de su dieta y un agua rica en estos minerales puede contribuir a la ingesta diaria ([OMS, 2009](#)). Para ello es esencial conocer la normativa vigente tanto nacional como internacional de agua potable y las recomendaciones de salud para los nutrientes del agua potable.

Para el cumplimiento del objetivo principal se llevarán a cabo cinco objetivos específicos:

1. Identificar los minerales presentes en el agua potable;
2. Identificar los efectos en la salud de deficiencias de Mg y Ca;
3. Examinar la presencia de Ca y Mg en los recursos hídricos y en el agua potable nacional.
4. Analizar la calidad del agua desalinizada para consumo humano. e
5. Identificar el marco legislativo nacional, así como también la normativa y guías existentes a nivel internacional sobre el agua para consumo humano.

8.2 METODOLOGÍA DE TRABAJO.

La metodología utilizada consiste en una revisión bibliográfica de libros, artículos científicos, y normativas nacionales e internacionales para determinar los posibles impactos en la salud humana de ingerir agua potable desde planta desalinizadora por osmosis inversa, en particular se analiza las concentraciones de calcio y magnesio; luego se identifica el marco legal tanto en Chile como en el extranjero y se analizan datos existentes sobre la calidad del agua relacionada con Ca y Mg en Chile, identificando los parámetros de calidad que son medidos para los recursos hídricos y para el agua potable. Finalmente se darán recomendaciones en base a los datos bibliográficos encontrados y analizados.

8.3 REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

8.3.1 NUTRIENTES EN AGUA POTABLE

Aunque los alimentos se consideran la fuente predominante de nutrientes y minerales esenciales en la dieta, el agua potable también contribuye a la ingesta de minerales, además de hidratar como su función principal; su aporte a la ingesta diaria total, por lo general es menor al 10%, sin embargo, puede alcanzar hasta un 30% o más; aportes menores a un 10% son considerados beneficiosos en dietas deficitarias en algunos de los minerales que se encuentren presentes en el agua de consumo. La variación en el aporte del agua potable a la ingesta diaria, entre otros factores, se debe a la composición del agua, al grupo etario y sexo y la cantidad de agua consumida por una persona ([Rosborg & Kozisek, 2019](#)).

Los minerales considerados esenciales para la dieta humana se pueden clasificar en macrominerales- calcio (Ca), fosforo (P), sodio (Na), potasio (K), magnesio (Mg), cloro (Cl) y azufre (S)- necesarios en cantidades diarias del orden de los mg y microminerales- hierro (Fe), cobre (Cu), Zinc (Zn), selenio (Se), yodo (I), molibdeno (Mb), cromo (Cr) y cobalto (Co)-

requeridos diariamente en cantidades del orden de los µg ([Rosborg & Kozisek, 2019](#)), además existe otro grupo de microminerales que tienen efectos beneficiosos para la salud y que pueden ser considerados esenciales para el ser humano- flúor (F), boro (B), manganeso (Mn), silicio (Si), níquel (Ni), y Vanadio (V) ([OMS, 2005; Rosborg y Kozisek, 2019](#)). Según [Verma y Kushwaha \(2014\)](#) estos elementos en forma combinada afectan la estructura ósea y de membranas (Ca, P, Mg, F), el equilibrio hídrico y electrolítico (Na, K, Cl), la catálisis metabólica (Zn, Cu, Se, Mg, Mn, Mo), la unión de oxígeno (Fe) y las funciones hormonales (I, Cr). En el mismo artículo señalan las consecuencias para la salud de las deficiencias de microminerales, señalando un aumento de la morbilidad y de la mortalidad debido a sistemas de defensa inmunológica reducidos, además de un desarrollo físico y mental deteriorado. [Thippeswamy et al. \(2025\)](#) encontró en su investigación una fuerte asociación entre el contenido mineral del agua potable y los niveles séricos de Ca, Mg y P. En este estudio se encontró que los niños que consumían agua con alto contenido en F presentaban mejores perfiles minerales, mientras que quienes consumían agua de ósmosis inversa presentaban deficiencias, a pesar de una nutrición adecuada, destacando la importancia del agua potable rica en minerales para un crecimiento óptimo y la salud ósea infantil.

Los suministros de agua potable son muy variables en su contenido mineral. Mientras que algunos contribuyen con cantidades apreciables de ciertos minerales, ya sea debido a condiciones naturales (por ejemplo, Ca, Mg, Se, F, Zn), adiciones intencionales (F) o lixiviación de tuberías (Cu), la mayoría proporciona cantidades menores de minerales nutricionalmente esenciales. El agua potable puede contribuir significativamente a la ingesta diaria de minerales esenciales como el Ca, Mg y Zn ([Johnson et al., 2025](#)). Estudios recientes de salud ambiental y epidemiología muestran las complejas relaciones entre la mineralización del agua, la ingesta dietética de minerales y los efectos en la salud a largo plazo ([Cannas et al., 2020; Rosborg, 2015; Rosborg & Kozisek, 2019](#)). Investigaciones epidemiológicas han establecido correlaciones entre las composiciones minerales del agua y varios resultados de salud, incluyendo la modulación del riesgo de enfermedades cardiovasculares, la funcionalidad del sistema inmunológico y la regulación metabólica ([Cannas et al., 2020; Rosborg & Kozisek, 2019](#)). La contribución del agua potable a la ingesta de minerales se determina en función de los aportes dietéticos recomendados (RDA, por su sigla en inglés) o de las ingestas adecuadas (AI, por su sigla en inglés) que es utilizada cuando no hay RDA; de las concentraciones de minerales en el agua potable y del consumo de agua potable. Los RDA de un nutriente son los niveles promedio de ingesta diaria que son suficientes para satisfacer los requisitos de nutrientes de casi todos (97.5%) los individuos sanos en grupos de edad y sexo dados. La AI, es el nivel de ingesta media diaria recomendada, basada en datos de ingesta media de nutrientes de grupos de individuos sanos, determinados mediante estudios observacionales, experimentales o por extrapolación ([Cuervo et al., 2009](#)).

El consumo de agua potable como función de factores conductuales y condiciones ambientales varía entre los grupos etarios y género. Además, la absorción de minerales del agua potable es diferente y depende de las propiedades intrínsecas de los minerales, las condiciones fisiológicas del entorno intestinal y la composición de la comida/dieta en la que se ingieren los minerales. [Johnson et al. \(2025\)](#) muestra datos sobre el consumo de agua

potable dependiendo de la edad y sexo de las personas, así como también su ingesta diaria de nutrientes (**Anexo D.1**, Tabla D-1). En la Tabla, se observa que el consumo de agua varía desde 0,448 L/d para niños de 0 a 6 meses, hasta 1,402 L/d y 1,518 L/d para mujeres y hombres mayores de 65 años, respectivamente; además, se presentan valores de la ingesta diaria de Mg y Ca, que varían desde 31 mg/d de Mg y 350 mg/d de Ca para niños de 0 a 6 meses hasta valores mayores a los 200 mg/d de Mg y 1.300 mg/d de Ca para adultos mayores de 65 años. Por otro lado, [Abtahi et al., \(2016\)](#) propone determinar la contribución del agua potable al RDA de minerales, utilizando las siguientes 2 fórmulas:

$$F_{ij} = \frac{C_i V_j}{A_{ij}} 100 \quad (1)$$

Donde,

F_{ij} = Contribución del agua potable al RDA del mineral i del grupo j de edad y sexo, [%]

C_i = Concentración en el agua potable del mineral i, [mg/L]

V_j = Consumo de agua potable del grupo j, [L/día]

A_{ij} = RDA del elemento i para el grupo j, [mg/día]

$$F_i = \frac{\sum_{i=1, j=1}^{m=1, n=1} F_{ij} P_j}{\sum_{j=1}^n P_j} \quad (2)$$

Donde,

F_i = Contribución del agua potable al RDA del mineral i para toda la población, [%]

P_j = Población del grupo j

m = número de elementos

n = número de grupos

8.3.1.1 Nutrientes Del Agua Potable En Chile

La composición del agua varía en función de las condiciones geológicas locales. Las aguas subterráneas y superficiales comienzan como precipitaciones puras que se ven afectadas por el contacto con los minerales terrestres del lugar presentando en su composición gases, minerales y materia orgánica de origen natural ([Rosborg & Kozisek, 2019](#)). La composición de los recursos hídricos en nuestro país es supervisada por el Ministerio de Obras Públicas (MOP), a través de la Dirección General de Aguas (DGA), quien lleva un registro de mediciones de la Red de Monitoreo de Calidad de Aguas. Los parámetros medidos corresponden a parámetros básicos (pH, CE, T, O), macroelementos (Cl, Ca, Mg, Na y K), metales totales (As, Al, Cr, Cd, Cu, Pb, Hg, Zn, Co, Fe, Mn, Mo, Ni y Se), nitrato, nitrito y fosfato y compuestos orgánicos (demanda química y bioquímica de oxígeno) ([MOP, 2019](#)). El año 2020 se publicó el primer Atlas de calidad del agua del país ([MOP, 2020](#)) confeccionado con datos promedio de 26 parámetros registrados en el periodo 1959 – 2018 del registro antes mencionado. El Mapa no presenta información sobre el Ca y Mg. Por otra parte, [Neira \(2006\)](#) analiza datos del registro correspondientes al periodo 1980-1993, de las concentraciones de Ca, Mg y dureza. Como resultado de este análisis, presenta valores máximos y mínimos para cada parámetro por cada región de Chile; se observa que los mayores valores para los tres parámetros corresponden a la Región de Antofagasta con 165,49 mg/L de Ca, 92,79 mg/L de Mg y 795,23 mg/L de CaCO₃. La Región de la Araucanía presenta los valores más bajos para el calcio (4,93 mg/L) y la dureza (1,61mg/L de CaCO₃), mientras que el menor valor para el Mg (1,24 mg/L) se registra en la Región de Aysén. Se observa además una marcada tendencia regional respecto de la dureza del agua, siendo más dura el agua en el norte del país y más blanda en las regiones del sur.

La calidad del agua potable en Chile es fiscalizada por la Superintendencia de Servicios Sanitarios (SISS), quien monitorea el cumplimiento de 43 parámetros de calidad del agua en cumplimiento de lo establecido en la NCh 409, en todas las empresas de agua potable del país del sector urbano. Los minerales monitoreados son Cu, Cr, F, Fe, Mn, Mg, Se, Zn y Cl. La SISS, publica los datos de los muestreos realizados al agua potable en su página web ([SISS, 2025](#)), donde se encuentran valores promedio para los distintos parámetros por cada servicio de agua potable. Para los parámetros de calidad pertenecientes al grupo II: Elementos o sustancias químicas de importancia para la salud, la NCh 409/2 (Muestreo) indica una frecuencia de muestreo de mínimo 2 veces al año ([INN, 2004](#)); en particular para el Mg, en los datos registrados del periodo 04/2024 a 04/2025, se observa que el mayor valor promedio corresponde a 78,8 mg/L para el servicio de Lo Prado (Región Metropolitana), aunque los servicios de la Región de Coquimbo (Andacollo, Tongoy y Guanaqueros) presentan con mayor frecuencia un mayor valor promedio en el periodo analizado, en un rango de 43,95 a 62,5 mg/L de Mg; por otra parte el menor valor promedio registrado es de 0,01 mg/L de Mg en el Servicio Sanitario Barrancas (Región Metropolitana).

La ciudad de Antofagasta comenzó la producción de agua potable a partir de fuentes marinas el año 2003, con la puesta en marcha de la Planta Desaladora Norte, cubriendo un 15% de la demanda de la ciudad: en marzo de 2025 se inició la puesta en marcha de la ampliación de la planta Desaladora Norte, la que permitirá abastecer a las ciudades de Antofagasta y Mejillones en un 100% con agua proveniente del mar ([Gobierno de Chile, 2025](#)). Al revisar la base de datos de SISS para la ciudad de Antofagasta, Servicio de Antofagasta, en periodo 04/2024 a 04/2025 se encuentran registros para los meses de abril 2024, agosto 2024 y enero 2025, con valores de 23,12 mg/L, 7,11 mg/L y 6,57 mg/L de Mg respectivamente; para el año 2015, se encuentran registros para los meses de abril y septiembre, con valores de 24,7 mg/L y de 6 mg/L de Mg, respectivamente, observando una gran similitud con los datos actuales. Para años anteriores a 2011, la SISS publica informes de calidad de agua, sin presentar valores para cada parámetro, por lo que no fue posible obtener datos para el magnesio antes de la incorporación de agua desalinizada en la matriz de agua potable de la ciudad de Antofagasta.

8.3.2 EFECTOS DE LA BAJA INGESTA DE MAGNESIO Y CALCIO EN LA SALUD HUMANA.

8.3.2.1 Magnesio (Mg)

En nuestro cuerpo, el Mg actúa como un cofactor para casi 300 enzimas importantes para la producción y almacenamiento de energía, el metabolismo de carbohidratos, el corazón, los músculos, los huesos y los impulsos nerviosos ([Bowman & Russell, 2006](#)). En particular, un nivel adecuado de Mg en el músculo cardíaco es crucial para el mantenimiento normal del ritmo del latido del corazón y las arterias coronarias que suministran sangre rica en oxígeno a los músculos del corazón ([Altura & Altura, 1987](#)). Algunos expertos han sugerido valores de ingesta diaria de magnesio tan altos como 500 mg para la prevención de la enfermedad coronaria ([Altura & Altura, 2009](#)). Las personas diabéticas pueden requerir una mayor ingesta de Mg debido a una mayor pérdida urinaria ([Soriano-Pérez et al. 2022](#)). Hay numerosos estudios sobre la importancia de una ingesta suficiente de Mg ([Rosborg & Kozisek, 2019](#)). [Brown et al. \(1970\)](#)

estudió a 577 pares de hermanos de Irlanda y Estados Unidos, encontrando que los hermanos que vivían en Irlanda tenían una ingesta de Mg de más de 400 mg/día, y que tenían aproximadamente un 40% menos de muertes por enfermedades cardiovasculares (ECV), en comparación con los hermanos que vivían en Estados Unidos, con una ingesta dietética de Mg de 274 mg/día.

Las células de los músculos del corazón ricas en Mg pueden sobrevivir por más tiempo cuando se someten a un ambiente deficiente en oxígeno ([Faghihi et al., 2008](#)). Por otro lado, la suplementación con Mg durante el embarazo disminuye el riesgo de hipertensión gestacional ([Rylander & Bullarbo, 2015](#)). En el **Anexo D.2**, se presenta un cuadro de resumen de los efectos de la deficiencia de Mg en el corazón, sistema vascular, páncreas, cerebro y huesos según [Lessimple et al. \(2020\)](#).

Una deficiencia de magnesio en nuestro cuerpo puede ser causada por una ingesta excesiva de alcohol, ciertos medicamentos, como los diuréticos, una absorción reducida debido a trastornos intestinales o una ingesta nutricional insuficiente debido al alto consumo de alimentos refinados ([Rosborg & Kozisek, 2019](#)). La pérdida de apetito, espasmos musculares, fatiga, debilidad, excitabilidad neuromuscular, osteoporosis, diabetes mellitus y complicaciones cardíacas, como hipertensión, disritmia, angina de pecho e infarto agudo de miocardio, pueden ser signos de deficiencia de Mg ([Bowman & Russell, 2006](#)). Mas aún, según un estudio realizado por ([Nielsen et al., 2007](#)), mujeres alimentadas con una dieta pobre en Mg desarrollaron un ritmo cardíaco anormal y niveles elevados de glucosa en su suero sanguíneo, y al cambiar una dieta con mayor contenido de Mg, estas anomalías desaparecieron. La homeostasis del magnesio puede verse alterada por una ingesta insuficiente o una excreción urinaria aumentada de Mg. Demasiada azúcar, pan y alcohol también causan pérdida urinaria de Mg ([Wilhelmsen, 1997](#)). Por otro lado, los síntomas del exceso de Mg en nuestro cuerpo incluyen cambios en el estado mental, diarrea, pérdida de apetito, debilidad muscular, dificultad para respirar, presión arterial extremadamente baja y latidos cardíacos irregulares. Sin embargo, esto rara vez ocurre en personas con función renal normal y se debe principalmente al exceso de Mg proveniente de suplementos. Los niveles elevados de Mg en la sangre generalmente se tratan con Ca para equilibrar el Mg ([Bowman & Russell, 2006](#)).

Diferentes estudios realizados sobre la correlación entre enfermedades cardiovasculares (FCV) y el consumo de agua potable en EE.UU, Finlandia, y Suecia muestran una correlación negativa entre la mortalidad y la presencia de magnesio en el agua potable; en los lugares con mayor mortalidad por ECV, se encontró que el agua potable presentaba rangos de Mg de 2 a 5,1 mg/L y en aquellos lugares con menor mortalidad se encontró que el Mg se encontraba en concentraciones de 16,5 a 20 mg/L ([Schroeder, 1966](#)). La revisión más completa de estudios epidemiológicos que sugieren una relación inversa entre el Mg en el agua (mayor dureza) y la mortalidad por ECV es la llevada a cabo por la Inspección de Agua Potable de Inglaterra y Gales ([Catling et al., 2008](#)), donde muestran 9 artículos que evidencian una asociación inversa significativa entre la dureza del agua y la mortalidad cardiovascular prematura, mientras que 5 estudios muestran una asociación inversa entre niveles elevados de calcio y/o magnesio en el agua potable y la presión arterial y los lípidos séricos, observada en

algunos, pero no en todos los estudios. [Catling et al. \(2018\)](#) analizó 14 estudios para demostrar que concentraciones de magnesio de 8,3–19,4 mg/L se asocian significativamente con una menor probabilidad de mortalidad cardiovascular prematura (en un 25%), en comparación con el nivel de referencia (rango de Mg 2,5–8,2 mg/L).

Un conjunto de estudios realizados en Taiwán, sugieren que una concentración de magnesio en el agua potable superior a 10 mg/L es protectora contra algunas formas de cáncer y que el riesgo de cáncer rectal por THM (trihalometanos) aumenta cuando el nivel de magnesio es bajo en el agua potable ([Kuo et al., 2010](#); [Yang et al., 1999 a,b](#)). Al mismo tiempo investigadores han encontrado que, hay un efecto protector significativo de la ingesta de magnesio del agua potable y el riesgo de mortalidad por cáncer de colon ([Yang & Hung, 1998](#)), desarrollo de cáncer de próstata ([Yang et al., 2000a](#)), muerte por cáncer de mama ([Yang et al., 2000b](#)) y diabetes ([Yang et al., 1999c](#)).

Según la monografía de la Organización Mundial de la Salud (OMS) Nutrientes en el Agua Potable ([OMS, 2005](#)), el Mg presente en algunas aguas duras es suficiente para prevenir deficiencias de magnesio en el límite en algunas personas, reduciendo así su susceptibilidad a la muerte súbita cardíaca como resultado de arritmias tras un infarto de miocardio.

8.3.2.2 Calcio (Ca)

El calcio es el elemento más abundante en el cuerpo humano y proporciona fuerza, peso y dureza a los dientes y huesos, con más del 90% presente en el tejido óseo. El Ca también actúa como regulador de las actividades de la hormona paratiroides, la calcitonina y la vitamina D. El Ca disminuye la presión arterial y es necesario para la contracción vascular y de otros músculos. Las membranas celulares, los impulsos nerviosos, la leche materna, la regulación del pH y la liberación de hormonas también dependen de niveles adecuados de Ca. La concentración de Ca en las células está estrechamente regulada en individuos sanos, y los niveles excesivos en el plasma sanguíneo conducen a la excreción de Ca a través de los riñones o a su unión a proteínas ([Rosborg & Kozisek, 2019](#)). La absorción de Ca tiene lugar en todo el tracto gastrointestinal, y su biodisponibilidad depende de la concentración de Ca ionizado en el intestino delgado. Cuando el Ca en plasma disminuye, se activa la hormona paratiroides y el Ca se libera del tejido óseo, lo que lleva a la osteoporosis ([Bowman & Russell, 2006](#); [FNB, 2012](#)).

En hombres daneses, un aumento de diez veces en la ingesta de Ca lácteo se asoció significativamente con un menor riesgo de pérdida dental ([Adegbeye et al. 2012](#)). La falta de Ca también puede conducir al raquitismo ([Bowman y Russell 2006](#)). [Reeves & Chaney. \(2001, 2002\)](#) encontraron que una baja ingesta de Ca en ratas causó un aumento en la absorción y retención de Cd, en humanos la retención e ingestas de Cd superiores a las recomendadas puede causar problemas renales ([Rosborg & Kozisek, 2019](#)). El Ca también puede modificar la utilización de otros elementos dietéticos. [Romasz et al. \(1977\)](#) alimentaron a ratas con Ca, encontrando que si se aumentaba el Ca, las concentraciones de Cu en el hígado aumentaban y el Zn disminuía. Por otro lado, un exceso de calcio puede ocasionar cálculos

renales (Mirzazadeh et al., 2012). Otros síntomas reportados por el exceso de calcio son el estreñimiento, calambres abdominales excesivos, hinchazón, síntomas gastrointestinales, diarrea severa y dolor abdominal (Lewis et al. 2012).

Una ingesta diaria regular de Ca a lo largo de la vida puede ser importante para mantener el equilibrio de Ca y mejorar la masa ósea de la columna vertebral (Costi et al. 1999). Se ha observado una asociación entre el bajo contenido de Ca en el agua potable y las fracturas en niños (Verd et al., 1992). Como se mencionó anteriormente, el agua dura puede ser protectora contra la muerte prematura por ECV y enfermedades cerebrovasculares pero algunos estudios recientes confirmaron este efecto de salud para el Mg pero no para el Ca (Catling et al., 2008). El agua dura también es protectora contra diferentes tipos de cáncer (Yang et al. 1999a, b) y el deterioro cognitivo en ancianos (Emsley et al., 2000).

El Mg y Ca pueden actuar como antagonistas metabólicos. Un estudio finlandés mostró una alta proporción de Ca:Mg en el agua potable, y por lo tanto una deficiencia de Mg en la dieta y en el agua, aumenta significativamente el riesgo de infarto agudo de miocardio. Un incremento de una unidad en la proporción de Ca:Mg aumentó el riesgo en un 3,1%, y un incremento de 1 mg/L en la concentración de Mg disminuyó el riesgo de infarto agudo al miocardio en un 4.9% (Kousa et al., 2006). Finalmente, pacientes formadores de cálculos renales mostraron un aumento en la excreción urinaria de creatinina de Ca/Mg a medida que aumentaba la dureza del agua potable (Mirzazadeh et al., 2012).

