



COMITÉ
CIENTÍFICO
DE CAMBIO
CLIMÁTICO



DESALINIZACIÓN: OPORTUNIDADES Y DESAFÍOS PARA ABORDAR LA INSEGURIDAD HÍDRICA EN CHILE

DICIEMBRE 2022



COMITÉ CIENTÍFICO DE CAMBIO CLIMÁTICO

COAUTORES

Sebastián Vicuña^{1,2,3}, Linda Daniele^{1,4,5}, Laura Farías^{1,6,7}, Humberto González^{1,8,9}, Pablo A. Marquet^{1,2,10}, Rodrigo Palma-Behnke^{1,4,11}, Alejandra Stehr^{1,6,12}, Anahí Urquiza^{1,4}, Elizabeth Wagemann^{1,13,14}, María J. Arenas-Herrera^{15,16}, Rodrigo Bórquez⁶, Lorena Cornejo-Ponce^{15,16}, Verónica Delgado^{6,17}, Gabriel Etcheberry², María Christina Fragkou^{4,18}, Rodrigo Fuster^{4,19}, Stefan Gelcich^{2,7}, Oscar Melo^{2,3}, Tamara Monsalve^{4,20}, Marcelo Olivares^{4,21}, Laura Ramajo^{22,23}, Carlos Ramírez-Pascuallí¹, Carolina Rojas^{2,7}, Christian Rojas²⁴, Patricia Vilca-Salinas^{15,16}, Patricio Winckler^{25,26}.

COLABORADORES

Claudia Andrade²⁷, María Angela Barbieri²⁸, Kay Bergamini^{2,29}, Carlos Berroeta³⁰, Wernher Brevis², Andrés Camaño³¹, Leonardo Castro^{6,32}, Patricio Catalán³³, Cristián Chandía^{6,34}, Ociel Cofré^{25,35}, Julian Cortés Oggero⁴, Ezio Costa⁴, José Garcés-Vargas⁸, Andreína García^{4,36}, Ricardo Giesecke^{8,9}, Alex Godoy^{37,38}, Álvaro González-Reyes^{39,40}, Pablo Guzmán^{2,29}, Dominique Hervé¹³, Valentina Hevia-Hormazábal^{41,42}, Magdalena Jensen⁶, María José Kafmann⁴³, Fabrice Lambert^{2,23}, Thomas Lindsay⁴⁴, Katherine Lizama⁴, Nicole Mansuy⁴³, Carolina Martínez², James McPhee^{4,36}, Gonzalo Melej^{45