8.3.2.3 Concentraciones Recomendadas De Mg Y Ca En Agua Potable

Rosborg & Kozisek, (2019) propone las concentraciones tanto de Ca y Mg que reducen el riesgo de enfermedades, en el análisis indica que, para el Ca, esta concentración se encuentra en el rango de 30–80 mg/L, con una proporción de Ca:Mg de 2–3:1. Junto con niveles altos de Mg, SO₄ y otros iones, el total de sólidos disueltos (TDS) no debe exceder 1 g/L como límite absoluto superior, pero se recomienda que sea menor a 500 mg/L. Se sugiere un límite inferior de TDS de 100 mg/L. Respecto al rango de concentración de Mg que reduce el riesgo, parece estar entre [10–50] mg/L. Se recomienda un límite superior de 150 mg/L. Considerando el efecto laxante tanto del Mg como del SO₄, se recomienda un límite superior tentativo de (Mg + SO₄) ≈ 400 mg/L. Por otro lado, Durlach J et al. (1989) recomienda una proporción de ingesta total de Ca:Mg de 2:1. Rapant et al. (2015) sugieren más de 89 mg/L para Ca en el agua potable.

8.3.3 CALIDAD DEL AGUA DESALINIZADA

El agua de mar está compuesta de una gran cantidad y variedad de compuestos químicos (ver Anexo D.3) (Ignatov et al., 2024), siendo rica en iones como sodio, cloruro, magnesio, calcio, bromuro y yoduro, pero baja en algunos iones esenciales como zinc, cobre, cromo y manganeso (OMS, 2005). La concentración de sólidos totales disueltos se encuentra en un rango de 35.000 a 50.000 ppm para el agua de mar y entre 500 a 35.000 ppm en agua salobre (Lesimple et al., 2020), niveles que impiden su uso para consumo humano o regadío de manera directa, siendo necesario desalinizarla para el consumo final.

Los procesos de desalinización reducen significativamente los iones en el agua potable hasta el punto de que las personas que tradicionalmente consumen agua desalinizada o destilada no reconstituida pueden estar recibiendo consistentemente cantidades menores de algunos nutrientes en comparación con las personas que consumen agua de fuentes y procesos tradicionales de potabilización de agua, estando en desventaja si sus dietas no proporcionan una ingesta suficiente de nutrientes ([OMS, 2005](#)). Sin embargo, existen contaminantes que pasan a través de la membrana, siendo necesario no sólo remineralizar, sino también eliminar elementos no deseados ([Wang et al., 2016](#)). Adicionalmente es necesario aumentar la dureza del agua para evitar daños de corrosión en el sistema de distribución y almacenamiento de agua. En general, los procesos de posttratamiento han estado enfocados a solucionar los problemas de corrosión debido a la baja dureza del agua desalinizada, sin embargo, considerando otros factores adicionales como la salud humana y nutrientes para agricultura, existe una brecha de información sobre la remineralización adecuada del agua desalinizada ([Lesimple et al., 2020](#)).

[Wang et al. \(2016\)](#) detectó 60 parámetros de interés para la evaluación de la calidad del agua desalinizada, cuyos resultados se presentan en el **Anexo D.4**. Además, indica que los parámetros clave para el control de calidad del agua después de la remineralización son Ca, Mg, alcalinidad, dureza, iones bicarbonato, fluoruro, sulfato, cloruro, Mn, pH y CO₂, siendo importante asegurar que los minerales añadidos no introducen contaminantes que afecten negativamente a la calidad del agua. [Lesimple et al. \(2020\)](#) señala medidas para evitar la corrosión, por ejemplo, la adición de dióxido de carbono para buffering y calcio para el control de la corrosión del acero, plomo, cobre y zinc; además, para cambiar el sabor de agua, señala, que éste procede principalmente de los cationes sodio, calcio, magnesio; que el carbonato cálcico es dulce mientras que, dependiendo de la concentración, el cloruro cálcico se puede describir como agrio, irritante o astringente. Un estudio realizado por [Hernández-Suárez \(2009\)](#) analiza datos de parámetros físicos y químicos de 8 plantas desalinizadoras en España (ver **Anexo D.5**), encontrando que los valores promedio de Ca y Mg varían entre 0,2 a 1,9 mg/L para Calcio y entre 1.7 a 2.9 mg/L para Magnesio. [Yermiyahu et al. \(2007\)](#) analiza el agua desalinizada en la planta de Ashkelon, encontrando que la concentración de calcio se situaba entre 40–46 mg/L y en 0 mg/L para el Mg.

En Chile, se pudo acceder a datos de parámetros de calidad del agua de la planta de osmosis inversa ubicada en la playa La Ballena sobre parámetros de calidad del agua para el periodo desde abril de 2019 a junio 2020 (**Anexo D.6**), en donde se observa que la concentración de la alimentación de calcio varía entre 800-1.300 ppm CaCO₃, disminuyendo entre 1-1,26 ppm CaCO₃ en permeado, mientras que para el Mg la concentración de alimentación es entre 5.600 a 8.500 ppm CaCO₃ disminuyendo entre 0,4 a 7 ppm CaCO₃ en permeado.

La remineralización del agua desalinizada con nutrientes necesarios para uso agrícola, ha sido estudiada por [Yermiyahu et al. \(2007\)](#), quien ha recomendado valores para algunos parámetros de calidad del agua desalinizada para uso agrícola y humano, proponiendo concentraciones en el rango de 32 a 48 mg/L para el calcio y 12 a 18 mg/L para el magnesio.

8.3.4 LEGISLACIÓN

El agua potable contribuye con una proporción menor a la ingesta diaria recomendada de elementos esenciales, respecto de la ingesta a través de los alimentos, aun así, es necesario añadir los minerales al agua desalinizada ([Wang et al., 2016](#)). Los informes de la OMS recomiendan la incorporación de minerales esenciales eliminados durante la desalinización, sin embargo, esos informes no dan valores mínimos para minerales esenciales como el Mg, sino solo umbrales máximos ([Lesimple et al., 2020; OMS, 2009, 2018](#)). [Lesimple et al. \(2020\)](#), centra su análisis en los minerales que no suelen incluirse en otras etapas del postratamiento como el magnesio, yodo y flúor, a diferencia del calcio, utilizado comúnmente para controlar la corrosión e incrustaciones y el hidróxido de sodio para ajustar el pH.

8.3.4.1 Normativas Relacionadas Con Agua Potable

En Chile, los requisitos de calidad del agua se encuentran regulados por la norma chilena oficial NCh 1333. Of 78- Modificada en 1987: Requisitos de Calidad del agua para diferentes usos, que incluye los siguientes usos: i) consumo humano, ii) bebida de animales, iii) riego; iv) recreación y estética y v) vida acuática. Los requisitos para agua con fines industriales se rigen por las normas NCh410 a NCh426. En relación con el agua para consumo humano, la norma NCh 1333 deriva a la norma NCh 409, compuesta de dos partes, la primera de ellas establece los parámetros de calidad del agua potable, mientras que la segunda parte regula el muestreo. Además, la SISS, perteneciente al Ministerio de Salud (MINSAL), cumple el rol de fiscalizador de las empresas sanitarias de agua potable, para lo cual ha emitido el *Reglamento de los servicios de agua destinados al consumo humano* dictado mediante DS N°735 de 1969 del Minsal cuya última modificación mediante Decreto 76 del 30 de julio de 2010. La NCh 409/1, establece los parámetros de calidad para el agua potable, fijando requisitos, divididos en cinco grupos: Tipo I Parámetros microbiológicos y de turbiedad; Tipo II: Elementos o sustancias químicas de importancia para la salud; Tipo III: Elementos radiactivos; Tipo IV: Parámetros relativos a las características organolépticas; y Tipo V: Parámetros de desinfección ([INN, 2005](#)).

Al comparar la norma nacional con la normativa internacional, se puede constatar que ésta establece requisitos menos estrictos que sus homólogas internacionales debido a que contempla menos parámetros de calidad del agua y en algunos casos, valores menos restrictivos. El **Anexo D.7** presenta un cuadro comparativo entre los requisitos para los criterios de calidad del agua establecidos en la norma nacional y aquellos establecidos por la OMS, Estados Unidos, Australia, Canadá y la Unión Europea. Además, incluye los valores indicados en la propuesta de modificación del DS 735 preparado el año 2020 por SISS, el que a la fecha no ha sido publicado ([MINSAL, 1969](#)). Este cuadro comparativo fue presentado en el “Estudio de la norma NCh 409/1” ([SIIS, 2021](#)), encargado por la SISS en atención a la antigüedad de la norma chilena NCh 409 respecto de la guía de la OMS y de la normativa existente en el ámbito internacional y con el objeto de compararla con los actuales estándares internacionales. Se puede observar que la NCh 409, establece criterios de calidad del agua solo para 37 de los 125 parámetros recomendados por la OMS, año 2018 y que, a nivel global, existen 154 parámetros regulados en las normativas de los países antes mencionados y de la OMS. Por otra

parte, la SISS, fiscaliza mensualmente 43 parámetros de calidad del agua, según lo establecido en la NCh 409.

Respecto del agua desalinizada, la NCh 409 no hace referencia al agua potable proveniente del agua de mar o agua salobre. La OMS, señala que la Guía de Recomendaciones para Agua Potable ([OMS, 2018](#)) se aplica en su totalidad al agua para consumo humano proveniente de la desalinización, pero que existen diferencias que es necesario considerar; se menciona que el agua desalinizada es baja en minerales y es de naturaleza corrosiva, por lo que es necesario remineralizar o estabilizar el agua antes de su distribución para disminuir su naturaleza corrosiva, lo cual se logra comúnmente mediante la adición de componentes químicos, como el carbonato de calcio y magnesio, junto con el ajuste del pH o mediante la mezcla con volúmenes pequeños de aguas ricas en minerales ([OMS, 2018](#)); sin embargo, no se establecen requisitos mínimos para los nutrientes esenciales.

La normativa tanto de la Unión Europea (Directiva Europea, año 2020) como la de Canadá (Guidelines for Canadian Drinking Water Quality Summary Table, September 2020) no presentan requisitos especiales para agua desalinizada, en ambos casos, la principal fuente de agua potable de los países involucrados son aguas superficiales, donde la desalinización no tiene un rol protagónico. Del mismo modo, la normativa Australiana, tampoco posee requisitos diferenciados para el agua desalinizada, aunque si se señalan recomendaciones para agua provenientes de la desalinización. Cabe destacar que Australia es uno de los países que se encuentra entre los 10 mayores productores de agua mediante la desalinización de agua de mar. Los únicos países que han establecido normas para el agua desalinizada, son Israel y Chipre ([Lesimple et al., 2020](#)). En Israel, la ley que regula el agua se denomina Water Law, 5719-1959 ([Knéset, 1959](#)), mientras que los requisitos de calidad del agua para consumo humano se encuentran establecidos en el Reglamento de salud pública: Calidad sanitaria de agua potable e instalaciones de agua potable ([Ministerio de Salud de Israel, 2013](#)). El reglamento incluye una sección para el agua desalinizada: Instrucciones de seguimiento y calidad para la desalinización, donde se fija un rango para el ion de calcio (Ca^{2+}) de 80 a 120 mg/L en forma de CaCO_3 .

Respecto de los elementos esenciales, Ca y Mg, en el ámbito internacional, la OMS indica la necesidad de remineralizar el agua desalinizada con estos minerales, sin embargo, no establece sus límites mínimos. El año 2020 la OMS publicó un estudio denominado “A global overview of national regulations and standards for drinking-water quality Second edition” ([OMS, 2020](#)), donde se revisa la normativa de 125 países sobre los parámetros de calidad del agua establecidos en la Guía de Recomendaciones para Agua Potable ([OMS, 2018](#)). En este estudio se indica que 42 países han establecido requisitos para el Ca, aunque no hay claridad si el valor especificado se refiere al ion Ca o a una sal de Ca en la mayoría de los casos el mayor valor fijado es de 500 mg/L y el menor valor corresponde a 30 mg/L, con una mediana de 150 mg/L. Respecto del Mg, 46 países han fijado límites superiores y al igual que para el Ca, no hay suficiente claridad si el valor especificado se expresaba como ion Mg o como sal de Mg; el mayor valor fijado es de 1.000 mg/L y el menor valor corresponde a 0,1 mg/L, con una mediana de 70 mg/L.

En el ámbito nacional, la norma chilena NCh 409, no establece requisitos para el calcio y establece un límite superior para el magnesio, equivalente a 125 mg/L de Mg, valor que se encuentra acorde a las recomendaciones de la OMS donde aconsejan que el rango probablemente sea inferior 150–300 mg/L el cual es el rango recomendado para el calcio dependiendo del anión asociado ([OMS, 2020](#)). Por otra parte, [Rosborg & Kozisek, \(2019\)](#), desde el punto de vista de la salud humana, proponen un rango de 30-80 mg/L para el Ca y de 10-50 mg/L para el Mg; bajo esta recomendación la norma chilena se encuentra sobre el límite máximo propuesto.

8.4 CONCLUSIONES

La calidad del agua potable es un factor crucial no solo para la seguridad sanitaria, sino también para la contribución a la ingesta diaria de nutrientes esenciales como el Ca y el Mg, que son vitales para la salud humana. Aunque el agua potable aporta una menor cantidad de estos nutrientes en comparación con los alimentos, su papel no debe subestimarse, especialmente en contextos donde la dieta pueda ser deficiente en estos minerales. La situación en Chile refleja una necesidad urgente de actualizar y ampliar los parámetros de calidad del agua potable, más allá de lo establecido en la NCh 409, para alinearse con las normativas internacionales y las recomendaciones de la OMS. La falta de datos y análisis actuales sobre la presencia y concentración de minerales esenciales en el agua potable limitaría la capacidad de los responsables de políticas para tomar decisiones informadas sobre la inclusión de nuevos parámetros en la normativa nacional.

Esto es particularmente relevante dado que el agua desalinizada, que se está utilizando cada vez más para el consumo humano, es intrínsecamente pobre en minerales. Además, la normativa existente se centra predominantemente en establecer límites máximos para los minerales esenciales, lo que asegura la seguridad de su consumo, pero no aborda adecuadamente el potencial nutricional que el agua potable puede ofrecer. Por lo tanto, sería beneficioso considerar la introducción de límites mínimos para ciertos minerales en el agua potable, especialmente en el caso del agua desalinizada, para garantizar que su consumo contribuya positivamente a la salud nutricional de la población.

8.5 RECOMENDACIONES

Generar políticas públicas que regulen las concentraciones mínimas de algunos minerales esenciales como son el Ca y Mg en el agua potable previos estudios de equipos multidisciplinarios, basados en conocimientos epidemiológicos recientes, así como también análisis de datos actuales y antiguos para determinar concentraciones adecuadas a la realidad nacional y las características locales.

De esta manera, se podrán dar directrices para un correcto y estandarizado posttratamiento del agua desalinizada por Ol. Al mismo tiempo se requiere que estos estudios sean integrales, es decir, que incorporen análisis de varios minerales (eliminados por Ol) y su impacto en la salud humana, especialmente en las enfermedades cardiovasculares. No guiarse por la



correlación positiva o negativa de la concentración de algún mineral con alguna enfermedad.

9 RECOMENDACIONES

9.1 PROPUESTA DE ESCALA PARA CLASIFICACIÓN DE PROYECTOS

La evaluación de los impactos ambientales y los métodos empleados debe ser proporcional a la escala del proyecto. La desalación mediante ósmosis inversa es una tecnología escalable, aplicable desde sistemas *Mini* (como viviendas unifamiliares) hasta instalaciones *Extragrandes* - como plantas industriales, mineras, agropecuarias o de abastecimiento de agua potable para comunidades-. En cada caso, el diseño del sistema, su eficiencia energética y la gestión de residuos (como la salmuera) deben adaptarse al volumen de agua tratada y al entorno local.

La Tabla 9-1 presenta una escala para clasificar proyectos de desalación mediante ósmosis inversa, donde la complejidad aumenta progresivamente de izquierda a derecha en una escala logarítmica basada en la producción diaria ($m^3/día$). Adicionalmente, la tabla correlaciona directamente el volumen producido diariamente con el número potencial de personas cuyas necesidades diarias de agua potable podrían satisfacerse con el agua producida, calculada bajo el supuesto de un consumo de 200 L/persona/día para uso residencial integral en Chile (higiene, saneamiento, alimentación, limpieza y riego).

La escala presentada aquí sigue una estructura similar a la propuesta por [Eke et al. \(2020\)](#), quienes clasifican las plantas en categorías *Small* ($<1.000 m^3/día$), *Medium* ($1.000-10.000 m^3/día$), *Large* ($10.000-50.000 m^3/día$) y *XL* ($>50.000 m^3/día$). Sin embargo, en concordancia con la escala logarítmica nuestra categoría *Extragrande* (XL) considera capacidades superiores a $100.000 m^3/día$, duplicando así el umbral mínimo establecido por estos autores.

Tabla 9-1. Categorización de plantas desaladoras de agua de mar mediante Osmosis Inversa en función de la capacidad de producción diaria ($m^3/día$), la equivalencia de personas ver satisfecha su demanda.

Tamaño	No SEA		SEA		
	Mini	Pequeña	Mediana	Grande	Extra-grande
I/s	0,1	1,2	11,6	115,7	>1157
$m^3/día$	10	100	1.000	10.000	100.000
Personas/día	50	500	5.000	50.000	500.000

Las metodologías presentadas en este documento son recomendadas para proyecto de escala mediana, grande y extra-grande. Su aplicación debe considerar:

- **Factores normativos:**
Cumplimiento con legislación hídrica y ambiental, requerimientos de estudios de impacto ambiental según la magnitud del proyecto, y normativas específicas para descarga de salmuera.
- **Factores locales:**

- Características de la fuente hídrica (marina, pozo salobre)
 - Disponibilidad de infraestructura energética
 - Distancia a puntos de consumo
 - Sensibilidad ecológica en la zona donde se instalará la planta desaladora
- **Factores regionales:**
 - Políticas de gestión hídrica regional
 - Planes de desarrollo territorial
 - Vulnerabilidad climática de la zona

Además, la complejidad metodológica deberá escalar proporcionalmente a:

- El tamaño de la planta (capacidad de producción)
- La sensibilidad ambiental del área de influencia
- Los requerimientos de calidad de agua para el uso destino

Por otro lado, para la escala Pequeña (<1.000 m³/día), se recomienda realizar adaptaciones metodológicas que consideren:

- Simplificación de estudios de impacto para plantas modulares
- Enfoque en tecnologías de bajo consumo energético

9.2 PROPUESTA METODOLOGICA DE EVALUACIÓN DEL ÁREA DE INFLUENCIA

La Tabla 9-2 propone una serie de metodologías de cálculo del área de influencia de las descargas de agua de descarte provenientes de plantas desaladoras de ósmosis inversa. Las metodologías se definen en función del tamaño de la planta, medida a través de la capacidad de producción diaria (m³/día), siguiendo una estructura similar a la propuesta por [Eke et al. \(2020\)](#). El objetivo de la tabla es definir:

Criterios de modelación utilizados en la etapa de diseño del emisario (o sistema de descarga equivalente) de una planta desaladora.

Criterios de monitoreo utilizados en el marco de los Programas de Vigilancia Ambiental (PVA³¹), durante la etapa de operación de una planta desaladora.

Los marcos teórico y práctico de los elementos indicados la Tabla 9-2 se incluyen en el capítulo 6.2 de esta documento³².

La Tabla 9-2 clasifica las plantas en cinco tamaños (mini, pequeña, mediana, grande y extra-grande) y, en función del caudal de producción, propone una progresión en la complejidad

³¹ El Programa de Vigilancia Ambiental (PVA) se establece para monitorear y evaluar el cumplimiento de medidas ambientales, tanto preventivas como mitigadoras, establecidas en el Estudio de Impacto Ambiental (EIA) o en otras resoluciones ambientales.

³² Capítulo 6.2. Interacción de la descarga de salmuera con el medio físico.

de las técnicas de modelación, desde enfoques empíricos para plantas pequeñas, hasta modelaciones tridimensionales avanzadas (CFD³³) para plantas de gran escala. Bajo el mismo principio de gradualidad, se presentan esquemas de monitoreo simples para plantas pequeñas a sistemas más complejos en plantas de mayor tamaño. La idea de incluir en una tabla elementos de modelación y monitoreo es buscar que las modelaciones numéricas proporcionen información comparable a la recabada durante los PVA, promoviendo una trazabilidad entre las etapas de diseño y operación de plantas desaladoras.

La Tabla 9-2 propone un caudal de diseño referencial para definir el ingreso al Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental (SEIA), el cual fue definido en 1.000 m³/d a partir de la Guía para la evaluación ambiental de proyectos industriales de desalación en jurisdicción de la Autoridad Marítima ([DIRECTEMAR, 2021](#)), que no obstante fue revocada en 2023³⁵. En una eventual implementación de esta Tabla, será prerrogativa del Servicio de Evaluación Ambiental (SEA) si un proyecto requiere ingresar al SEIA, basado en la normativa ambiental vigente, criterios técnicos y el potencial impacto ambiental significativo de un proyecto.

Para las plantas medianas, grandes y extra-grandes -las cuales requerirían ingreso al SEA- se propone el uso de modelos numéricos para evaluar el área de influencia de la descarga. Para plantas pequeñas o mini, no se contempla la modelación, la cual debiera reemplazarse por un monitoreo anual durante la fase de operación.

³³ CFD: Computational Fluid Dynamics, por sus siglas en inglés

³⁵ D.G.T.M. Y M.M. ORD. N°12600/05 /499 VRS 18 abril 2023.

https://www.directemar.cl/directemar/site/docs/20211115/20211115120951/res_dgtm_y_mm_1260005_499_revoca_guiadadora.pdf

Tabla 9-2. Propuesta de técnicas de modelación en función del tamaño de la planta desaladora de agua de mar mediante osmosis inversa.

Tamaño	No requiere ingreso al SEA		Requiere ingreso al SEA		
	Mini	Pequeña	Mediana	Grande	Extra-grande
Caudal (l/s)	0,1	1,2	11,6	115,7	>1157
Caudal (m ³ /día)	10	100	1.000	10.000	100.000
Tipo de modelo	✗	✗	Modelos empíricos	Modelos 2DH Modelos 3D	CFD
Ejemplos de software	✗	✗	CORMIX VISJET Visual PLUMES NRFIELD	MIKE 21 AD MIKE 21 PT Delft3D TELEMAC-2D	MIKE 3 TELEMAC-3D OpenFOAM ANSYS Fluent
Duración del modelo	✗	✗	Verano de invierno	Verano de invierno	Año continuo
Resolución espacial	✗	✗	Orden 10 ¹ (m)	Orden 10 ¹ (m)	Orden 10 ⁰ (m)
Resolución temporal	✗	✗	Orden 10 ⁰ (hr)	Orden 10 ⁰ (hr)	Orden 10 ⁰ (hr)

Evalúa interacción con:

AMERB	✗	✗	✓	✓	✓
ZPL	✗	✗	✓	✓	✓
Otros espacios	✗	✗	✓	✓	✓

Tipo de modelación

Campo cercano	✗	✗	✓	✓	✗
Campo lejano	✗	✗	✓	✓	✗
Modelación integrada	✗	✗	✗	✗	✓
Calibración	✗	✗	✓	✓	✓
Validación	✗	✗	✓	✓	✓

Tipo de compuesto

Salmuera	✗	✗	✓	✓	✓
Otros compuestos	✗	✗	✗	✗	✓

Fase del proyecto

Línea base	✗	✗	✓	✓	✓
Fase de construcción	✗	✗	✗	✓	✓
Fase de operación	✗	✗	✗	✓	✓

Tamaño	No requiere ingreso al SEA		Requiere ingreso al SEA		
	Mini	Pequeña	Mediana	Grande	Extra-grande
Fase de cierre	x	x	x	✓	✓

Monitoreo

Frecuencia	x	Anual	Según PVA	Según PVA	Según PVA
Muestreo		Puntual	Rejilla polar	Rejilla polar	Rejilla polar

Para las plantas medianas, grandes y extra-grandes, se propone el uso de modelos bidimensionales horizontales (2DH), tridimensionales (3D) y CFD, respectivamente. Los softwares sugeridos incluyen herramientas reconocidas como CORMIX, VISJET, Visual Plumes y NRFIELD para el análisis del campo cercano, y plataformas como MIKE 21, Delft3D, TELEMAC y OpenFOAM para la simulación en campo lejano o integrado. Se presentan también criterios de duración, resolución espacial y resolución temporal de los modelos. Se propone que las modelaciones cubran tanto verano como invierno en plantas medianas y grandes, y un año continuo para plantas extra-grandes, siguiendo las recomendaciones de la Pub. N° 3201 ([SHOA, 2023](#)). Además, se contempla la evaluación de la interacción de la descarga con espacios sensibles³⁶.

En cuanto al tipo de análisis, para las plantas medianas y grandes se recomienda efectuar modelaciones acopladas de campo cercano y campo lejano, en tanto que para plantas extra-grandes se recomienda modelaciones más sofisticadas tipo CFD. Independiente del tipo de análisis, se solicita explicitar los procesos de calibración y validación que permiten establecer la exactitud y precisión de los modelos³⁷.

La tabla también sugiere evaluar diferentes fases del proyecto (línea base, construcción, operación y cierre)- así como definir una estrategia de monitoreo ambiental, cuya frecuencia debe ser al menos anual en plantas pequeñas o, según lo establecido en el PVA en los casos de mayor escala. El muestreo puede ir desde un enfoque puntual hasta el uso de rejillas polares, más apropiadas para caracterizar la mezcla de compuestos como salmuera u otros contaminantes.

³⁶ Como áreas marinas protegidas (AMERB), zonas de protección litoral (ZPL) y otros.

³⁷ Ver sección 6.2.4.2 Variables y tolerancias admisibles en la calibración y validación de modelos, de este documento.

10 REFERENCIAS

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN

Minería Chilena. (2023). Minería Verde: Mitigando Gases con Efecto Invernadero. Minería Chilena, 507, 4. https://issuu.com/csa2020/docs/mch_507

CAPÍTULO 2. GUÍAS PARA EVALUACIÓN DE IMPACTOS AMBIENTALES

ANZECC. (1992). Australian Water Quality Guidelines for Fresh and Marine Waters, Australia³⁸.

DIRECTEMAR. (2021a). Guía para la evaluación ambiental de proyectos industriales de desalación en jurisdicción de la Autoridad Marítima.

DIRECTEMAR. (2021b). Guía para el modelado de la hidrodinámica y del proceso de mezcla de descargas salinas y térmicas.

IHA y CEDEX. (2011). Metodología de diseño de los vertidos al mar de la salmuera, para reducir el impacto ambiental de las plantas desalinizadoras, España.

Jenkins et al. (2012). State Water Resources Control Board de California.

MINSEGPRES. (2024). D.S. 90/2000. Norma de emisión descarga residuos líquidos a aguas marinas y continentales superficiales.

MMA (2014). Reglamento del Sistema de Evaluación Ambiental.

MOPU (1988). Reglamento de la Administración Pública del Agua y de la Planificación Hidrológica, España.

Palomar, P., Lara, J. L., Losada, I. J. (2012). Near field brine discharge modelling Part 2: Validation of commercial tools. Desalination, vol. 290, pp. 28 - 42. SEA, (2017). Guía sobre el área de influencia en el SEIA.

SEA, (2022). Guía metodológica para la descripción de ecosistemas marinos

SEA, (2023a). Guía para la descripción de proyectos de plantas desalinizadoras en el SEIA.

SEA, (2023b). Guía áreas de influencia en ecosistemas marinos.

SEA, (2023c). Alcances y principios metodológicos para la evaluación de los impactos ambientales.

SEA, (2024a). Guía para la predicción y evaluación de impactos en ecosistemas marinos.

SEA, (2024b). Metodologías para la consideración de los impactos acumulativos y sinérgicos.

USEPA (1986). Quality criteria for water, EEUU.

Vicuña et al. (2022). Desalinización: Oportunidades y desafíos para abordar la inseguridad hídrica en Chile, coordinado por el Comité Asesor Ministerial Científico sobre Cambio Climático.

³⁸ Esta publicación fue revisada por ANZECC & ARMCANZ (2000), disponible en www.waterquality.gov.au/anz-guidelines/resources/previous-guidelines/anzecc-armcanz-2000 y sucedida por las revised Water Quality Guidelines, publicada en 2018 como un recurso online disponible en www.waterquality.gov.au/anz-guidelines.

CAPÍTULO 3. DESCRIPCIÓN PLANTAS DE OSMOSIS INVERSA

Ahmad, N., & Baddour, R. E. (2014). Minimum return dilution method to regulate discharge of brine from desalination plants. Canadian Journal of Civil Engineering, 41(5), 435–443. <https://doi.org/10.1139/cjce-2012-0528>

Aimone Arredondo, G. (2020, 19 de febrero). Desalación del agua de mar, una alternativa de progreso para Chile. Revista de Marina. <https://revistamarina.cl/es/articulo/desalacion-del-agua-de-mar-una-alternativa-de-progreso-para-chile>

Dehwah, A. H. A., Li, S., Al-Mashharawi, S., Winters, H., & Missimer, T. M. (2015). Changes in feedwater organic matter concentrations based on intake type and pretreatment processes at SWRO facilities, Red Sea, Saudi Arabia. Desalination, 360, 19–27. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2015.01.008>

Elsaid, K., Kamil, M., Sayed, E. T., Abdelkareem, M. A., Wilberforce, T., & Olabi, A. G. (2020). Environmental impact of desalination technologies: A review. Science of the Total Environment, 748, 141528. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141528>

Heck, N., Paytan, A., Potts, D. C., Haddad, B., & Petersen, K. L. (2017). Management priorities for seawater desalination plants in a marine protected area: A multi-criteria analysis. Marine Policy, 86, 64–71. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2017.09.012>

Jenkins, S., Paduan, J., Roberts, P. (Chair), Schlenk, D., & Weis, J. (2012). Management of Brine Discharges to Coastal Waters: Recommendations of a Science Advisory Panel (Technical Report 694). Southern California Coastal Water Research Project.

Moon, H., Yoon, J., & Lee, S. (2025). Advanced desalination system design under dynamic environmental conditions. Journal of Water Process Engineering, 60, 102345. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2025.102345>

Nada, A., Ibrahim, M. G., Elshemy, M., Fujii, M., & Sharaan, M. (2024). Integrated water quality and performance assessment of seawater desalination plants along two coasts in Egypt. Desalination, 586, 117844. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2024.117844>

Panagopoulos, A., & Haralambous, K.-J. (2020). Environmental impacts of desalination and brine treatment – Challenges and mitigation measures. Marine Pollution Bulletin, 161 (Part B), 111773. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111773>

Pankratz, T. (2015). Overview of intake systems for seawater reverse osmosis facilities. En T. M. Missimer, B. Jones, & R. G. Maliva (Eds.), Intakes and outfalls for seawater reverse-osmosis desalination facilities (pp. 3–17). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-319-13203-7_1

Roberts, P., Tian, X., & Jung, Y. (2011). Physical model study of an alternating diffuser for thermal discharge. Journal of Hydraulic Engineering, 137(9), 1027–1036. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HY.1943-7900.0000378](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HY.1943-7900.0000378)

Shahabi, M. P., McHugh, A., & Ho, G. (2015). Environmental impact of seawater desalination plants: A review. Desalination, 365, 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2015.02.015>

Watereuse Association Desalination Committee (2011). Overview of Desalination Plant Intake Alternatives. White Paper.

Zhou, D., Zhu, L., Fu, Y., Zhu, M., & Xue, L. (2015). Development of lower cost seawater desalination processes using nanofiltration technologies—A review. Desalination, 376, 109–116. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2015.08.002>

CAPÍTULO 4. EVALUACIÓN DE IMPACTOS AMBIENTALES USANDO ACV

Aziz, N. I. H. A., & Hanafiah, M. M. (2021). Application of life cycle assessment for desalination: Progress, challenges and future directions. In Environmental Pollution (Vol. 268). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115948>

Carrasco Muñoz, C. (2024) Análisis cuantitativo de consumo de energía y materiales de plantas desalinizadoras de agua de mar mediante ósmosis inversa. Repositorio USM. <https://repositorio.usm.cl/entities/tesis/8653d95a-20b3-4303-ac74-a4597a6e1a16>

Energía Abierta. (s.f.). Evolución de la generación bruta. Recuperado el 5 de mayo de 2025 de <http://energiaabierta.cl/visualizaciones/evolucion-generacion-bruta/>

Fayyaz, S., Masjedi, S. K., Kazemi, A., Khaki, E., Moeinaddini, M., & Olsen, S. I. (2022). Life cycle assessment of reverse osmosis for high-salinity seawater desalination process: Potable and industrial water production. Journal Of Cleaner Production, 382, 135299. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.135299>

Ghani, L. A., Ali, N., Nazaran, I. S., & Hanafiah, M. M. (2021). Environmental performance of small-scale seawater reverse osmosis plant for rural area water supply. Membranes, 11(1), 40. <https://doi.org/10.3390/membranes11010040>

Goga, T., Friedrich, E., & Buckley, C. (2019). Environmental life cycle assessment for potable water production – a case study of seawater desalination and mine-water reclamation in South Africa. Water SA, 45(4 October). <https://doi.org/10.17159/wsa/2019.v45.i4.7552>

Lee, K., & Jepson, W. (2021). Environmental impact of desalination: A systematic review of Life Cycle Assessment. Desalination, 509, 115066. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2021.115066>

Najjar, E., Al-Hindi, M., Massoud, M., & Saad, W. (2021). Life cycle assessment of a seawater reverse osmosis plant powered by a hybrid energy system (fossil fuel and waste to energy). Energy Reports, 7, 448–465. <https://doi.org/10.1016/j.egyr.2021.07.106ISO> (2020). ISO 14040:2006+A1:2020 - Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework. International Organization for Standardization.

Ministerio de Energía, Gobierno de Chile. (2016). Guía de Buenas Prácticas en el uso de agua para refrigeración de centrales termoeléctricas. División de Desarrollo Sustentable.

Ministerio de Energía de Chile. (2024). ERNC y otro récord: Generación eléctrica en base a este tipo de energía llegó al 41% en lo que va de 2024. Ministerio de Energía. Recuperado en 2025 de <https://energia.gob.cl/noticias/nacional/ernc-y-otro-record-generacion-electrica-en-base-este-tipo-de-energia-llego-al-41-en-lo-que-va-de-2024>

Ministerio de Energía - Gobierno de Chile. (s.f.). Proyecciones eléctricas. Recuperado en 2025 de <https://energia.gob.cl/pelp/proyecciones-electricas>

Raluy, G., Serra, L., & Uche, J. (2006). Life cycle assessment of MSF, MED and RO desalination technologies. Energy, 31(13), 2361–2372. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2006.02.005>

Shahabi, M. P., McHugh, A., Anda, M., & Ho, G. (2014). Environmental life cycle assessment of seawater reverse osmosis desalination plant powered by renewable energy. Renewable Energy, 67, 53–58. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2013.11.050>

Tarpani, R. R. Z., Lapolli, F. R., Lobo Recio, M. Á., & Gallego-Schmid, A. (2021). Comparative life cycle assessment of three alternative techniques for increasing potable water supply in cities in the Global South. *Journal of Cleaner Production*, 290. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.125871>

Turek, M., Mitko, K., Piotrowski, K., Dydo, P., Laskowska, E., & Jakóbik-Kolon, A. (2016). Prospects for high water recovery membrane desalination. *Desalination*, 401, 180-189. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2016.07.047>

Voutchkov, N. (2013). Desalination Engineering: Planning and Design. McGraw-Hill.

CAPÍTULO 5. IMPACTOS DE LA CAPTACIÓN DE AGUA DE MAR

Al-Kaabi A., Al-Sulaiti H., Al-Ansari T. & Mackey H.R. (2021). Assessment of water quality variations on pretreatment and environmental impacts of SWRO desalination. *Desalination* 500: 114831.

Ayaz M., Namazi M.A., Ammad ud Din M., Mohamed Ershath M.I., Mansour A. & Aggoune E.M. (2022). Sustainable seawater desalination: Current status, environmental implications and future expectations. *Desalination*, 540: 116022.

Bombar G., Dölgen D. & Necdet Alpaslan M. (2016). Environmental impacts and impact mitigation plans for desalination facilities. *Desalination and Water Treatment*, 57: 11528 – 11539.

Dehwah A.H.A., Al-Mashharawi S., Kammourie N. & Missimer T.M. (2015a). Impact of well intake systems on bacterial, algae, and organic carbon reduction in SWRO desalination systems, SAWACO, Jeddah, Saudi Arabia. *Desalination and Water Treatment*, 55: 2594 – 2600.

Dehwah A.H.A., Li S., Al-Mashharawi S., Winters H. & Missimer T.M. (2015b). Changes in feedwater organic matter concentrations based on intake type and pretreatment processes at SWRO facilities, Red Sea, Saudi Arabia. *Desalination*, 360: 19 – 27.

Díaz, H. (2022). ¿Tiene Impacto la Desalinización?. *Desalación y Medio Ambiente. Marino*. <https://www.acades.cl/wp-content/uploads/2022/06/Humberto-Díaz.pdf>

DIRECTEMAR (2021). Guía para la evaluación ambiental de proyectos industriales de desalación en jurisdicción de la Autoridad Marítima".

Elsaid K., Sayed E.T., Abdelkareem M.A., Baroutaji A. & Olabi A.G. (2020). Environmental impact of desalination processes: Mitigation and control strategies. *Science of the Total Environment*, 740: 140125.

Fariñas M. & López L.A. (2007). New and innovative sea water intake system for the desalination plant at San Pedro del Pinatar. *Desalination*, 203: 199 – 217.

Gille D. (2003). Seawater intakes for desalination plants. *Desalination*, 156: 249 – 256.

Ihsanullah I., Atieh M.A., Sajid M. & Nazal M.K. (2021). Desalination and environment: A critical analysis of impacts, mitigation strategies, and greener desalination technologies. *Science of the Total Environment*, 780: 146585.

Kassouar S. & El-Amine Abi-Ayad S.M. (2024). The disadvantages of seawater desalination at the Bousfer station located on the Oran coast in western Algeria. *Journal of Ecological Engineering*, 25 (6): 221 – 230.

Kress N. & Galil B. (2018). Impact of seawater desalination by reverse osmosis on the marine environment. In: Kress, N., Galil, B. (Eds.), *Efficient Desalination by Reverse Osmosis*. IWA Publishing, London, UK

Kreshman S.A. (1985). Seawater intakes for desalination plants in Libya. *Desalination*, 55: 493 – 502.

- Lattemann S. & Höpner T. (2008). Environmental impact and impact assessment of seawater desalination. Desalination, 220: 1 – 15.
- Missimer T.M. & Maliva R.G. (2018). Environmental issues in seawater reverse osmosis desalination: Intakes and outfalls. Desalination, 434: 198 – 215.
- Moon J., Son S., Kim J. & Park K. (2025). Critical challenges in high-salinity seawater reverse osmosis systems: Technical, energy, and environmental reviews. Desalination, 607: 118811.
- Múñoz Elguera A. & Pérez Báez S.O. (2005). Development of the most adequate pre-treatment for high capacity seawater desalination plants with open intake. Desalination, 184: 173 – 183.
- Nada A., Ibrahim M.G., Elshemy M., Fujii M. & Sharaan M. (2024). Integrated water quality and performance assessment of seawater desalination plants along two coast in Egypt. Desalination, 586: 117844.
- Navarro R. & Sánchez Lizaso J.L. (2021). Mitigation cost of desalination intake impacts on coastal wetlands. Desalination and Water Treatment, 224: 136 – 143.
- Ohlund R.J., Dahdah B.H., Guillen G.R. & Childress A.E. (2024). Augmenting ocean water desalination with potable reuse: Concept feasibility in terms of cost and environmental impacts. Desalination, 569: 116941.
- Panagopoulos A. & Haralambous K.J. (2020). Environmental impacts of desalination and brine treatment – Challenges and mitigation measures. Marine Pollution Bulletin, 161: 111773.
- Peters T. & Pintó D. (2008). Seawater intake and pre-treatment/brine discharge – environmental issues. Desalination, 221: 576 – 584.
- Shahabi M.P., McHugh A. & Ho G. (2015). Environmental and economic assessment of beach well intake versus open intake for seawater reverse osmosis desalination. Desalination, 357: 259 – 266.
- Shokrgozar H.R. (2018). Alternatives for sea water intake at shores with low slope. Journal of Hydrosciences and Environment 1(2): 21–30.
- State Water Resources Control Board (SWRCB). (2015). Water Quality Control Plan Ocean Waters Of California. California Environmental Protection Agency.
- Watereuse Association Desalination Committee (2011). Overview of Desalination Plant Intake Alternatives. White Paper.

CAPITULO 6 IMPACTOS DE LA DESCARGA DE SALMUERA

- Abessi, O., & Roberts, P. J. (2014). Multiport diffusers for dense discharges. Journal of Hydraulic Engineering, 140(8), 04014032.
- Abessi, O., & Roberts, P. J. (2015). Dense jet discharges in shallow water. Journal of Hydraulic Engineering, 142(1), 04015033.
- Amat, J. (2016). Introducción a la regresión lineal múltiple.
- Beyá, J.; Álvarez, M.; Gallardo, A.; Hidalgo, H.; Aguirre, C.; Valdivia, J.; Parra, C.; Méndez, L.; Contreras, C.; Winckler, P.; & Molina, M. (2016). Atlas de Oleaje de Chile. Primera edición. ISBN: 978-956-368-194-9. Valparaíso, Chile, Escuela de Ingeniería Civil Oceánica, Universidad de Valparaíso.
- Buschmann, A.H.; García, C.; Espinoza, R.; Filún, L.; Vásquez, J.A.; Lawrence, J.M. & Guzmán, O. (2004). Sea urchin (*Loxechinus albus*) and kelp (*Macrocystis pyrifera*) interaction in protected areas in Southern Chile. Sea urchins: Fisheries and ecology, PP. 121 – 135.

- Byrne, M., Selvakumaraswamy, P., Ho, M. A., Woolsey, E., & Nguyen, H. D., 2008. Temperature, salinity tolerance, and the larval biology of the sea urchin *Loxechinus albus*. *Marine Biology*, 154(1), 43-52.
- Byrne, M.; Soars, N.A.; Ho, M.A.; Wong, E.; McElroy, D.; Selvakumaraswamy, P.; Dworjanyn, S.A. & Davis, A.R. (2010). Fertilization in a suite of coastal marine invertebrates from SE Australia is robust to near-future ocean warming and acidification. *Marine Biology*, 157, pp. 2061 – 2069.
- Castilla, J. C., 1999. Coastal marine communities: trends and perspectives from human-exclusion experiments. *Trends in Ecology & Evolution*, 14(7), 280-283.
- Castilla, J. C., & Defeo, O., 2001. Latin American benthic shellfisheries: emphasis on co-management and experimental practices. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 11, 1-30.
- Choi, K. W., Lai, C. C., & Lee, J. H. (2015). Mixing in the intermediate field of dense jets in cross currents. *Journal of Hydraulic Engineering*, 142(1), 04015041.
- Contreras, C.; Niklitschek, E.; Molinet, C.; Díaz, P.A. & Díaz, M. (2019). Fishery-induced reductions in density and size truncation of sea urchin *Loxechinus albus* affects diversity and species composition in benthic communities. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 219, pp. 409 – 419.
- De-la-Ossa-Carretero J.A., Russo Y. del Pilar, A. Loya-Fernández, L.M. Ferrero Vicente, C. Marco-Méndez, E. Martínez-García, F. Giménez-Casalduero, J. L. Sánchez-Lizaso, 2016. Bioindicators as metrics for environmental monitoring of desalination plant discharges, *Mar. Pollut. Bull.* 103 (1–2), 313–318. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.12.023>.
- Del-Pilar-Ruso, Y., de la Ossa Carretero, J.A., Giménez-Casalduero, F., Sánchez-Lizaso, J. L., 2007. Spatial and temporal changes in infaunal communities inhabiting soft- bottoms affected by brine discharge. *Mar. Environ. Res.* 64, 492–503. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2007.04.003>.
- DIRECTEMAR (2021a). Guía para el modelado de la hidrodinámica y del proceso de mezcla de descargas salinas y térmicas
- DIRECTEMAR (2021b). Boletín informativo marítimo Nº 11/2021 (Público).
- Doneker, R. L., & Jirka, G. H. (2007). CORMIX user manual: A hydrodynamic mixing zone model and decision support system for pollutant discharges into surface waters. US Environmental Protection Agency, Washington DC.
- Fernández-Torquemada, Y., & Sánchez-Lizaso, J. L., 2009. Desalination brine discharge impacts on the marine environment. *Desalination*, 253(1-3), 167-174.
- Fischer, H. B. (1979). Mixing in inland and coastal waters. Academic press.
- Frank, H.; Rahav, E. & Bar-Zeev, E. (2017). Short-term effects of SWRO desalination brine on benthic heterotrophic microbial communities. *Desalination*, 417, 52 – 59.
- Frank, H., Fussmann, K.E., Rahav, E., Bar-Zeev, E. (2019). Chronic effects of brine discharge from large-scale seawater reverse osmosis desalination facilities on benthic bacteria. *Water Res.* 151, 478–487. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.12.046>.
- González, R.C. & Woods, R.E. (2018). Digital Image Processing (4a. ed.). Pearson.
- Gungor, E., & Roberts, P. J. (2009). Experimental studies on vertical dense jets in a flowing current. *Journal of Hydraulic Engineering*, 135(11), 935-948.
- Hamby, D. M. (1994). A review of techniques for parameter sensitivity analysis of environmental models. *Environmental Monitoring and Assessment*, 32:135-154.
- Herrera, J. (2017). Estudio de la pluma de descarga generada por un emisario submarino bajo condiciones medias y extremas en la bahía de Coquimbo, IV región, Chile. Memoria para optar al Título de Ingeniero Civil Oceánico. Universidad de Valparaíso.

Hughes, S. A. (1993). Physical models and laboratory techniques in coastal engineering (Vol. 7). World Scientific.

IHA y CEDEX (2011). Metodología de diseño de los vertidos al mar de la salmuera, para reducir el impacto ambiental de las plantas desalinizadoras, España.

Jirka, G. H., & Domeker, R. L. (1991a). Hydrodynamic classification of submerged single-port discharges. *Journal of hydraulic engineering*, 117(9), 1095-1112.

Jirka, G. H., & Akar, P. J. (1991b). Hydrodynamic classification of submerged multiport-diffuser discharges. *Journal of Hydraulic Engineering*, 117(9), 1113-1128.

Lattemann, S., & Amy, G. (2013). Marine monitoring surveys for desalination plants—a critical review. *Desalination and Water Treatment*, 51(1-3), 233-245.

López-Ortiz, B.E. & Sánchez, A. (2009). Effect of increased salinity in the ovum fertilization of sea urchin *Strongylocentrotus franciscanus* and *Lytechinus anamesus*. *Hidrobiológica*, 19, 181 – 184.

Ludwig, R. G. (1988). Evaluación del Impacto Ambiental. Ubicación y diseño de emisarios submarinos. Informe Número 43 De Marc. Un Documento De EIA. Centro Panamericano De Ingeniería Sanitaria Y Ciencias Del Ambiente (CEPIS). Traducido del inglés por Henry Salas. ISBN 0905918398

IHA y CEDEX (2011). Metodología de diseño de los vertidos al mar de la salmuera, para reducir el impacto ambiental de las plantas desalinizadoras (MEDVSA). Instituto Ambiental de Hidráulica de Cantabria y el Centro de Estudios de Puertos y Costas.

Manríquez, P. H. & Castilla, J.C. (2001). Significance of marine protected areas in central Chile as seeding grounds for the gastropod *Concholepas concholepas*. *Marine Ecology Progress Series*, 215, 201 – 211.

Manríquez, P.H.; Jara, M.E.; Mardones, M.L.; Navarro, J.M.; Torres, R.; Lardies, M.A.; Vargas, C.A.; Duarte, C.; Widdicombe, S.; Salisbury, J. & Lagos, N.A. (2013). Ocean acidification disrupts prey responses to predator cues but not net prey Shell growth in *Concholepas concholepas* (loco). *PLOS ONE*, 8(7), e68643.

Manríquez P.H., González C.P., Abarca A., Jeno K., Jofré V., Astudillo O. & Aguilera V.M., 2024a. Behavioural and physiological responses of the surf clam *Mesodesma donacium* to brine discharges. *Science of the Total Environment*, 922: 171233.

Manríquez P.H., González C.P., Abarca A., Jeno K., Jofré V., Astudillo O. & Aguilera V.M., 2024b. Effects of brine discharges on newly hatched larvae of the rocky-shore keystone gastropod *Concholepas concholepas*. *Desalination*, 581: 117579.

Mohammadian, A., Gildeh, H. K., & Nistor, I. (2020). CFD modeling of effluent discharges: a review of past numerical studies. *Water*, 12(3), 856.

Molinet, C.; Moreno, C.A.; Niklitschek, E.J.; Matamala, M.; Neculman, M.; Arévalo, A.; Codjambassis, J.; Diaz, P. & Diaz, M. (2012). Reproduction of the sea urchin *Loxechinus albus* across a bathymetric gradient in the Chilean Inland Sea. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 47(2), 257 – 272.

Montoya, L. J., & Toro, M. (2006). Calibración de un modelo hidrodinámico para el estudio de los patrones de circulación en el Golfo de Urabá, Colombia. *Avances en recursos hidráulicos*, (13).

Muñoz, D., Muñoz, A., Zamorano, L., & Niño, Y. (2021). Modelación numérica de corrientes salinas inducidas por salmuera de desalinización en la zona costera de una planta desalinizadora en la Región de Atacama, Chile. *Revista de la Sociedad Chilena de Ingeniería Hidráulica*, 36(2), 15.

Olave, S.; Bustos, E.; Lawrence, J.M. & Cárcamo, P. (2001). The effect of size and diet on gonad production by the Chilean sea urchin *Loxechinus albus*. *Journal of the World Aquaculture Society*, 32(2), 210 – 214.

- Palacio, C.A., y Toro, F.M. (2002). Metodología para la Validación de un Modelo Hidrodinámico Específico en Zonas Intermareales. *Avances en Recursos Hídricos*, 9: 37-46.
- Palomar, P., Lara, J. L., Losada, I. J. (2012). Near field brine discharge modelling Part 2: Validation of commercial tools. *Desalination*, vol. 290, pp. 28 - 42.
- Roberts, D.A., Johnston, E.L. & Knott, N.A., 2010. Impacts of desalination plant discharges on the marine environment: A critical review of published studies. *Water Research*, 44 (18): 5117 – 5128.
- Roberts, P. J., Snyder, W. H., Baumgartner, D. J. (1989a). Ocean Outfalls. I: Submerged Wastefield Formation. *J. Hydraul. Eng.*, 115, 1–25.
- Roberts, P. J., Snyder, W. H., Baumgartner, D. J. (1989b). Ocean Outfalls. II: Spatial Evolution of Submerged Wastefield. *J. Hydraul. Eng.*, 115, 26–48.
- Roberts, P. J., Snyder, W. H., Baumgartner, D. J. (1989c). Ocean Outfalls III: Effect of Diffuser Design on Submerged Wastefield. *J. Hydraul. Eng.*, 115, 49–70.
- Roberts, P. J., & Tian, X. (2000). Three-dimensional imaging of stratified plume flows. In: 5th International Conference on Stratified Flows, Vancouver, British Columbia, July 10–13, 2000,
- Roberts, P. J., & Tian, X. (2004). New experimental techniques for validation of marine discharge models. *Environmental modelling & software*, 19(7-8), 691-699.
- Robinson, D., Wood, M., Piggott, M., Gorman, G. (2015). CFD modelling of marine discharge mixing and dispersion. *J. Appl. Water Eng. Res.* 4, 152–162.
- Sepúlveda, T. V. (2005). Suelos contaminados por metales y metaloides: muestreo y alternativas para su remediación. Instituto Nacional de Ecología.
- SHOA (2015). Especificaciones Técnicas para el empleo y aplicación del Sistema de Posicionamiento Global en Trabajos Geodésicos o GPS Navegador Pub. 3009.
- SHOA (2023). Especificaciones Técnicas para mediciones y análisis oceanográficos. Pub. 3201. 5^a Ed.
- Sola, I., Carratalá, A., Pereira-Rojas, J., Díaz, M. J., Rodríguez-Rojas, F., Sánchez-Lizaso, J. L., & Sáez, C. A. (2024). Assessment of brine discharges dispersion for sustainable management of SWRO plants on the South American Pacific coast. *Marine Pollution Bulletin*, 207, 116905.
- Sugni, M.; Mozzi, D.; Barbaglio, A.; Bonasoro, F. & Candia, M.D. (2007). Endocrine disrupting compounds and echinoderms: new ecotoxicological sentinels for the marine ecosystem. *Ecotoxicology*, 16: 95 – 108.
- Vásquez, J.A. & Donoso, G.A. (2013). *Loxechinus albus*. Biology and ecology of edible sea urchins (3^a ed. Pp, 285 – 296.
- Voutchkov, N., 2011. Overview of seawater concentrate disposal alternatives. *Desalination*, 273(1), 205–219.
- Williams, J.J., & Esteves, L.S. (2017). Guidance on setup, calibration, and validation of hydrodynamic, wave, and sediment models for shelf seas and estuaries. *Advances in Civil Engineering*, 2017.
- Winckler, P. (2020). Introducción al modelado de procesos costeros. Apuntes de clases. Escuela de Ingeniería Civil Oceánica, Universidad de Valparaíso. Disponible en: www.researchgate.net/publication/326943060_Introduccion_al_modelado_de_procesos_costeros
- Zhao, L.; Chen, Z.; Lee, K. (2011). Modelling the dispersion of wastewater discharges from o shore outfalls: A review. *Environ. Rev.* 2011, 19, 107–120.

CAPÍTULO 7. IMPACTOS SOCIOECONÓMICOS

Couve Correa, A. Ó., Farías, L., Moraga Sariego, P., Moreno Vieyra, R. A., & Olivares, M. (2023). Policy Brief: co-creación de conocimiento para minimizar impactos socioambientales y viabilizar la inversión: nueva normativa aplicable a una desalinización sustentable.

Heck, N., Paytan, A., Potts, D. C., & Haddad, B. (2016). Predictors of local support for a seawater desalination plant in a small coastal community. *Environmental Science & Policy*, 66, 101–111.

Julio, N., Casas-Ledón, Y., Lagos, O., & Figueroa, R. (2024). Understanding Stakeholder Relationships in the Trialogue Model of Governance: A Case Study of the Biobío River Basin, Chile. *Water*, 16(24), 3544.

Lee, K., & Jepson, W. (2021). Environmental impact of desalination: A systematic review of Life Cycle Assessment. *Desalination*, 509, 115066.

Liu, T. K., Ye, J. A., & Sheu, H. Y. (2022). Exploring the social acceptability for the desalination plant project: Perceptions from the stakeholders. *Desalination*, 532, 115757.

Servicio de Evaluación Ambiental. (2023). Guía para la descripción de proyectos de plantas desalinizadoras en el SEIA. Primera Edición. Santiago, Chile.

Servicio de Evaluación Ambiental. (2023). Guía para la Participación Ciudadana Temprana en proyectos que se presentan al Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental. Segunda Edición. Santiago, Chile.

Šteflcová, M., Koop, S. H. A., Fragkou, M. C., & Mees, H. (2022). Desalinated drinking-water provision in water-stressed regions: Challenges of consumer-perception and environmental impact lessons from Antofagasta, Chile. *International Journal of Water Resources Development*, 38(5), 742–765.

Sola, I., Sáez, C. A., & Sánchez-Lizaso, J. L. (2021). Evaluating environmental and socio-economic requirements for improving desalination development. *Journal of Cleaner Production*, 324, 129296.

Torres, R., Bórquez, R., Álvez, A., Díaz, N., & Félez, J. (2023). Community Desalination as New Hydrosocial Assemblages and Scalar Politics to Satisfy the Human Right to Water in Chile. *Water Alternatives*, 16(2), 659–682.

Vicuña et al. (2022). Desalinización: Oportunidades y desafíos para abordar la inseguridad hídrica en Chile, coordinado por el Comité Asesor Ministerial Científico sobre Cambio Climático.

CAPÍTULO 8. IMPACTOS EN LA SALUD HUMANA

Abtahi, M., Yaghmaeian, K., Mohebbi, M. R., Kouliband, A., Rafiee, M., Jahangiri-Rad, M., Jorfi, S., Saeedi, R., & Oktaie, S. (2016). An innovative drinking water nutritional quality index (DWNQI) for assessing drinking water contribution to intakes of dietary elements: A national and sub-national study in Iran. *Ecological Indicators*, 60, 367–376. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.07.004>

Absalan, Faezeh., Hatam, Fatemeh., Prévost, Michèle., Barbeau, Benoit., Bichai, Françoise. (2024). Climate change and future water demand: Implications for chlorine and trihalomethanes management in water distribution systems. *Journal of Environmental Management*, Volume 355, 120470, ISSN 0301-4797. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.120470>.

Adegboye, Amanda., Twetman, Svante., Christensen, Lisa., Heitmann, Berit. (2012). Intake of dairy calcium and tooth loss among adult Danish men and women, *Nutrition*, Volume 28, Issues 7–8, Pages 779–784, ISSN 0899-9007, <https://doi.org/10.1016/j.nut.2011.11.011>.

Alenezi, A., Alabaiadly, Y. (2025). Emerging technologies in water desalination: A review and outlook. Energy Nexus. Volume 17, 100373, ISSN 2772-4271, <https://doi.org/10.1016/j.nexus.2025.100373>.

Altura, B., & Altura, B. (2009). Atherosclerosis and magnesium. Capítulo 7 Calcium and magnesium in drinking-water : public significance. World Health Organization.

Altura, BT., & Altura, BM. (1987). Endothelium-dependent relaxation in coronary arteries requires magnesium ions. British Journal of Pharmacology, 91(3), 449–451. <https://doi.org/10.1111/J.1476-5381.1987.TB11235.X>

Bowman, B. A., & Russell, R. M. (2006). Present Knowledge in Nutrition. 1, 57–881. <https://doi.org/10.1017/S0007114507708838>

Brown, J., Bourke, G. J., Gearty, G. F., Finnegan, A., Hill, M., Heffernan-Fox, F. C., Fitzgerald, D. E., Kennedy, J., Childers, R. W., Jessop, W. J., Trulson, M. F., Latham, M. C., Cronin, S., McCann, M. B., Clancy, R. E., Gore, I., Stoudt, H. W., Hegsted, D. M., & Stare, F. J. (1970). Nutritional and epidemiologic factors related to heart disease. World Review of Nutrition and Dietetics, 12, 1–42. <https://doi.org/10.1159/000387582>.

Cannas, D., Loi, E., Serra, M., Firinu, D., Valera, P., & Zavattari, P. (2020). Relevance of Essential Trace Elements in Nutrition and Drinking Water for Human Health and Autoimmune Disease Risk. Nutrients 2020, Vol. 12, Page 2074, 12(7), 2074. <https://doi.org/10.3390/NU12072074>

Catling, L. A., Abubakar, I., Lake, I. R., Swift, L., & Hunter, P. R. (2008). A systematic review of analytical observational studies investigating the association between cardiovascular disease and drinking water hardness. Journal of Water and Health, 6(4), 433–442. <https://doi.org/10.2166/WH.2008.054>.

Consejo UE. (2020). Directiva (UE) 2020/2184 del Parlamento Europeo y del Consejo de 16 de diciembre de 2020 relativa a la calidad de las aguas destinadas al consumo humano (versión refundida).

Costi, D., Calcaterra, P.G., Iori, N., Vourna, S., Nappi, G. and Passeri, M. (1999) Importance of bioavailable calcium drinking water for the maintenance of bone mass in post-menopausal women. J. Endocrinol. Invest. 22(11), 852–856.

Cuervo, A. M., Corbalán, M., Baladía, E., Cabrerizo, L., Formiguera, X., Iglesias, C., Lorenzo, H., Polanco, I., Quiles, J., Romero de Ávila, M. D., Russolillo, G., Villarino, A., Alfredo Martínez, J., revisor Álvarez, C. J., Arias, C., Ballesteros, J. M., Basulto, J., Carbajal, A., de Luis, D., ... Hosp, N. (2009). Comparison of Dietary Reference Intakes (DRI) between different countries of the European Union, United States and the World Health Organizatio. 24(4), 384–414.

Dhakal, N., Salinas-Rodriguez, S.G., Hamdani J., Abushaban, A., Sawalha, H., Schippers, J. C., Kennedy, M.D. (2022). Is desalination a solution to freshwater scarcity in developing countries? Membranes. 12 381, <https://doi.org/10.3390/membranes12040381>.

Durlach J, Bara M, & Guiet-Bara A. (1989). Magnesium level in drinking water: its importance in cardiovascular risk. : : Itokawa Y, Durlach J (Eds) Magnesium in Health and Disease. J. Libbey & Co Ltd, London, 173–182. <https://www.mgwater.com/durwater.shtml>

Emsley, C., Gao, S., Li, Y., Liang, C., Ji, R., Hall, K., Cao, J., Ma, F., Wu, Y., Ying, P., Zhang, Y., Sun, S., Unverzagt, F., Slemenda, C., & Hendrie, H. (2000). Trace element levels in drinking water and cognitive function among elderly Chinese - PubMed. <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/10791564/>

Faghihi, M., Sukhodub, A., Jovanovic, S., & Jovanovic, A. (2008). Mg²⁺ protects adult beating cardiomyocytes against ischaemia. International Journal of Molecular Medicine, 21(1), 69. <https://doi.org/10.3892/ijmm.21.1.69>

FNB. (2012). Dietary Reference Intakes for Calcium and Vitamin D. <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK56061/#ch3.s1>

Gobierno de Chile. (2025). Desaladora abastecerá 100% de Antofagasta con agua del mar - Gob.cl. <https://www.gob.cl/noticias/ampliacion-desaladora-antofagasta-mejillones-abastecimiento-agua-mar/>

Health Canada. (2020). Guidelines for Canadian Drinking Water Quality Summary Table Federal-Provincial-Territorial Committee on Drinking Water of the Federal-Provincial-Territorial Committee on Health and the Environment. <https://www.canada.ca/en/health-canada/services/environmental-workplace-health/reports-publications/water-quality.html>

Hernández-Suárez, M. (2009). Guía para la remineralización de las aguas desalinizadas.

Huang Y, Wang J, Tan Y, Wang L, Lin H, Lan L, Xiong Y, Huang W, Shu W. (2018). Low-mineral direct drinking water in school may retard height growth and increase dental caries in schoolchildren in China. Environ Int.;115:104-109. doi: 10.1016/j.envint.2018.02.021. PMID: 29554484.

Ignatov, I., Gluhchev, G., & Ignatov, A. I. (2024). DESALINATION OF SEAWATER. OSMOTIC PROCESS FOR "BLUE ENERGY" AND ESTIMATION FOR DESALINATION. Ukrainian Journal of Physics, 69(12), 905–912. <https://doi.org/10.15407/ujpe69.12.905>

INN. (2004). NCh409/2:2004. Norma chilena oficial: Agua potable-Parte 2-Muestreo.

INN. (2005). NCh409/1.Of2005. Norma chilena oficial: Agua potable-Parte 1-Requisitos.

Jiang L, Tu Y, Li X, Li H. (2018). Application of reverse osmosis in purifying drinking water. 2018 4th International Conference on Energy Materials and Environment Engineering. Mostafa M (ed): ICEMEE, Kuala Lumpur, Malaysia.

Johnson, Agbasi., Ahmad Alkasimi, Ahmad F. Turki, Sani I. Abba, Mohd Yawar Ali Khan, & Johnbosco C. Egbueri. (2025). Reimagining water quality assessment: a nutritional indexing perspective for drinking water resources management. International Journal of Environmental Analytical Chemistry. <https://doi.org/10.1080/03067319.2025.2482187>

Kamalapriya, V., Mani, R., Venkatesh, V., Kunhikannan, S. & Ganesh, V. S. (2023). The role of low mineral water consumption in reducing the mineral density of bones and teeth: A narrative review. Cureus 15(11), e49119. <https://doi.org/10.7759/cureus.49119>

Knéset. (1959). La Ley de Agua de 1959.

Kousa, A., Havulinna, A. S., Moltchanova, E., Taskinen, O., Nikkarinen, M., Eriksson, J., & Karvonen, M. (2006). Calcium:Magnesium Ratio in Local Groundwater and Incidence of Acute Myocardial Infarction among Males in Rural Finland. Environmental Health Perspectives, 114(5), 730. <https://doi.org/10.1289/EHP.8438>

Kuo, H. W., Chen, P. S., Ho, S. C., Wang, L. Y., & Yang, C. Y. (2010). Trihalomethanes in drinking water and the risk of death from rectal cancer: Does hardness in drinking water matter? Journal of Toxicology and Environmental Health - Part A: Current Issues, 73(12), 807–818. <https://doi.org/10.1080/15287391003689267>

Lesimple, A., Ahmed, F. E., & Hilal, N. (2020). Remineralization of desalinated water: Methods and environmental impact. In Desalination (Vol. 496). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2020.114692>

Lewis, Joshua., Zhu, Kun., Prince, Richard. (2012). Adverse events from calcium supplementation: Relationship to errors in myocardial infarction self-reporting in randomized controlled trials of calcium supplementation, Journal of Bone and Mineral Research, Volume 27, Issue 3, Pages 719–722, <https://doi.org/10.1002/jbmr.1484>

Ministerio de Salud de Israel. (2013). Reglamento de Salud Pública (Calidad Sanitaria del Agua Potable e. https://www.nevo.co.il/law_html/law00/125912.htm

MINSAL. (1969). Decreto 735 19-DIC-1969 MINISTERIO DE SALUD PÚBLICA - Biblioteca del Congreso Nacional. <https://bcn.cl/2mxco>

Mirzazadeh, M., Nouran, M. G., Richards, K. A., & Zare, M. (2012). Effects of drinking water quality on urinary parameters in men with and without urinary tract stones. *Urology*, 79(3), 501–507. <https://doi.org/10.1016/j.urology.2011.10.025>

MOP. (2019). Mapa Hidroquímico de Chile. <https://repositoriodirplan.mop.gob.cl/biblioteca/handle/20.500.12140/32702>

MOP. (2020). Atlas Calidad del Agua - Chile 2020. <https://repositoriodirplan.mop.gob.cl/biblioteca/handle/20.500.12140/32628>

Neira, M. (2006). Dureza en aguas de consumo humano y uso industrial, impactos y medidas de mitigación. Estudio de caso: Chile.

Nielsen, F. H., Milne, D. B., Klevay, L. M., Gallagher, S., & Johnson, L. A. (2007). Dietary magnesium deficiency induces heart rhythm changes, impairs glucose tolerance, and decreases serum cholesterol in post menopausal women. *Journal of the American College of Nutrition*, 26(2), 121–132. <https://doi.org/10.1080/07315724.2007.10719593>;WEBSITE:WEBSITE:TFOPB;PAGEGROUP:STRING:PUBLICACION

OMS. (2005). Nutrients in Drinking Water Water, Sanitation and Health Protection and the Human Environment World Health Organization Geneva WHO Library Cataloguing-in-Publication Data Nutrients in drinking water.

OMS. (2009). Calcium and magnesium in drinking-water : public significance. World Health Organization.

OMS. (2018). Guías para la calidad del agua de consumo humano. Cuarta edición que incorpora la primera adenda. <http://apps.who.int/>

OMS. (2020). A global overview of national regulations and standards for drinking-water quality Second edition.

Proquímica (2019). Análisis Químico Planta desalinizadora Playa La Ballena, 100 m³/día.

Proquímica (2020). Análisis Químico Planta desalinizadora Playa La Ballena, 100 m³/día.

Reeves, P. G., & Chaney, R. L. (2001). Mineral status of female rats affects the absorption and organ distribution of dietary cadmium derived from edible sunflower kernels (*Helianthus annuus* L.). *Environmental Research*, 85(3), 215–225. <https://doi.org/10.1006/enrs.2000.4236>

Reeves, P. G., & Chaney, R. L. (2002). Nutritional status affects the absorption and whole-body and organ retention of cadmium in rats fed rice-based diets. *Environmental Science and Technology*, 36(12), 2684–2692. <https://doi.org/10.1021/ES0158307>

Romasz, R., Lemmo, E., & Evans, J. (1977). Diet calcium, sex and age influences on tissue mineralization and cholesterol in rats. *Trace Substances in Environmental Health Conference*, 11.

Rosborg, I. (2015). Drinking Water Minerals and Mineral Balance.

Rosborg, I., & Kozisek, F. (2019). Drinking Water Minerals and Mineral Balance.

Rylander, R., & Bullarbo, M. (2015). [304-POS]: Use of oral magnesium to prevent gestational hypertension. *Pregnancy Hypertension: An International Journal of Women's Cardiovascular Health*, 5(1), 150. <https://doi.org/10.1016/J.PREGHY.2014.10.310>

Schroeder, HA. (1966). Municipal drinking water and cardiovascular death rates. *JAMA*.

SIIS. (2021). Estudio de la norma NCh 409/1: Agua potable – Requisitos. Estándares internacionales símiles, cuantificación de parámetros nuevos o modificados, y factibilidad de remoción en PTAP existentes". Informe final: diciembre de 2021.

SISS. (2025). Calidad del agua potable. Fiscalización. <https://www.siss.gob.cl/586/w3-propertyvalue-6405.html>

Soriano-Pérez, Luis., Aranda-Rivera, Ana Karina., Cruz-Gregorio, Alfredo., Pedraza-Chaverri, José. (2022). Magnesium and type 2 diabetes mellitus: Clinical and molecular mechanisms, Health Sciences Review, Volume 4, 100043, ISSN 2772-6320. <https://doi.org/10.1016/j.hsr.2022.100043>.

Thippeswamy, H. M., Shanbhog, R., Kumar, M. N., Prashanth, S. N., & Smitha, P. (2025). Comparison of serum calcium, magnesium, phosphate, alkaline phosphatase, and vitamin D levels in children consuming reverse osmosis, non reverse osmosis, and high fluoride drinking water. Scientific Reports, 15(1), 10689. <https://doi.org/10.1038/S41598-025-94758-9>

Verd. S., Domínguez Sánchez, J. , González Quintial, M. , Vidal Mas, M. , Mariano Soler, A. C. , de Roque Company, C. , & Sevilla Marcos, J. M. (1992). Association between calcium content of drinking water and fractures in children. Anales Espanoles de Pediatría. <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/1482016/>

Verma, K. C., & Kushwaha, A. S. (2014). Demineralization of drinking water: Is it prudent? Medical Journal Armed Forces India, 70(4), 377–379. <https://doi.org/10.1016/J.MJAFI.2013.11.011>

Wang, X.-N., Liu, Y., Pan, X.-H., Han, J.-X., & Hao, J. (2016). Parameters for Seawater Reverse Osmosis Product Water: A Review. <https://doi.org/10.1007/s12403-016-0232-8>

Wilhelmsson, P. (1997). Healthier life, with the right food + vitamins and minerals. ICA Bokförlag, 7009.

Yang, C., Chiu, H., Cheng, M., Tsai, S., & Tseng, Y. (1999, June). Magnesium in drinking water and the risk of death from diabetes mellitus - PubMed. Magnesium Research. <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/10423708/>

Yang, C. Y., Chiu, H. F., Cheng, M. F., Hsu, T. Y., Cheng, M. F., & Wu, T. N. (2000). Calcium and magnesium in drinking water and the risk of death from breast cancer. <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/10914689/>

Yang, C. Y., Chiu, H. F., Cheng, M. F., Tsai, S. S., Hung, C. F., & Lin, M. C. (1999). Esophageal cancer mortality and total hardness levels in Taiwan's drinking water. Environmental Research, 81(4), 302–308. <https://doi.org/10.1006/enrs.1999.3991>

Yang, C. Y., Chiu, H. F., Tsai, S. S., Cheng, M. F., Lin, M. C., & Sung, F. C. (2000). Calcium and magnesium in drinking water and risk of death from prostate cancer. Journal of Toxicology and Environmental Health - Part A, 60(1), 17–26. <https://doi.org/10.1080/09841000156565>

Yang, C. Y., & Hung, C. F. (1998). Colon cancer mortality and total hardness levels in Taiwan's drinking water. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 35(1), 148–151. <https://doi.org/10.1007/S002449900362>,

Yang, C. Y., Tsai, S. S., Lai, T. C., Hung, C. F., & Chiu, H. F. (1999). Rectal Cancer Mortality and Total Hardness Levels in Taiwan's Drinking Water. Environmental Research, 80(4), 311–316. <https://doi.org/10.1006/ENRS.1998.3921>

Yermiyahu, U., Tal, A., Ben-Gal, A., Bar-Tal, A., Tarchitzky, J., & Lahav, O. (2007). Rethinking desalinated water quality and agriculture. Science, 318(5852), 920–921. <https://doi.org/10.1126/SCIENCE.1146339>

CAPÍTULO 9. RECOMENDACIONES

DIRECTEMAR. (2021). Guía para la evaluación ambiental de proyectos industriales de desalación en jurisdicción de la Autoridad Marítima.

Eke, J., Yusuf, A., Giwa, A., & Sodiq, A. (2020). The global status of desalination: An assessment of current desalination technologies, plants and capacity. *Desalination*, 495, 114633. doi:10.1016/j.desal.2020.114633

SHOA (2023). Especificaciones Técnicas para mediciones y análisis oceanográficos. Pub. 3201. 5^a Ed.



Propuestas para guía de evaluación de impactos de plantas desalinizadoras por osmosis inversa

metodologías y análisis

ANEXOS

Preparado por:
Equipo ANID IDEA ID23I10336

Valparaíso, 2025



TABLA DE CONTENIDOS

ANEXO A CAPÍTULO 4	3
A.1 DATOS DE INVENTARIO	3
A.2 REFERENCIAS ANEXO A	6
ANEXO B CAPÍTULO 6	7
B.1 CASO DE ESTUDIO DEL ERIZO Y EL LOCO	7
B.2 EFECTO SOBRE LA CAPACIDAD DE NADO LARVAL	10
B.3 CONCLUSIÓN	14
B.4 REFERENCIAS ANEXO B	15
ANEXO C: CAPÍTULO 7	16
C.1 INTRODUCCIÓN – DESCRIPCIÓN Y RELEVANCIA DE LAS COMUNAS EN ESTUDIO	16
C.2 METODOLOGIA	18
C.3 RESULTADOS PRINCIPALES	21
C.4 REFERENCIAS ANEXO C	26
ANEXO D: CAPITULO 8	27
D.1 CONSUMO DE AGUA E INGESTA NUTRICIONAL SEGÚN EDAD	27
D.2 EFECTOS DE LA DEFICIENCIA DE MAGNESIO EN EL CUERPO HUMANO	27
D.3 COMPOSICIÓN QUÍMICA PROMEDIO DEL AGUA DE MAR	28
D.4 ESTÁNDARES PRIORITARIOS PARA AGUA DESALINIZADA	28
D.5 COMPOSICIÓN MEDIA DEL AGUA DESALADA EN PLANTAS EN OPERACIÓN	31
D.6 PARÁMETROS DE OPERACIÓN DE LA PLANTA DESALINIZADORA DE LA BALLENA	32
D.7 COMPARACIÓN DE NORMATIVAS DE CALIDAD DEL AGUA POTABLE	32
D.8 REFERENCIAS ANEXO D	36

ANEXO A CAPÍTULO 4

A.1 DATOS DE INVENTARIO

El inventario de análisis de ciclo de vida está construido en base a la unidad funcional de 1 m³ de agua producto (potable, de uso agrícola o de uso industrial, dependiendo del caso), por lo tanto, todos los valores se hacen en esa referencia. El inventario se dividirá en 3 categorías: electricidad, materiales y químicos.

- Electricidad:** Representa a la energía eléctrica necesaria para operar la planta de osmosis inversa y producir 1 metro cubico de agua producto (potable, de uso agrícola o de uso industrial, dependiendo del caso). Se mide en kwh/m^3 . Para el caso base se utiliza 4.622 kwh/m^3 . Para la matriz de generación eléctrica, se utilizaron los datos del 2023 (obtenida desde el sitio web de Energía Abierta con datos de diciembre 2023, recuperados el 5 de mayo del 2025). Para el caso 2050 se utilizó una proyección de la matriz de generación en el año 2050 (realizada por PELP, ministerio de energía, extraído el año 2024). Se considero un factor de 8% en la generación eléctrica para considerar las perdidas por transmisión. Considerar que para este estudio, no se consideró el impacto del almacenamiento de electricidad.

Tabla A-1. Composición matriz de generación eléctrica 2023, con datos de [Energía Abierta](#), extraido año 2025

Fuente de energía	Porcentaje de participación
Solar fotovoltaica	19.9%
Gas natural	18.3%
Carbón	17.2%
Hidráulica embalse	16.1%
Hidráulica pasada	12.5%
Eólica	11.6%
Biomasa	2.6%
Petróleo	1.1%
Geotermia	0.5%
Solar CSP	0.2%
Solar fotovoltaica	19.9%

Tabla A-2. Composición matriz de generación eléctrica 2050, con datos de PELP. Obtenidas de ministerio de energía, (2024).

Fuente de energía	Porcentaje de participación
Geotermia	0.20%
Biocombustible	1.00%
Hidro embalse	2.40%
Hidro pasada	4.90%
Gas natural	0.90%
Solar CSP	17.20%
Solar fotovoltaica	36.10%
Eólica	33.50%
Petróleo	0.60%
Almacenamiento	3.10%

2. **Materiales:** Los materiales representan a las membranas utilizadas en el modelo, en este caso son dos, ultrafiltración y osmosis inversa. Se utilizo la ultrafiltración como método de pretratamiento dado sus eficiencias y su uso en proyectos actuales. Los modelos exactos de las membranas son los disponibles en la base de datos de Ecoinvent, en el caso de la ultrafiltración se utiliza PALL UNA-620, que tiene características muy similares a integraPac IPD-51 utilizado por WAVE. En el caso de la membrana de osmosis inversa se utiliza SW30XLE-440i de Ecolvent y en WAVE se utilizó SW30XLE-400, la diferencia entre ambas es principalmente el tamaño. Para la construcción del inventario, la membrana de ultrafiltración se utiliza un formato que hace referencia a la cantidad de membranas necesarias para producir 1 m^3 de agua producto, en este caso el valor es $2.51 * 10^{-5}$ membrana/ m^3 . Para la membrana de osmosis inversa se utiliza cantidad de m^2 de membrana necesarios para producir 1 m^3 de agua producto, llegando al valor de $8.3 * 10^{-4}$ m^2/m^3 .
3. **Químicos:** Esta categoría considera todos los químicos utilizados en cada etapa del proceso de osmosis inversa evaluado, estas son: pretratamiento, mineralización, potabilización (cuando aplica) y limpieza (CEB+CIP). Para todos los químicos se utilizará la unidad de g/m^3 , que corresponde a gramos por cada m^3 de agua producto. Los químicos utilizados en esta etapa se calcularon utilizando bibliografía ([Voutchkov, 2013; Carrasco, 2024](#)) En caso de que ese mismo químico no se encuentre en Ecoinvent, se buscó un reemplazo lo más cercano posible en términos de función.

Tabla A-3. Químicos de pretratamiento para el caso base

Químico literatura	Químico Ecoinvent	Cantidad g/m^3	Dosificación
Ácido sulfúrico	Ácido sulfúrico	0.84	1 por semana, 5 horas
Hipoclorito de sodio	Hipoclorito de sodio	0.14	Cada 48 horas, por 5 horas
Antiinrustante	Antiinrustante	11	Diaria, 6 horas
Hexametafosfato de sodio	Sulfito de sodio	1.67	Continua

Químicos de limpieza: corresponden a CEB, que significa chemically enhanced backwashing o retro lavado químico en español y también a CIP, que significa clean in place o limpieza en

el lugar. Ambos necesarios para poder mantener porcentajes de eficiencia y también el estado de los equipos utilizados. Las limpiezas CEB, se realizan de manera diaria, con duraciones de 25 minutos ([Voutchkov,2013](#)) y las limpiezas CIP, cada tres meses durante 45 minutos ([Voutchkov,2013](#)).

Tabla A-4. Químicos de limpieza CEB y CIP

Químico	Cantidad g/m ³
Ácido cítrico (CIP)	1.52
Hidróxido de sodio (CIP)	0.10
Hipoclorito de Sodio (CIP)	0.18
Hipoclorito de Sodio (CEB)	1.62
Ácido clorhídrico (CIP)	0.12
Ácido clorhídrico (CEB)	6.11

Químicos de mineralización: Para que el agua desalinizada sea apta para el consumo humano (o alguno de los otros dos acondicionamientos evaluados), esta debe someterse a un acondicionamiento adecuado. No todas las plantas de osmosis inversa añaden magnesio, pero para este estudio se consideró para alcanzar valore más altos de dureza.

Tabla A-5. Químicos de mineralización

Químico	Cantidad g/m ³	Uso
Carbonato de calcio	67	Añadir dureza
Sulfato de magnesio	53.37	Concentración de magnesio
Dióxido de Carbono	29.5	Ajustar pH

Químicos de potabilización: Adicional a los químicos de mineralización que se encuentran en la tabla previa, también hay que añadir un desinfectante y un agente que pueda agregarle flúor al agua.

Tabla A-6. Químicos de potabilización

Químico	Cantidad g/m ³	Uso
Fluoruro de Sodio	0.8	Añadir flúor
Hipoclorito de sodio	1.1	Desinfectante

Casos particulares: Hay 3 casos particulares que se evaluaron, uno de ellos es cambiar el origen del agua de mar y los otros dos corresponden a cambiar el acondicionamiento.

Agua de región de Atacama: Dado que el agua de mar proviene de otro lugar posee otras características, los químicos de pretratamiento y de limpieza son distintos.

Tabla A-7. Químicos de pretratamiento para caso agua de mar proveniente de región de Atacama

Químicos pretratamiento	Cantidad g/m ³	Dosificación
Ácido sulfúrico	0.60	1 por semana, 5 horas
Hipoclorito de sodio	0.14	Cada 48 horas, por 5 horas
Antiincrustante	11	Diaria, 6 horas
Sulfito de sodio	1.67	Continua

Tabla A-8. Químicos de limpieza para caso agua de mar proveniente de región de Atacama

Químico	Cantidad g/m ³
Ácido cítrico (CIP)	1.52
Hidróxido de Sodio (CIP)	0.15
Hipoclorito de Sodio (CIP)	1.62
Hipoclorito de Sodio (CEB)	0.18
Ácido clorhídrico (CIP)	0.12
Ácido clorhídrico (CEB)	6.18

Acondicionamientos: Los acondicionamientos son dos casos, uno de ellos es el caso agrícola y el otro el caso industrial, para ambos casos no se considera la potabilización y hay algunos cambios en la mineralización.

Tabla A-9. Químicos de acondicionamiento agrícola

Caso agrícola	Cantidad g/m ³	Uso
Carbonato de calcio	102	Añadir dureza
Dióxido de Carbono	4. 88	Ajustar pH

Tabla A-10. Químicos de acondicionamiento industrial

Caso industrial	Cantidad g/m ³	Uso
Carbonato de calcio	57	Añadir dureza
Dióxido de Carbono	25.08	Ajustar pH

A.2 REFERENCIAS ANEXO A

Carrasco Muñoz, C. (2024) Análisis cuantitativo de consumo de energía y materiales de plantas desalinizadoras de agua de mar mediante ósmosis inversa. Repositorio USM. <https://repositorio.usm.cl/entities/tesis/8653d95a-20b3-4303-ac74-a4597a6e1a16>

Energía Abierta. (s.f). Evolución de la generación bruta. Recuperado el 5 de mayo de 2025 de <http://energiaabierta.cl/visualizaciones/evolucion-generacion-bruta/>

Ministerio de Energía de Chile. (2024). ERNC y otro récord: Generación eléctrica en base a este tipo de energía llegó al 41% en lo que va de 2024. Ministerio de Energía. Recuperado en 2025 de <https://energia.gob.cl/noticias/nacional/ernc-y-otro-record-generacion-electrica-en-base-este-tipo-de-energia-llego-al-41-en-lo-que-va-de-2024>

Voutchkov, N. (2013). Desalination Engineering: Planning and Design. McGraw-Hill

ANEXO B CAPÍTULO 6

B.1 CASO DE ESTUDIO DEL ERIZO Y EL LOCO

El caso de estudio se orienta a evaluar el efecto de la salmuera de descarte de dos plantas sobre larvas de loco (*C. concholepas*) y erizo rojo (*L. albus*). En el caso de la planta de Quintay, los estudios fueron realizados durante una campaña, mientras que para la planta de la Ligua, los estudios fueron realizados en dos campañas. Además, en este estudio se puso a prueba una nueva metodología para determinar los efectos de la descarga de salmuera sobre el movimiento larval. Para esto último, se utilizaron solamente las larvas expuestas al agua de descarte de la planta de Quintay.

Primera campaña

La sobrevivencia de las larvas de *C. concholepas* se vio significativamente afectada (sin signos de movimiento) cuando fueron expuestas por 6 h al el agua de descarte de Quintay, llegando a un 100% desde los 15 PSU (Tabla B-1). Sin embargo, el período de recuperación, mostró que el agua de descarte afectó de manera importante la sobrevivencia desde los 10 PSU (Tabla B-1).

Tabla B-1. Sobrevivencia (actividad de nado) larval (%) de larvas veliger de *Concholepas concholepas* expuestas a agua de descarte de planta de Quintay con distinta salinidad, durante el período de 6 h de exposición y período de 12 h de recuperación. 35 corresponde a agua de mar con salinidad natural (control natural).

Salinidad (PSU)	Sobrevivencia (%)	
	T6	T12
1.2	0	0
5	0	24
10	0	86
15	0	97
20	100	100
25	100	100
30	100	100
35	100	100

El agua de descarte de Quintay, afectó la sobrevivencia de las larvas *equinopluteus* de *L. albus*, llegando a un 0% de la actividad de nado larval desde los 10 PSU y sin mostrar signos de recuperación (Tabla B-2). Resultados muy similares a los registrados con larvas *equinopluteus*, fueron observados cuando se expusieron larvas prismas de *L. albus* a agua de descarte de Quintay (Tabla B-3). Estas larvas presentaron 0% de actividad de nado larval desde los 15 PSU, pero el período de recuperación mostró que los efectos letales ocurrieron desde los 10 PSU con un 100% de mortalidad (Tabla B-3).

Tabla B-2. Sobrevida (actividad de nado) larval (%) de larvas equinopluteus de *Loxechinus albus* expuestas a agua de descarte de la planta Quintay con distinta salinidad, durante el período de 6 h de exposición y periodo de 12 h de recuperación. 35 corresponde a agua de mar con salinidad natural (control natural).

Salinidad (PSU)	Sobrevida (%)	
	T6	T12
1.2	0	0
5	0	0
10	0	0
15	87	100
20	100	100
25	100	100
30	100	100
35	100	100

Tabla B-3. Sobrevida (actividad de nado) larval (%) de larvas prisma de *Loxechinus albus* expuestas a agua de descarte de la planta Quintay con distinta salinidad, durante el período de 6 h de exposición y período de 12 h de recuperación. 35 corresponde a agua de mar con salinidad natural (control natural).

Salinidad (PSU)	Sobrevida (%)	
	T6	T12
1.2	0	0
5	0	0
10	0	0
15	0	99
20	100	100
25	100	100
30	100	100
35	100	100

El agua de descarte de la planta la Ligua no afectó significativamente la sobrevida de las larvas veliger de *Concholepas concholepas* al final del período de exposición (6 h) y esta condición no cambió luego del período de recuperación (Tabla B-4). Por otro lado, los valores más alto de salinidad del agua de descarte de la ligua afectaron la condición de las larvas prisma de *L. albus*, pero estos efectos no fueron letales, ya que luego del período de recuperación, las larvas mostraron claros signos de recuperación (Tabla B-5).

Tabla B-4. Sobrevivencia (actividad de nado) larval (%) de larvas veliger de *Concholepas concholepas* expuestas a agua de descarte de planta de planta la Ligua con distinta salinidad, durante el período de 6 h de exposición y período de 12 h de recuperación. 35N corresponde a agua de mar con salinidad natural (control natural) y 35R es agua reconstituida con salinidad natural (control reconstituido).

Salinidad (PSU)	Sobrevivencia (%)	
	T6	T12
35N	100	100
35R	100	100
40	100	98
45	100	100
50	100	100
54	100	100

Tabla B-5. Actividad de nado larval (%) en larvas prisma de *Loxechinus albus* expuestas a agua de descarte de planta de planta la Ligua con distinta salinidad, durante el período de 6 h de exposición y período de 12 h de recuperación. 35N corresponde a agua de mar con salinidad natural (control natural) y 35R es agua reconstituida con salinidad natural (control reconstituido).

Salinidad (PSU)	Sobrevivencia (%)	
	T6	T12
35N	100	100
35R	100	100
40	100	100
45	92	98
50	100	100
54	68	100

Segunda campaña

Los experimentos mostraron que el agua de descarte de la planta la Ligua no afectó la sobrevivencia de las larvas veliger de *C. concholepas* al final del período de exposición (6 h) y condición se mantuvo después del período de recuperación (12 h) (Tabla B-6). Por otro lado, los experimentos los valores más altos de salinidad del agua de descarte de la ligua afectaron la condición de las larvas prisma de *L. albus*, pero estos efectos no fueron letales, ya que luego del período de recuperación, las larvas mostraron claros signos de recuperación (Tabla B-7).

Tabla B-6. Sobrevivencia (actividad de nado) larval (%) de larvas veliger de *Concholepas concholepas* expuestas a agua de descarte de planta la Ligua con distinta salinidad, durante el período de 6 h de exposición y período de 12 h de recuperación. 35 corresponde a agua de mar con salinidad natural (control natural).

Salinidad (PSU)	Sobrevivencia (%)	
	T6	T12
35N	100	100
35R	100	100
40	100	100
45	98	100
50	100	100
54	100	100

Tabla B-7. Actividad de nado larval (%) en larvas prisma de *Loxechinus albus* expuestas a agua de descarte de planta de planta la Ligua con distinta salinidad, durante el período de 6 h de exposición y período de 12 h de recuperación. 35N corresponde a agua de mar con salinidad natural (control natural) y 35R es agua reconstituida con salinidad natural (control reconstituido).

Salinidad (PSU)	Sobrevivencia (%)	
	T6	T12
35N	100	100
35R	97	100
40	98	100
45	90	95
50	100	100
54	75	98

B.2 EFECTO SOBRE LA CAPACIDAD DE NADO LARVAL

La velocidad de nado de las larvas veliger de *C. concholepas* expuestas a aguas de descarte de la planta de Quintay no fue afectado después de una exposición de 6h, pero durante el período de recuperación su velocidad disminuyó con la disminución de la salinidad (Figura B-1). El desplazamiento total fue negativamente afectado por la disminución en la salinidad durante el período de exposición y esta condición se mantuvo durante el período de recuperación (Figura B-2). El índice de desplazamiento no fue afectado por la disminución de salinidad durante el período de exposición, pero disminuyó con la salinidad después del período de recuperación (Figura B-3).

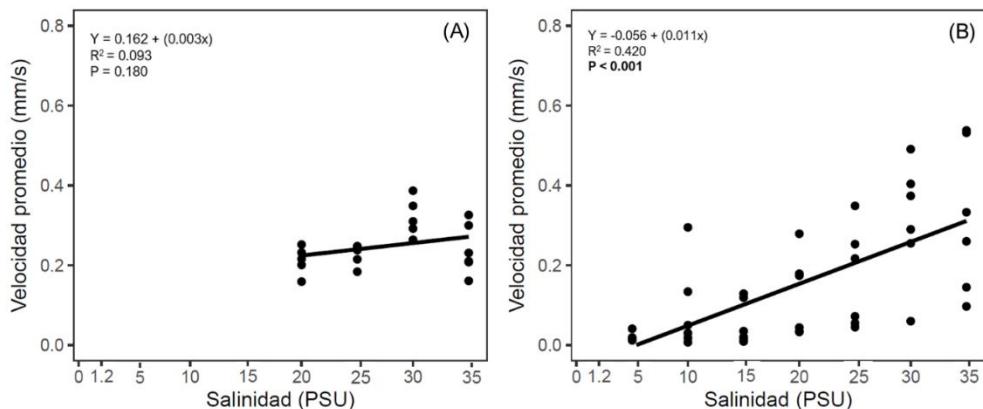


Figura B-1. Velocidad de nado de larvas veliger de *Concholepas concholepas* expuestas a agua de descarte de la planta de Quintay con distinta salinidad, durante el período de 6 h de exposición (A) y período de 12 h de recuperación (B). Se adjuntan los valores resultantes de la regresión lineal.

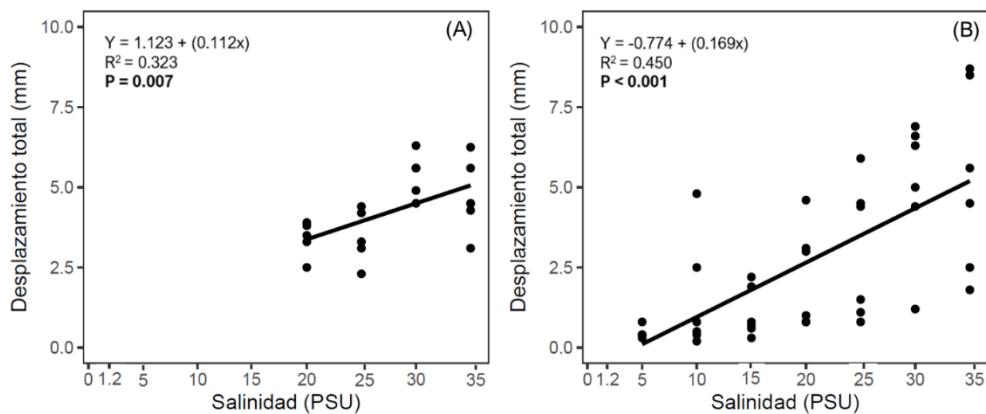


Figura B-2. Desplazamiento de larvas veliger de *Concholepas concholepas* expuestas a agua de descarte de la planta de Quintay con distinta salinidad, durante el período de 6 h de exposición (A) y período de 12 h. de recuperación (B). Se adjuntan los valores resultantes de la regresión lineal.

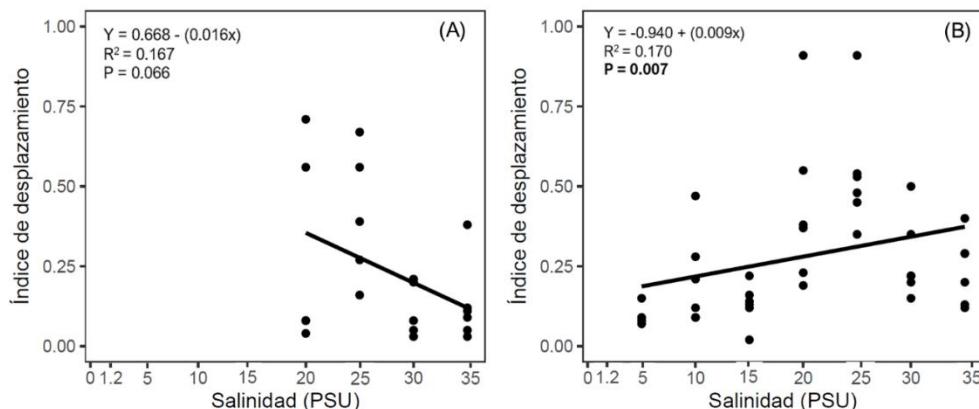


Figura B-3. Índice de desplazamiento de larvas veliger de *Concholepas concholepas* expuestas a agua de descarte de la planta de Quintay con distinta salinidad, durante el período de 6 h de exposición (A) y período de 12 h. de recuperación (B). Se adjuntan los valores resultantes de la regresión lineal.

La velocidad de nado y desplazamiento total de las larvas equinopluteus de *L. albus* expuestas a aguas de descarte de la planta de Quintay fueron negativamente afectadas por la disminución en la salinidad durante el período de exposición, pero esta condición no se mantuvo durante el período de recuperación (Figura B-4 y Figura B-5). El índice de desplazamiento no fue afectado por la disminución de la salinidad ni durante el período de exposición ni durante el período de recuperación (Figura B-6).

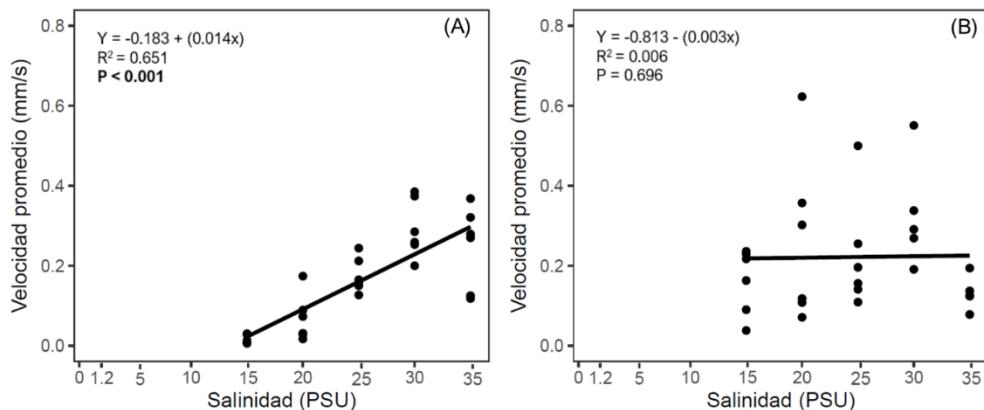


Figura B-4. Velocidad de nado de larvas equinopluteus de *Loxechinus albus* expuestas a agua de descarte de la planta de Quintay con distinta salinidad, durante el período de 6 h de exposición (A) y el período de 12 h de recuperación (B). Se adjuntan los valores resultantes de la regresión lineal.

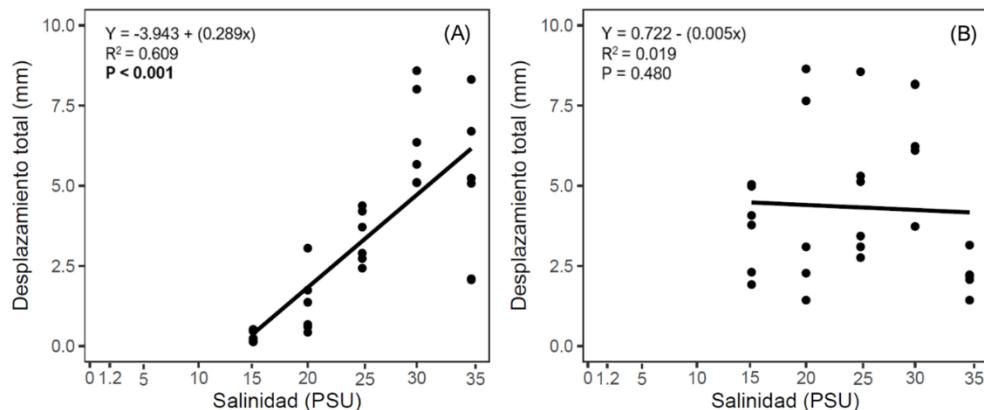


Figura B-5. Desplazamiento de larvas equinopluteus de *Loxechinus albus* expuestas a agua de descarte de la planta de Quintay con distinta salinidad, durante el período de 6 h de exposición (A) y el período de 12 h de recuperación (B). Se adjuntan los valores resultantes de la regresión lineal.

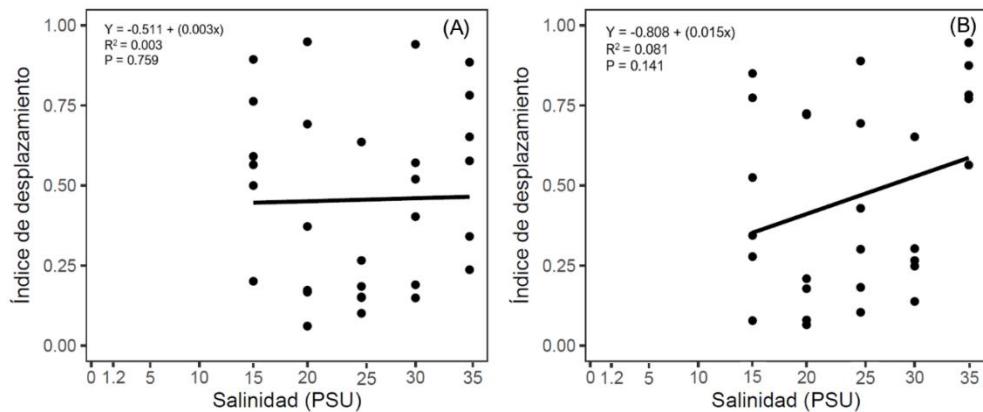


Figura B-6. Índice de desplazamiento de larvas equinopluteus de *Loxechinus albus* expuestas a agua de descarte de la planta de Quintay con distinta salinidad, durante el período de 6 h de exposición (A) y el período de 12 h de recuperación (B). Se adjuntan los valores resultantes de la regresión lineal.

La velocidad de nado, desplazamiento total e índice de desplazamiento de las larvas prisma de *L. albus* expuestas a aguas de descarte de la planta de Quintay no fueron afectadas por la disminución en la salinidad durante el período de exposición ni durante el período de recuperación (Figura B-7, Figura B-8 y Figura B-9).

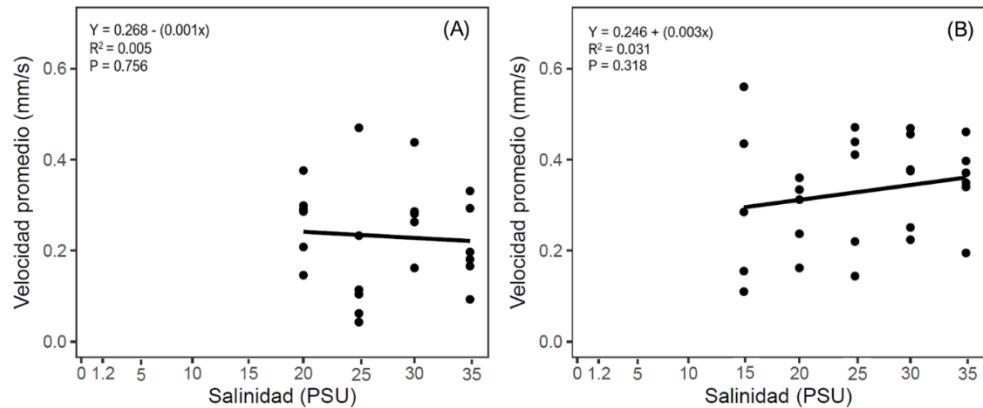


Figura B-7. Velocidad de larvas prisma de *Loxechinus albus* expuestas a agua de descarte de la planta de Quintay con distinta salinidad, durante el período de 6 h de exposición (A) y el período de 12 h de recuperación (B). Se adjuntan los valores resultantes de la regresión lineal.

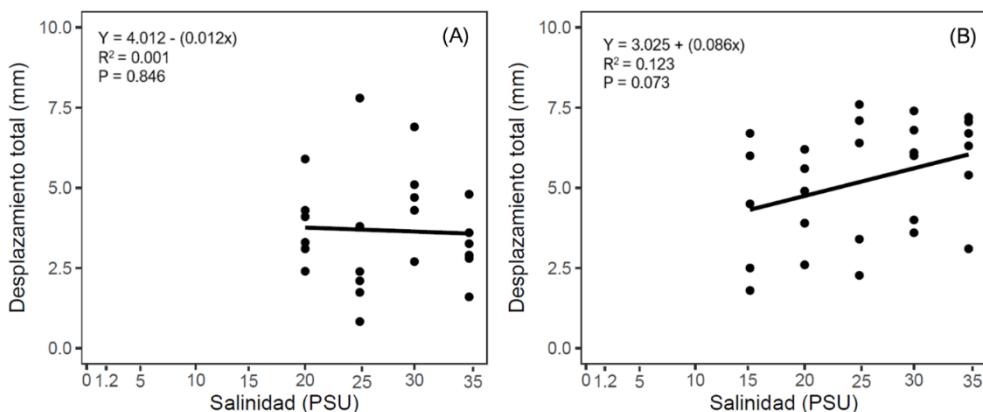


Figura B-8. Desplazamiento de larvas prisma de *Loxechinus albus* expuestas a agua de descarte de la planta de Quintay con distinta salinidad, durante el período de 6 h de exposición (A) y el período de 12 h de recuperación (B). Se adjuntan los valores resultantes de la regresión lineal.

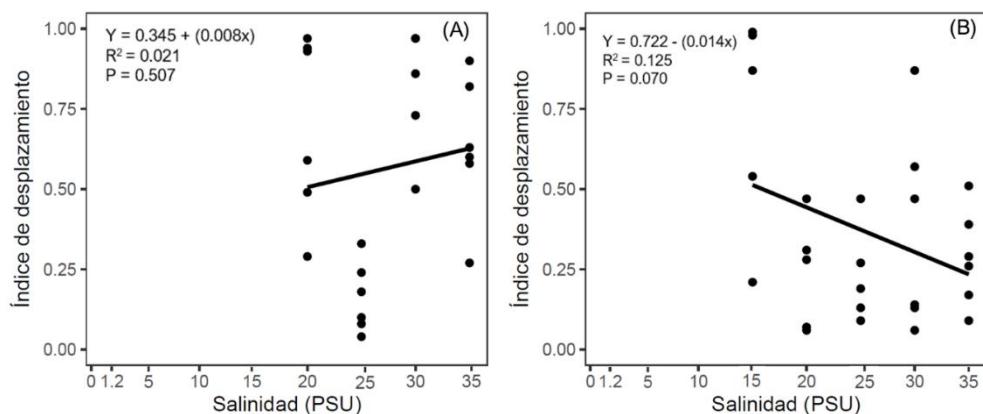


Figura B-9. Índice de desplazamiento de larvas prisma de *Loxechinus albus* expuestas a agua de descarte de la planta de Quintay con distinta salinidad, durante el período de 6 h de exposición (A) y el período de 12 h de recuperación (B). Se adjuntan los valores resultantes de la regresión lineal.

B.3 CONCLUSIÓN

Los resultados de este estudio mostraron que la exposición al agua de descarte de la planta la Ligua con altas salinidades por un período de 6 h, no afectaron la sobrevivencia de las larvas de *C. concholepas*. En el caso de *L. albus*, el agua de descarte de la planta la Ligua, los efectos sobre las larvas se registraron desde a los 54 PSU con el agua de la Ligua, afectando aproximadamente un 30% de las larvas, pero estos efectos fueron no letales.

Estos resultados muestran que las larvas pueden presentar tolerancia a valores altos de salinidad, como ha sido previamente mostrado, por ejemplo en estudios previos con *C. concholepas* y otras especies ([Manríquez et al 2024 a,b](#)). Además, las respuestas frente a los altos valores de salinidad son especie específicas, lo que sugiere que este tipo de estudios debería realizarse con diferentes grupos taxonómicos a fin de tener una mejor comprensión de los impactos de la salmuera de descarte de las plantas desaladoras.

Cuando las larvas fueron expuestas al agua de descarte de la planta de Quintay con bajos niveles de salinidad (< 35 PSU), la sobrevivencia de ambas especies se vio afectada, indicando que los impactos de las bajas salinidades pueden ser más relevante que las descargas de salmuera.

Cuando las larvas de *C. concholepas* fueron expuestas a aguas con baja salinidad, los efectos sobre el movimiento (solo de aquellas larvas que sobrevivieron) también fueron evidentes y no siempre se revirtieron después del período de recuperación.

Las larvas equinopluteus de *Loxechinus albus* (solo aquellas larvas que sobrevivieron) también fueron afectadas en su movimiento por aguas de descarte con baja salinidad, pero fueron revertidos durante el período de recuperación. Interesantemente, las larvas prisma de *L. albus* que sobrevivieron a las aguas de descarte con baja salinidad (planta Quintay) no fueron afectadas en su capacidad de movimiento. Estos resultados sugieren que los efectos no letales deben ser componentes importantes que evaluar en este tipo de estudios ya que estos impactos podrían afectar en el largo plazo la sobrevivencia y consecuentemente las poblaciones de estas especies.

B.4 REFERENCIAS ANEXO B

Manríquez P.H., González C.P., Abarca A., Jeno K., Jofré V., Astudillo O. & Aguilera V.M., 2024a. Behavioural and physiological responses of the surf clam *Mesodesma donacium* to brine discharges. *Science of the Total Environment*, 922: 171233.

Manríquez P.H., González C.P., Abarca A., Jeno K., Jofré V., Astudillo O. & Aguilera V.M., 2024b. Effects of brine discharges on newly hatched larvae of the rocky-shore keystone gastropod *Concholepas concholepas*. *Desalination*, 581: 117579.

ANEXO C: CAPÍTULO 7

C.1 INTRODUCCIÓN – DESCRIPCIÓN Y RELEVANCIA DE LAS COMUNAS EN ESTUDIO

Este estudio explora las percepciones de los actores locales relacionado a impactos ambientales, sociales y económicos en la adopción de tecnologías de desalinización a nivel comunitario en tres comunas costeras de Chile: La Ligua, Casablanca y Cobquecura (Tabla C-1). Además, analiza los instrumentos de planificación territorial existentes y explora las estrategias para la gestión del recurso hídrico a nivel comunal, identificando la existencia o no de la mención de tecnologías de desalinización. Los procesos de implementación se abordan desde un enfoque multidisciplinario desde la gestión ambiental, economía y la planificación territorial ([Al-Addous et al., 2024](#)). El estudio de caso aborda tres áreas claves: i) mención de la tecnología en los instrumentos de planificación territorial, ii) la percepción de los actores claves frente a proyectos de desalinización, iii) las percepciones de residentes y hogares a nivel de atributos y conocimiento sobre la desalinización.

Tabla C-1. Descripción de las comunas evaluadas. Fuentes: DGA (decretos desde 2010), PLADECOS Casablanca 2023, PLADECOS La Ligua 2019 y PLADECOS Cobquecura 2019.

Comuna	Región	Exposición a desalinización	Nivel de vulnerabilidad hídrica	Presiones socioeconómicas
La Ligua	Valparaíso	3 plantas de pequeña escala -operativas	4 decretos de escasez hídrica	Turismo, agrícola, agua rural
Casablanca	Valparaíso	1 planta de pequeña escala - operativa	2 decretos de escasez hídrica	Turismo, agrícola, vitivinícola
Cobquecura	Ñuble	1 planta - fase de planificación	1 decretos de escasez hídrica	Agricultura, pesca, turismo

Las tres comunas en estudio desde el año 2010 presentan una creciente escasez hídrica, adoptando la tecnología de desalinización en pequeña escala en zonas rurales costeras, que se han visto expuestas a presiones agrícolas, creciente aumento del turismo y presiones inmobiliarias. La Ligua, ubicada en la región de Valparaíso, una superficie de 1.163 km², 35.390 habitantes, 35% habita en zonas rurales ha enfrentado reiteradas situaciones de escasez hídrica agravadas por el crecimiento del turismo estacional y persistente crecimiento agrícola.

La comuna de Casablanca con una superficie de 952 km² con una población estimada de 30.212 habitantes, 30% habita en zonas rurales, también en la región de Valparaíso, destaca por su economía agrícola y vitivinícola de importancia internacional. La comuna ha visto una disminución sostenida de las precipitaciones, lo que ha generado una fuerte presión sobre los acuíferos y la infraestructura hídrica. La comuna presenta un creciente turismo estacional y presiones inmobiliarias debido a su ubicación cercana tanto a la ciudad de Santiago y Valparaíso.

La comuna de Cobquecura, en la región de Ñuble, una superficie de 570 Km², tiene una población de 5.687 habitantes donde cerca del 80% habita en zonas rurales. La economía depende de la pesca artesanal, el turismo y las actividades agro-forestales. Carece en gran parte de redes formales de agua potable y alcantarillado, dependiendo extensamente de camiones aljibes y pozos. La comuna se encuentra bajo un prolongado déficit hídrico, lo que ha motivado la exploración de tecnologías alternativas, actualmente se encuentra en planificación de una planta desalinizadora para la localidad de Totoral.

Las tres comunas en estudio se encuentran bajo distintos niveles de adopción de las tecnologías de desalinización, lo que hace un caso de estudio que permite contrastar, las percepciones, conocimiento y el nivel de inclusión de la tecnología en los instrumentos de planificación territorial. La aceptación de las tecnologías de desalinización depende de cómo los actores locales perciben sus beneficios y riesgos. Investigaciones recientes han identificado diversos factores que influyen en estas percepciones. [Torres et al. \(2023\)](#) destacan que la participación social y la transparencia en la planificación son esenciales para generar confianza en las comunidades en la aceptación social de infraestructura de desalinización. Los estudios de [Šteflová et al. \(2022\)](#) en Antofagasta revelan que la insatisfacción con la calidad del agua puede generar rechazo a las tecnologías desalinizadoras, lo que subraya la necesidad de estrategias de comunicación claras y de una gestión ambiental rigurosa.

En otros contextos, [Heck et al. \(2016\)](#) en Carlsbad, California, se ha observado que las expectativas de aumento en la disponibilidad de agua potable son un fuerte predictor de apoyo local, mientras que los temores sobre los impactos ambientales y sociales pueden limitarlo. Estos hallazgos refuerzan la importancia de incorporar mecanismos de participación comunitaria desde las etapas iniciales de planificación para abordar inquietudes y alinear las expectativas de los diversos grupos de interés. La gobernanza del agua juega un rol crucial en el éxito de las plantas desalinizadoras. [Al-Saidi et al. \(2023\)](#) enfatizan que uno de los mayores desafíos es la gestión de salmuera, que plantea problemas socio-técnicos significativos. A pesar de los avances tecnológicos, la falta de marcos regulatorios claros y la coordinación interinstitucional limitada dificultan la adopción sostenible de estas tecnologías en el mediano y largo plazo.

En el caso chileno, [Tinoco et al. \(2022\)](#) identifican brechas importantes en la capacidad institucional para implementar políticas de adaptación al cambio climático. Aunque existen planes y estrategias nacionales, la desconexión entre los niveles local, regional y nacional dificulta la adopción de soluciones tecnológicas a largo plazo ([Al-Saidi et al., 2023](#)). La complejidad inherente que representa la adaptación al cambio climático en la gestión del recurso hídrico exige una gobernanza multinivel para la adopción de tecnologías de desalinización de manera sostenible y para un horizonte de mediano y largo plazo.

Los instrumentos de planificación territorial pueden facilitar o restringir la implementación de tecnologías de desalinización. [Sola et al. \(2021\)](#) expresa que la integración de consideraciones ambientales y socioeconómicas en la planificación territorial es fundamental para superar las barreras que enfrentan estos proyectos. La revisión de documentos de planificación en diversos países muestra que los proyectos más exitosos suelen estar respaldados por evaluaciones de

impacto ambiental robustas y por procesos donde las tecnologías de desalinización son incluidas en el diseño de los instrumentos de planificación territorial que se realizan a partir de consulta pública (Lee & Jepson, 2021).

En el contexto chileno, los documentos de planificación comunal y regional ofrecen oportunidades para incorporar la desalinización como una estrategia clave en áreas con escasez hídrica (Sola et al., 2019). Sin embargo, la falta de mención específica en muchos de estos instrumentos puede generar incertidumbre sobre su viabilidad a largo plazo. Asegurar que las tecnologías de desalinización estén explícitamente consideradas dentro de los planes territoriales y alinearlas con los objetivos de desarrollo sostenible podría aumentar su aceptación y efectividad (De Pascali & Bagaini, 2019).

La literatura resalta la importancia de comprender y abordar las percepciones de los actores locales, fortalecer los marcos de gobernanza y mejorar la integración de las tecnologías de desalinización en la planificación territorial. Estas áreas interrelacionadas determinan en gran medida la aceptación social, la efectividad y la sostenibilidad de las plantas desalinizadoras. En el caso de Chile, los estudios previos sugieren que combinar enfoques participativos con marcos regulatorios y una planificación territorial inclusiva es clave para abordar los desafíos de la escasez hídrica y garantizar el éxito a largo plazo de las tecnologías de desalinización.

C.2 METODOLOGIA

El análisis de percepciones y condiciones territoriales en torno a la adopción de tecnologías de desalinización se estructuró en tres etapas metodológicas desarrolladas de forma progresiva durante el año 2024: (i) diagnóstico y planificación contextual (revisión y análisis de instrumentos de planificación territorial), (ii) trabajo territorial y levantamiento de percepciones, (iii) sistematización, validación e integración de resultados. El enfoque permitió combinar herramientas cuantitativas y cualitativas, facilitando una lectura integral y situada a cada territorio. Las etapas de investigación se desarrollaron a partir de 3 niveles de análisis y de caracterización de las unidades territoriales:

- (i) Diagnóstico y planificación contextual: incluyó revisión de instrumentos de planificación territorial, estado de vulnerabilidad hídrica por comuna, mención o no de la tecnología de desalinización y aspectos ambientales relacionadas a las tecnologías de gestión del recurso hídrico.
- (ii) Mapeo de Actores claves: se realizó trabajo en campo para la identificación de actores claves y el diseño de un instrumento encuesta en cuatro secciones: (i) datos demográficos, incluyendo lugar de residencia, edad, género, nivel de educación, rol en la comunidad y tiempo de residencia o empleo en la zona; (ii) percepciones sobre los impactos ambientales y socioeconómicos asociados a las plantas desalinizadoras; (iii) participación y conocimiento del proceso de desalinización; y (iv) una sección con dos preguntas en formato entrevista. Se identificaron 45 actores claves: La Ligua (17), Casablanca (14) y Cobquecura (14). Incluyeron representantes del sector público

(municipios, servicios sanitarios rurales), sector privado (pequeños empresarios turísticos y agrícolas) y organizaciones de la sociedad civil (juntas de vecinos, comités APR, colectivos ambientales). Este grupo posee alta incidencia en la planificación y toma de decisiones locales.

- (iii) Comparación de percepciones bajo distinto nivel de adopción de tecnologías: para explorar contrastes de percepciones se desarrolló un instrumento encuesta a nivel de hogares rurales para las comunas de Casablanca y Cobquecura. Se encuestaron 201 hogares en sectores rurales permitiendo una caracterización representativa de las percepciones ciudadanas. Las encuestas capturaron 96 variables vinculadas al perfil socioeconómico, acceso y uso del agua, confianza institucional y conocimiento sobre la desalinización.

Los tres niveles de análisis permitieron la codificación de respuestas cualitativas, análisis estadístico de variables y construcción de perfiles territoriales comparativos. Para el caso de las encuestas a nivel de hogares para Casablanca y Cobquecura se desarrollaron modelos de preferencias para evaluar atributos valorados en las tecnologías de desalinización (Tabla C-2). Se consultaron seis elecciones hipotéticas de agua desalada a cada consumidor por cuestionario, cada una contaba con tres alternativas contando el statu quo (SQ). El n mínimo se determinó con la siguiente ecuación ([Kanninen, 2002](#)):

$$N = 500 * \frac{NLEV}{NALT * NREP} \quad (1)$$

Donde NLEV corresponde al número más grande de niveles en cualquier atributo, siendo seis en este experimento de elección, NALT es la cantidad de alternativas por conjunto de elección considerando el SQ por lo que en este caso corresponde a tres, por último, NREP corresponde al número de elecciones que debe realizar el encuestado por encuesta, en este caso, seis, por ende, el n mínimo para este modelo de elección corresponde a 166.

Tabla C-2. Descripción de los atributos en el experimento de elección. Fuente: elaboración propia

Atributos	Niveles y descripción
Calidad del agua	Excelente, Buena, Regular. Evaluación integral basada en características organolépticas (sabor, olor, claridad del agua).
Impacto Ambiental	Tecnología A (alto impacto ambiental - métodos tradicionales con toma abierta y combustibles fósiles), Tecnología B (impacto moderado - captación subsuperficial, difusión salmuera, uso limitado químicos), Tecnología C (bajo impacto - tecnologías avanzadas de captación subterránea, ZLD, uso energía renovable y membranas avanzadas).
Administración del servicio sanitario	Administración privada (empresa privada gestiona totalmente el servicio), Administración público-privada (contrato de concesión, supervisión estatal), Administración comunitaria (gestionada por usuarios locales con enfoque en equidad).
Ubicación geográfica	En la propia comuna (<20 km), comuna vecina (<70 km), comuna distante (>100 km), evaluando percepción social de proximidad e impacto local.

Tamaño planta	Muy grande (>100.000 m³/día), grande (>50.000 m³/día), mediana (5.000 - 50.000 m³/día), pequeña (<5.000 m³/día), según dimensión física y capacidad productiva.
Precio	Rango en pesos chilenos por m³ (850, 1.400, 2.200, 3.000, 8.500, 17.000 CLP), reflejando costos actuales del mercado y percepciones sobre valor y calidad.

El instrumento encuesta para los actores locales consta de 24 preguntas semi-estructurada con enfoque mixto, compuesta por preguntas cerradas y abiertas, organizadas en torno a los siguientes ejes temáticos: caracterización sociodemográfica, percepción del recurso hídrico, percepciones sobre impacto ambiental y socioeconómico, Participación y conocimiento sobre desalinización y dos preguntas abiertas sobre apreciaciones generales de la tecnología de desalinización.

El levantamiento de información en hogares rurales para Casablanca y Cobquecura se realizó mediante una encuesta estructurada administrada presencialmente, diseñada en la plataforma QuestionPro. El instrumento fue concebido para recolectar datos cuantitativos sobre variables sociodemográficas, prácticas de uso del agua, percepción de servicios, conocimiento técnico y confianza institucional en contextos de estrés hídrico. La encuesta fue aplicada a una muestra de 201 hogares rurales en las comunas de Casablanca y Cobquecura durante el año 2024.

El cuestionario se estructuró en siete secciones temáticas:

- Caracterización del hogar (Sección A): incluyó variables como tipo de vivienda, número de pisos, cantidad de personas por hogar, años de residencia, ingreso promedio, nivel educacional y situación laboral. Esta sección permitió establecer perfiles socioeconómicos detallados de los hogares.
- Uso del agua y fuentes de abastecimiento (Sección B): investigó las fuentes de agua utilizadas (APR, camiones aljibe, pozos, etc.), frecuencia y formato de adquisición de agua embotellada, consumo mensual, y prácticas de ahorro.
- Calidad y continuidad del servicio de agua (Sección C): se evaluaron percepciones subjetivas sobre el sabor, color, turbidez y continuidad del suministro, así como la adecuación del precio respecto a la calidad del servicio, mediante escalas Likert del 1 al 5.
- Conocimiento técnico sobre desalinización (Sección D): Se incluyeron preguntas sobre procesos específicos (captación, pretratamiento, salmuera, tecnologías utilizadas), así como una autoevaluación del conocimiento y su relevancia percibida para la vida cotidiana.
- Modelo de elección (Sección E): se aplicaron modelos de preferencias (choice sets), presentando a los encuestados distintas configuraciones hipotéticas de plantas desalinizadoras (Tabla C-2). Se evaluó la importancia relativa de atributos como precio, impacto ambiental, administración, ubicación y tamaño de planta, junto con el nivel de certeza en la decisión.
- Confianza en fuentes e instituciones (Sección F): incluyó escalas de confianza en diferentes fuentes de agua (potable, aljibe, desalinización, pozos, etc.) y actores institucionales (municipio, gobierno, empresas sanitarias, ONGs), con respuestas en escala del 1 al 7.

- Identificación del encuestado (Sección G): Recolectó información complementaria sobre relación con el jefe de hogar, pertenencia a organizaciones, género, edad y estado civil.

Este instrumento permitió una caracterización robusta del contexto territorial y perceptual respecto al uso del agua y la desalinización, integrando una perspectiva ciudadana clave para la evaluación socioambiental y de aceptabilidad tecnológica.

C.3 RESULTADOS PRINCIPALES

La evaluación de la desalinización como alternativa estratégica en la gestión de recursos hídricos se menciona en los instrumentos de planificación territorial (Tabla C-3) en especial en los Planes Estratégicos de Gestión Hídrica (PEGH) comunales y los PLADECO. Se observa una transición desde una visión meramente reactiva frente a la crisis del agua, hacia enfoques de integración con los planes de planificación territorial. La inclusión de la desalinización no solo responde a la urgencia de asegurar nuevas fuentes de abastecimiento, sino que también abre debates sobre sus costos, impactos ambientales y condiciones de gobernanza.

Tabla C-3. Análisis semántico de la mención de tecnologías de desalinización en los planes de desarrollo territorial.

Criterio semántico	Mención en Documentos	Consideraciones - adopción tecnológica	Gobernanza y Adopción Tecnológica	Desafíos de Adopción	Fuente
Rol estratégico en la cuenca	Identificada como "nueva fuente de agua" prioritaria ante escasez extrema; considerada para Casablanca, La Ligua y Petorca.	Solución tangible frente a déficit; memoria institucional se adapta a aceptar obras de gran escala como parte del portafolio.	Necesidad de planificación multi-escala y mención de la necesidad de aceptación social.	Asegurar integración temprana en instrumentos territoriales y políticas públicas.	PEGH Casablanca 2021:p124, p141; PEGH La Ligua 2020: p254; PLADECO Casablanca y la Ligua. Sin mención en PRC.

Costo e impactos operativos	Reconocida la alta inversión y el requerimiento de definición de gestión de residuos (salmuera, químicos).	Preocupación por impacto ambiental y sostenibilidad financiera; asociada a soluciones de última instancia o largo plazo.	Condicionada a evaluaciones económicas rigurosas; enfatiza la importancia de modelos de financiamiento y control ambiental.	Desarrollo de normativas para residuos, monitoreo de costos, y mecanismos de financiamiento.	PEGH Casablanca 2021: p141, p155-156; PEGH La Ligua 2020: p236, p238
-----------------------------	--	--	---	--	--

Para el caso de la comuna de Cobquecura no se encuentran disponibles los planes de desarrollo territorial.

Luego de establecer las menciones a la adopción de la tecnología de desalinización en los planes de desarrollo territorial, se aborda el segundo nivel de los actores claves, los cuales corresponden a incluye dirigentes y miembros de organizaciones comunitarias (como juntas de vecinos y comités APR), representantes de empresas locales vinculadas principalmente al sector agrícola y turístico, integrantes de sindicatos y gremios, funcionarios de instituciones educativas, miembros de ONGs ambientales, así como funcionarios públicos y profesionales independientes (Tabla C-4).

Tabla C-4. Descripción de actores claves.

Comuna	Nº de actores	Edad (mediana)	% Hombres	% Mujeres
Casablanca	14	48.5	64.30%	35.70%
Cobquecura	14	47	57.10%	35.70%
La Ligua	17	42	58.80%	41.20%

Los actores claves evidencian una marcada diversidad y arraigo territorial en las comunas de Casablanca, Cobquecura y La Ligua. Predomina la presencia de residentes de larga data: más de la mitad de los participantes en Casablanca y cerca del 80% en Cobquecura declararon vivir en la comuna por más de 10 años, mientras que en La Ligua destaca la presencia de actores con una residencia media entre 1 y 10 años. El grupo está compuesto por representantes del sector público, privado y de la sociedad civil, lo que permite una lectura amplia de las percepciones locales. En Casablanca participaron 4 actores del sector público, 5 del privado y 5 de la sociedad civil; en Cobquecura, 6 del sector público, 2 del privado y 6 de la sociedad civil; y en La Ligua, 6 actores públicos, 5 privados y 6 de la sociedad civil.

A nivel de hogares para la Comuna de Casablanca (Tabla C-5) y Cobquecura (Tabla C-6) se consideraron personas de mayores de 18 años en distintos grupos etarios, educación y nivel de ingreso.

Tabla C-5. Descripción de hogares Casablanca

Variable	Categoría	% de hogares
Nivel de educación	Básica o menos	16.00%
	Media completa	30.20%
	Técnica/universitaria	23.60%
Actividad económica	Trabajo dependiente	0.00%
	Independiente	31.10%
Ingresos mensuales	Jubilado/a	16.00%
	Otra	5.70%
Ingresos mensuales	≤ \$450.000	6.60%
	\$450.001 - \$900.000	60.40%
	> \$900.000	33.00%
Grupo etario (jefe/a)	< 40 años	21.70%
	40-59 años	43.40%
	≥ 60 años	34.90%

Tabla C-6. Descripción de hogares Cobquecura

Variable	Categoría	% de hogares
Nivel de educación	Básica o menos	45.30%
	Media completa	16.80%
	Técnica/universitaria	24.20%
Actividad económica	Trabajo dependiente	0.00%
	Independiente	27.70%

	Jubilado/a	29.80%
	Otra	6.40%
Ingresos mensuales	≤ \$450.000	48.40%
	\$450.001 - \$900.000	18.90%
	> \$900.000	32.60%
Grupo etario (jefe/a)	< 40 años	22.10%
	40-59 años	20.00%
	≥ 60 años	57.90%

Luego se realizó un análisis de la importancia atribuida a los diferentes atributos tecnológicos de la desalinización (Tabla C-7), se utilizó una escala ordinal de 1 a 7, donde 1 corresponde a la máxima importancia y 7 a la mínima. Se calcularon las medianas por comuna y para la muestra total, permitiendo caracterizar la valoración central de cada atributo. Para comparar las distribuciones de respuestas entre Casablanca y Cobquecura, se aplicó la prueba de Mann-Whitney U, adecuada para variables ordinales y muestras independientes. Se consideró que la diferencia era estadísticamente significativa cuando el valor p resultó menor a 0,05 ($p < 0,05$).

Tabla C-7. Análisis estadístico de la importancia atribuida (mediana).

Atributo	Muestra completa	Casablanca	Cobquecura	Diferencia significativa (p-valor)
Calidad del agua	2	2	1	(0.0693)
Impacto Ambiental	3	2	3	(0.0136)
Administración	4	4	4	(0.1793)
Ubicación-Planta	5	5	5	(0.3886)
Tamaño-Planta	5	5	5	(0.5079)
Precio	2	3	2	(0.0057)

El análisis de confianza en diversas fuentes de abastecimiento y actores locales (Tabla C-8) refleja diferencias significativas en la percepción de los habitantes de Casablanca y Cobquecura. La confianza en el agua potable de la red pública es relativamente baja en ambas comunas, con valores cercanos a 4 en una escala de Likert de 1 a 7, lo que sugiere una postura neutral o ligeramente negativa. Sin embargo, se observa que la confianza en fuentes alternativas, como el agua embotellada y en bidones, es significativamente mayor en Cobquecura que en

Casablanca, lo que puede estar relacionado con la percepción de menor calidad del agua de grifo y la frecuencia de interrupciones del servicio en esa comuna.

Tabla C-8. Confianza en fuentes de agua (mediana)

Fuente	Muestra completa	Casablanca	Cobquecura	Diferencia significativa (p-valor)
Agua potable de la red	4	4	4	(0.5249)
Agua embotellada	5	5	6	(0.0000)
Agua en bidones	5	5	6	(0.0000)
Agua de camiones aljibe	3.5	3	4	(0.5298)
Agua de pozo	6	6	5	(0.0344)
Agua de planta desalinizadora	4	5	4	(0.1791)
Agua de ríos, arroyos o vertientes	5	5	4	(0.0000)
Agua de lluvia	5	5	6	(0.0027)

Estos resultados ponen de manifiesto la importancia de considerar la percepción social en la implementación de estrategias de gestión hídrica. La confianza en diferentes fuentes y actores del sistema de abastecimiento es un factor determinante en la aceptación de tecnologías como la desalinización y en la adopción de medidas de manejo del recurso hídrico a nivel comunitario.

Estos hallazgos iniciales sugieren que la aceptación de la desalinización no solo dependerá de su implementación técnica, sino también de cómo la población percibe la equidad del precio y la sostenibilidad ambiental del proceso. La combinación de precios competitivos con tecnologías de menor impacto ambiental podría representar una estrategia clave para mejorar la aceptación y legitimidad social de los proyectos desalinizadores. A su vez, la administración del servicio sanitario, clasificada en privada, público-privada y comunitaria, será un factor determinante en la confianza hacia el sistema, especialmente en contextos donde la gobernanza del agua ha sido históricamente un tema de conflicto y debate social.

C.4 REFERENCIAS ANEXO C

- Al-Addous, M., Bdour, M., Rabaiah, S., Boubakri, A., Schweimanns, N., Barbana, N., & Wellmann, J. (2024). Innovations in solar-powered desalination: a comprehensive review of sustainable solutions for water scarcity in the Middle East and North Africa (MENA) region. *Water*, 16(13), 1877.
- Al-Saidi, M., Saadaoui, I., & Ben-Hamadou, R. (2023). Governing desalination, managing the brine: A review and systematization of regulatory and socio-technical issues. *Water Resources and Industry*, 30, 100225.
- Santangelo, S., DE PASCALI, P., Cutri, M. T., Bagaini, A., & Pozzi, C. (2019). Coastal governance and planning agreements for integrated management of marine protected areas in UE Coasting project. In *Planning, nature and ecosystem services* (pp. 281-291). FedOAPress.
- Heck, N., Paytan, A., Potts, D. C., & Haddad, B. (2016). Predictors of local support for a seawater desalination plant in a small coastal community. *Environmental Science & Policy*, 66, 101–111.
- Kanninen, B. J. (2002). Optimal design for multinomial choice experiments. *Journal of Marketing Research*, 39(2), 214-227.
- Lee, K., & Jepson, W. (2021). Environmental impact of desalination: A systematic review of Life Cycle Assessment. *Desalination*, 509, 115066.
- Sola, I., Sánchez-Lizaso, J. L., Muñoz, P. T., García-Bartolomei, E., Sáez, C. A., & Zarzo, D. (2019). Assessment of the requirements within the environmental monitoring plans used to evaluate the environmental impacts of desalination plants in Chile. *Water*, 11(10), 2085.
- Sola, I., Sáez, C. A., & Sánchez-Lizaso, J. L. (2021). Evaluating environmental and socio-economic requirements for improving desalination development. *Journal of Cleaner Production*, 324, 129296.
- Šteflová, M., Koop, S. H. A., Fragkou, M. C., & Mees, H. (2022). Desalinated drinking-water provision in water-stressed regions: Challenges of consumer-perception and environmental impact lessons from Antofagasta, Chile. *International Journal of Water Resources Development*, 38(5), 742–765.
- Tinoco, C., Julio, N., Meirelles, B., Pineda, R., Figueroa, R., Urrutia, R., & Parra, Ó. (2022). Water resources management in Mexico, Chile and Brazil: comparative analysis of their progress on SDG 6.5. 1 and the role of governance. *Sustainability*, 14(10), 5814.
- Torres, R., Bórquez, R., Álvez, A., Díaz, N., & Félez, J. (2023). Community Desalination as New Hydrosocial Assemblages and Scalar Politics to Satisfy the Human Right to Water in Chile. *Water Alternatives*, 16(2), 659–682.

ANEXO D: CAPITULO 8

D.1 CONSUMO DE AGUA E INGESTA NUTRICIONAL SEGÚN EDAD

Tabla D-1: Razón de consumo de agua potable and (b) Ingesta de nutrientes relacionada con la edad (Ai)/ingesta diaria de nutrientes recomendada (RDAs) ([Johnson C. Agbasi et al., 2025](#)).

Age-grade	(a) Drinking water consumption (L/d) [43]	(b) Als (or RDAs) of mineral nutrients (mg/d)			
		Sodium (Na)	Magnesium (Mg)	Calcium (Ca)	Zinc (Zn)
Infants	0.448	120	31	350	2.8
0–6 m					
7–12 m	0.530	370	54	400	4.1
Children	0.424	1000	60	500	4.1
1–3 y					
4–6 y	0.545	1200	76	600	4.8
7–9 y	0.607	1300	100	700	5.6
Females	0.907	1500	220	1300	7.2
10–18 y					
19–50 y	1.386	1500	220	1000	4.9
51–65 y	1.497	1300	220	1300	4.9
>65 y	1.402	1200	190	1300	4.9
Males	0.907	1500	230	1300	8.6
10–18 y					
19–50 y	1.576	1500	260	1000	7.0
51–65 y	1.568	1300	260	1000	7.0
>65 y	1.518	1200	224	1300	7.0

D.2 EFECTOS DE LA DEFICIENCIA DE MAGNESIO EN EL CUERPO HUMANO

Tabla D-2: Efectos de la deficiencia de magnesio en varios órganos del cuerpo. Fuente: Adaptado de [Lesimple et al. \(2020\)](#)

Órgano	Efecto
Corazón	Aumento del riesgo de mortalidad en pacientes con problemas cardíacos
	Aumento del riesgo de enfermedades de arteria coronaria
Sistema Vascular	Aumento del riesgo de hipertensión
	Aumento del riesgo de arteriosclerosis
Páncreas	Baja densidad en lipoproteínas
	Aumento de triglicéridos y colesterol total
	Aumento del riesgo de diabetes mellitus
Cerebro	Desordenes neurológicos
Huesos	Aumento del riesgo de osteoporosis
	Disminución de niveles de vitamina D

D.3 COMPOSICIÓN QUÍMICA PROMEDIO DEL AGUA DE MAR

Tabla D-3: Resultados promedio de compuestos químicos e iones en el agua de mar [Ignatov et al. \(2024\)](#)

Compuesto químico e iones	Contenido g/kg	Concentración Mol/L
Cloruro (Cl ⁻)	19.35	0.55
Magnesio (Mg ²⁺)	1.29	0.054
Calcio (Ca ²⁺)	0.412	0.010
Sodio (Na ⁺)	10.76	0.47
Potasio (K ⁺)	0.40	0.010
Sulfato (SO ₄ ²⁻)	2.71	0.028
Dióxido de carbono (CO ₂)	0.106	2.3 × 10 ⁻³
Bromuro (Br ⁻)	0.067	8.3 × 10 ⁻⁴
Ácido bórico (H ₃ BO ₃)	0.027	4.3 × 10 ⁻⁴
Estroncio (Sr ²⁺)	0.0079	9.1 × 10 ⁻⁵
Fluoruro (F ⁻)	0.001	7.0 × 10 ⁻⁵

D.4 ESTÁNDARES PRIORITARIOS PARA AGUA DESALINIZADA

Tabla D-4: Parámetros de calidad prioritarios para agua desalinizada por osmosis inversa (Wang et al., 2016)

Table 1 Priorities quality parameters for risk management of SWRO product water

Contaminant	Sources of contaminant in SWRO product water	Potential health effects from long-term exposure
Microorganisms		
Aerobic microorganisms	Water quality indicator, identify contaminated SWRO product water	No health effects
Cyst	Water quality indicator	Cystic neoplasm
Heterotrophic plate count	Measure a range of bacteria that are naturally present in the SWRO product water	No health effects
Legionella	Found naturally in water; multiplies in heating systems	Legionnaire's disease, a type of pneumonia
Total coliforms (fecal coliform and <i>Escherichia Coli</i>)	Water quality indicator	Not a health threat in itself
Turbidity	Water quality indicator	Higher turbidity levels are often associated with higher levels of disease-causing microorganisms such as viruses, parasites, and some bacteria. These organisms can cause symptoms such as nausea, cramps, diarrhea, and associated headaches
Vibrio cholerae	Survive well in saline waters	Cause the disease cholera, cause diarrhea, and vomiting
Disinfectants		
Chloramines (as Cl ₂)	Water additive used to control microbes	Eye/nose irritation; stomach discomfort; anemia
Chlorine dioxide (as ClO ₂)	Water additive used to control microbes	Anemia; infants, young children, and fetuses of pregnant women: nervous system effects
Residual chlorine (as Cl ₂)	Water additive used to control microbes	Eye/nose irritation; stomach discomfort
Disinfection by-products		
Bromate	Byproduct of SWRO permeate water disinfection, desalination processes ozonation or other similar oxidation processes of residual bromide	Increased risk of cancer
Bromide	Byproduct of ozonated disinfected seawater	Form brominated and mixed chloro-bromo by-products, such as trihalomethanes and halogenated acetic acids, or react with ozone to form bromate
Bromophenols (2-bromophenol, 2,4-and 2,6-dibromophenol)	Byproduct of SWRO water disinfection	Lead to the appearance of medicinal taste and odor
Dibromochloromethane	Byproduct of SWRO water disinfection	Male reproductive toxicity
Haloacetic acids (Tribromoacetic acid, Dibromoacetic acid, Dibromochloroacetic acid, Monochloroacetic acid, Dichloroacetic acid, Trichloroacetic acid, and Monobromoacetic acid)	Byproduct of SWRO water disinfection	Increased risk of cancer, neurotoxicity
Haloacetonitriles (Dibromoacetonitrile)	Byproduct of SWRO water disinfection	Induce oxidative stress in stomach
Halonitromethanes	Byproduct of SWRO water disinfection	Mutagenicity
Iodinated trihalomethanes (Dibromoiodomethane, bromodiiodomethane)	Byproduct of SWRO water disinfection	Cell toxicity
Iodoacetic acids	Byproduct of SWRO water disinfection	Genotoxic
Nitrite	Byproduct of chloramine disinfection	Infants below the age of 6 months who drink water containing nitrite in excess of the MCL could become seriously ill and, if untreated, may die. symptoms include shortness of breath and blue-baby syndrome

Table 1 continued

Contaminant	Sources of contaminant in SWRO product water	Potential health effects from long-term exposure
<i>N</i> -nitrosodimethylamine	Byproduct of chloramine disinfection	A potent carcinogen
Total Trihalomethanes (Tribromomethane, Dibromochloromethane, and Trichloromethane)	Byproduct of SWRO water disinfection	Liver, kidney, or central nervous system problems; increased risk of cancer
Tribromomethane	Byproduct of SWRO water disinfection	Male reproductive toxicity
Inorganic chemicals		
Alkalinity	SWRO-desalinated water additive, prevent the release of metal ions from distribution system into the product water	No health effects
Asbestos (fiber >10 micrometers)	Decay of asbestos cement in water mains; erosion of natural deposits	Increased risk of developing benign intestinal polyps
Bicarbonate	SWRO-desalinated water additive	An essential beneficial chemicals
Boron (borate)	Abundant in the feed water, pass through SWRO membrane	A consistent target of toxicity
Cadmium	Corrosion of household galvanized pipes; erosion of natural deposits	Kidney damage
Calcium	SWRO-desalinated water additive	An essential nutrient
Chloride	Water quality indicator and filtration effectiveness	Cause aesthetic effects
Copper	Corrosion of household plumbing systems, fittings; erosion of natural deposits	Short-term exposure: gastrointestinal distress; long-term exposure: liver or kidney damage
Carbon dioxide	SWRO-desalinated water additive	No health effects
Fluoride	Fluoride adjustment which promotes strong teeth	Bone disease (pain and tenderness of the bones); children may get mottled teeth
Ferric hydroxide	Corrosion of metallic constituents	Cause aesthetic effects
Hardness	SWRO-desalinated water additive	Affect acceptability of SWRO product water
Iron	Corrosion of household plumbing systems	An essential nutrient
Iodide	Coming from source water	An essential nutrient
Lead	Corrosion of household plumbing systems, fittings; erosion of natural deposits	Infants and children: delays in physical or mental development; children could show slight deficits in attention span and learning abilities adults: kidney problems; high blood pressure
Magnesium	SWRO-desalinated water additive	An essential nutrient
Manganese	SWRO-desalinated water additive	An essential nutrient, adverse neurological effects following extended exposure to very high levels
Mercury (inorganic)	Coming from source water, particularly in regions of oil production	Kidney damage
Potassium	High concentration in the seawater	An essential nutrient
Sodium	High concentration in the seawater	An essential nutrient
Sulfate	SWRO-desalinated water additive	Cause noticeable taste
Zinc	Corrosion of household galvanized pipes plumbing systems	An essential nutrient
Organic chemicals		
Benzo(a)pyrene	Leaching from linings of water storage tanks and distribution lines	Reproductive difficulties; increased risk of cancer
Benzene, toluene, ethylbenzene, and xylenes	Coming from feed water	Cause unacceptable taste and odor
Marine algae toxins	Coming from feed water	Lead to neurological disorders symptoms
Trichloroethene	Coming from feed water	Cause unacceptable taste and odor
Tetrachloroethene	Coming from feed water	Cause unacceptable taste and odor

Table 1 continued

Contaminant	Sources of contaminant in SWRO product water	Potential health effects from long-term exposure
Vinyl chloride	Leaching from PVC pipes	Increased risk of cancer
Organoleptic indicators		
Conductivity	Water quality indicator	No health effects
Color	Water quality indicator	Cause aesthetic effects
Odor	Water quality indicator	Cause aesthetic effects
pH	Water quality indicator	Cause aesthetic effects
Silt density index	Water quality indicator	No health effects
Total dissolved solids	Water quality indicator	Low TDS values SWRO product water can be unpalatable and corrosive
Water temperature	Water quality indicator	No health effects
Stability indicators		
Calcium carbonate precipitation potential	Chemical stability of the SWRO product water	No health effects
Langlier saturation index	Water quality indicator	No health effects

D.5 COMPOSICIÓN MEDIA DEL AGUA DESALADA EN PLANTAS EN OPERACIÓN

Tabla D-5: Composición media de las aguas desaladas de seis desaladoras en condiciones normales de operación, ([Hernández-Suárez, 2009](#)).

	Planta 1	Planta 2A	Planta 2B	Planta 3A	Planta 3B	Planta 4	Media	DST	Agua de mar
Fecha	02-07-2009	04-06-2009	media 04-06-09 y 26-06-09	media 02-06-09 y 12-06-09	11-06-2009	media de oct y nov 2008	media	desviación estándar	valores medios del Mediterráneo Oeste)
pH	6.60	5.52	5.22	5.35	5.29	5.92	5.65	0.48	7.9-8.3
CE25, µS/cm	667	584	240	693	358	670	535.28	209.14	56000
HCO3-, mg/L*	1.96	1.48	0.82	1.97	1.1	2.4	1.62	0.54	140
T°, °C	23.5	22.1	22.1	23.5	22.6	22.00	22.63	0.80	14-28
CO2, mg/L†	0.75	7.82	11.63	15.94	9.89	4.65	8.46	4.87	90
Ca2+, mg/L	1.20	1.54	1.90	1.18	0.95	1.80	1.43	0.34	400
Mg2+, mg/L	2.30	2.00	2.68	2.66	1.77	2.90	2.39	0.32	1300
Na+, mg/L	-	90.12	35.60	107.20	58.25	-	72.79	32.04	10550
K+, mg/L	-	3.85	1.46	5.30	3.62	-	3.56	1.59	380
Cl-, mg/L	-	168.11	63.96	203.5	107.70	-	135.82	62.12	18980
NO3-, mg/L	-	0	0	0	0	-	0	0	<0.7

SO42-, mg/L	-	4.28	4.65	5.34	8.80	-	5.77	2.07	2.650
RS180, mg/L	-	274	97	340	172	-	220.65	107.56	-
RS180/CE25	-	0.47	0.41	0.49	0.48	-	0.46	0.04	-
STDabc, mg/L	-	274.48	117.6	125.71	168.26	-	221.51	95.39	-
STDabc/CE25	-	0.47	0.49	0.47	0.47	-	0.47	0.01	-
Turbidez, NTU	0.20	0.30	0.21	0.18	0.18	-	0.21	0.05	-
Langlier (SM2330)	4.49	5.55	5.83	5.70	5.90	-5.26	-5.46	0.48	-
Larson-Skold	-	164	115	149	179	-	152	27	-
SAR	-	11.28	3.90	12.51	8.15	-	8.96	3.33	-
pHeq con CaCO3	9.79	9.08	8.76	8.62	8.90	9.35	9.08	0.40	-

D.6 PARÁMETROS DE OPERACIÓN DE LA PLANTA DESALINIZADORA DE LA BALLENA

Tabla D-6: Datos planta desalinizadora de playa La ballena, periodo 04-2019 a 06-2020. Obtenidos por Proquímica (2019, 2020). Valores presentados corresponden a valores mínimo y máximo en periodo observado.

Constituyentes (exp. como)	Alimentación	Permeado
pH	[7,7 - 8]	[6,78 – 7,16]
Dureza Total (ppm CaCO3)	[6.400-9.800]	[3-8]
Alcalinidad Total (ppm CaCO3)	[120-132]	[7-10]
Cloruros (ppm Cl-)	[16.800-17.500]	[60-90]
Conductividad (μ S/cm)	[46.200-59.400]	[245-314]
Hierro (ppm Fe)	[0,02-0,05]	[<0,01-0,9]
Sílice (ppm SiO2)	[0,51-0,67]	[0,01-0,17]
Sulfatos (ppm SO4)	[2.000-2.300]	<1
Calcio (ppm CaCO3)	[800-1.300]	[1-2,6]
Magnesio (ppm CaCO3)	[5.600-8.500]	[0,4-7]
Fosfonatos (ppm PO4)	[0,42-3,15]	0

D.7 COMPARACIÓN DE NORMATIVAS DE CALIDAD DEL AGUA POTABLE

Tabla D-1: Cuadro comparativo parámetros normados en Chile vs normativa internacional. Datos recopilados de SIIS, (2021).

Parámetro (mg/L)	OMS- 2018	Unión Europea-2020	Norma Australia-2011	EE.UU (EPA)-2018	Norma Canadá -2010	Norma NCh 409-2005	Propuesta DS 735-2020
1,1,1-Tricloroetano	Baja conc.			0,2			2
1,1-dicloroetileno	0,03		0,03	0,007	0,014		0,02
1,2 - Dibromo- 3 - Cloropropano	0,0010						0,001
1,2 - Dicloropropano	0,0400						0,02
1,2-diclorobenceno	1,0	0,0001	1,5	0,6	0,2		1
1,2-dicloroetano	0,03	0,003	0,003	0,005	0,005		0,03
1,3 - Dicloropropeno	0,0200						0,02
1,4-diclorobenceno	0,3	0,0001	0,04	0,075	0,005		0,3
2, 4, 6-triclorofenol	0,2	0,0001			0,005		0,2
2,3,4,6-tetraclorofenol		0,0001	-	-	0,1		
2,4,5-TP	0,009			0,05			0,009
2,4-diclorofenol	Data insuficiente	0,0001	0,2	-	0,9		
2.4-D	0,03	0,0001	0,0001	0,07	0,1	0,03	0,03
Ácidos Haloacéticos	Individuales	0,1		0,0600			
Ácido edético (EDTA)	0,6						0,2
Acido Nitriloacetico	0,2		0,2	-	0,4		0,2
Ácido dicloroacético	0,1						0,05
Ácido tricloroacético	0,2						0,1
Acrilamida	0,0005	0,001		0,0000			0,0005
Adipato de di (2-etilhexilo)	Baja conc.						0,08
Alacloro	0,02			0,002			0,02
Aldicarb	0,01	0,0001	0,001	0,0030	0,009		0,01
Aldrin/Dieldrin	0,00003	0,00003	0,00001		0,0007		0,00003
Aluminio	0,2	0,2	0,2	0,05 a 0,2	0,2		
Amoníaco	1,5	0,5				1,5	1,5
Antimonio	0,02	0,010	0,003	0,006	0,0060		
Arsénico	0,01	0,01	0,007	0,01	0,01	0,01	0,01
Atrazina	0,002	0,0001	0,0001	0,003	0,005		0,002
Azinphos-metil		0,0001	0,0020	-	0,02		
Bario	0,7	-	0,7	2,0	1,0		
Benceno	0,01	0,001	0,001	0,005	0,0050	0,01	0,01
Bendiocarbo		0,0001	-	-	0,0400		
Bentazona	0,5000						0,00003
Benzo (a) pireno	0,0007	0,00001	0,00001	0,0002	0,00001		0,0007
Boro	2,4	1,5	4,0		5,0		
Bromato	0,01	0,01	0,02	0,01	0,01		0,025

Bromodicitrómico	0,06					0,06	0,06
Bromoxinil		0,0001	0,0001	-	0,005		
Cadmio	0,003	0,005	0,002	0,005	0,005	0,01	0,01
Carbaril	Baja conc.	0,0001	0,005	-	0,09		
Carbofurano		0,007	0,0001	0,005	0,04	0,09	0,005
Cianazina		0,0006	0,0001	-	-	0,010	
Cianuro		0,07	0,05	0,08	0,2	0,2	0,05
Cinc	3			5		3	3
Cloraminas totales	5	-	3	4	3		
Clorato	0,7	0,2500					
Clordano		0,0002		0,002			0,0002
Clorito	0,7000	0,2500		1			0,2
Clorobenceno	Baja conc.			0,1	0,0800		0,3
Cloro Libre Residual	5			4		0,2-2,0	0,2-2,0
Clorpirimifos	0,03	0,0001	0,01	-	0,0600		
Clortoluron	0,0300						0,03
Cloruro	250	250	250	250	400	400	400
Cloruro de cianógeno	Baja conc						0,07
Cloruro de Vinilo	0,0003	0,0005	0,0003	0,002	0,002		0,002
Cobre	2,0	2,0	2,0	1,3	1,0	2	2
Color Verdadero	15	Aceptable	Aceptable	15	15	20	20
Compuestos fenólicos						0,002	0,002
Conductividad (uS/cm)		2500					
Corrosividad				No Corrosivo			
Cromo	0,05	0,025	0,05	0,1	0,05	0,05	0,05
DDT+DDD+DDE	0,001					0,002	0,002
Diazinona	Improbable	0,0001	0,001	-	0,02		
Dibromoacetonitrilo	0,0700						0,1
Dibromoclorometano	0,10					0,1	0,1
Dibromuro de Etileno	0,00			0,00005			
Dicamba		0,0001	0,1	-	0,12		
Diclofop-metil		0,0001	0,005	-	0,009		
Dicloprop	Data insuficiente						0,1
Dicloroacetonitrilo	0,02						0,09
Diclorometano	0,02		0,004	0,005	0,05		0,02
cis-1,2-Dicloroetileno	0,05			0,07			
trans-1,2-Dicloroetileno	0,05			0,1			
Dimetoato	0,0060	0,0001	0,05	-	0,02		
Dinoseb	Improbable	0,0001	-	0,007	0,0100		
Dioxinas (2,3,7,8-TCDD)	Baja conc.			0,00000003			
Diquat	Baja conc.	0,0001	0,0005	0,02	0,0700		
Diuron		0,0001	0,03	-	0,1500		

Dureza	Aceptabilidad	Tener Infor.	500	no especifica	500		
Endotal				0,1			
Endrin	0,0006			0,002	0,0002		
Epiclorhidrina	0,0004	0,0001				0,0004	
Estireno	0,02			0,1		0,02	
Etilbenceno	0,3		0,3	0,7		0,3	
Fluoruro	1,5	1,5	1,5	2,0	1,5	1,5	1,5
Forato	Improbable	0,0001	-	-	0,0020		
Formaldehido	Baja conc.					0,9	
Ftalato de di (2- etilhexilo)	0,0080					0,008	
Glifosato	Baja conc.	0,0001	0,01	0,7	0,2800		
HAP	Indice Benzo apireno	0,0001	0,01				
Heptacloro y heptaclorepoxydo	Baja conc.			0,0004/0,0002		0,00003	
Hexaclorobenceno	Baja conc.			0,001		0,001	
Hexaclorobutadieno	0,0006					0,0006	
Hidrato de coral (tricloroacetaldehido)	Baja conc.					0,01	
Hierro	0,3	0,2000		0,3		0,3	
Isoproturón	0,0090					0,009	
Lindano	0,0020			0,0002	0,0040	0,002	0,002
Magnesio						125	
Malation		0,0001	-	-	0,1900		
Manganoso	0,1	0,05		0,05		0,1	
MCPA	0,002					0,002	
Mecoprop	0,0100					0,01	
Mercurio	0,001	0,001	0,001	0,002	0,001	0,001	0,001
Metolacloro	0,0100	0,0001	0,002		0,05		0,01
Metoxicloro	0,02	0,0001	0,0002	0,04	0,9	0,02	0,02
Metribuzina		0,0001	0,001	-	0,08		
Molinato	0,0060					0,006	
Monocloramina	3					3	3
Níquel	0,07	0,02					
Nitrato (N)	50	11	11	10	10	50	11
Nitrito (NO2)	3	0,5		3(1)		3	3
Olor		Aceptable	Aceptable			Inodora	Inodora
Oxamil	Improbable			0,2			
Oxidabilidad (mg/l O2)		5 (o COT)					
Óxido de tributilestaño	Improbable					0,002	
Paraquat		-	0,001	-	0,01		
Paration		-	0,01	-	0,05		
PCB's				0,0005			
Pendimetalina	0,02					0,02	
Pentaclorofenol	0,009	0,0001	-	0,001	0,06	0,009	0,009
Permetrina	NO					0,02	

pH	6,5-8,0	6,5-9,5		6,5-8,5	6,5-8,5	6,5-8,5	6,5-8,5
Picloram		0,0001	0,3	0,5	0,19		
Piridato	No persistente						0,1
Plata				0,1			
Plomo	0,01	0,01	0,01	0,015	0,01	0,05	0,01
Propanil	se degrada						0,02
Trihalometanos	Razón= 1	Suma<0,1		Suma<0,08		Razón = 1	Razón= 1
Sabor		Aceptable				Insípid a	Insípida
Selenio	0,01	0,02	0,01	0,05	0,01	0,01	0,01
Simazina	0,0020	0,0001	0,0005	0,004	0,0100		0,002
Sólidos Disueltos Totales	1000			500		1500	1500
Sodio		200					
Sulfato	250	250		250		500	500
Talio				0,002			
Terbufos		0,0001	0,0005	-	0,0010		
Tetracloretileno	0,04	0,01	0,05	0,005	0,0300	0,04	0,04
Tetracloruro de Carbono	0,0040	0,0001	0,003	0,005	0,0050		0,002
Tolueno	0,7	-	0,8	1	-	0,7	0,7
Total triclorobencenos	Baja conc.						0,02
Toxafeno				0,003			
Toxinas de Cianobacterias	0,001	0,0010	0,0013	-	0,0015		
Tribromometano	0,1					0,1	0,1
Tricloretileno	0,07	0,01		0,005	0,0050		2
Tricloroacetonitrilo	Falta Información						0,001
Triclorometano	0,3					0,2	0,2
Trifluralina	0,02	0,0001	0,0001		0,0450		0,02
Trihalometanos totales	Razón con límites	0,1	0,25	0,08	0,1000		
Turbiedad	4	1		5		2	2
Uranio	0,015	-	0,02	0,03	0,0200		
Xilenos totales	0,5	-	0,6	10	-	0,5	0,5

D.8 REFERENCIAS ANEXO D

Hernández-Suárez, M. (2009). Guía para la remineralización de las aguas desalinizadas.

Ignatov, I., Gluhchev, G., & Ignatov, A. I. (2024). DESALINATION OF SEAWATER. OSMOTIC PROCESS FOR "BLUE ENERGY" AND ESTIMATION FOR DESALINATION. Ukrainian Journal of Physics, 69(12), 905–912. <https://doi.org/10.15407/ujpe69.12.905>

Johnson, Agbasi., Ahmad Alkasimi, Ahmad F. Turki, Sani I. Abba, Mohd Yawar Ali Khan, & Johnbosco C. Egbueri. (2025). Reimagining water quality assessment: a nutritional indexing perspective for drinking water resources management. International Journal of Environmental Analytical Chemistry. <https://doi.org/10.1080/03067319.2025.2482187>

- Lesimple, A., Ahmed, F. E., & Hilal, N. (2020). Remineralization of desalinated water: Methods and environmental impact. In Desalination (Vol. 496). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2020.114692>
- Proquímica (2019). Análisis Químico Planta desalinizadora Playa La Ballena, 100 m3/día.
- Proquímica (2020). Análisis Químico Planta desalinizadora Playa La Ballena, 100 m3/día.
- SIIS. (2021). Estudio de la norma NCh 409/1: Agua potable – Requisitos. Estándares internacionales símiles, cuantificación de parámetros nuevos o modificados, y factibilidad de remoción en PTAP existentes". Informe final: diciembre de 2021.
- Wang, X.-N., Liu, Y., Pan, X.-H., Han, J.-X., & Hao, J. (2016). Parameters for Seawater Reverse Osmosis Product Water: A Review. <https://doi.org/10.1007/s12403-016-0232-8>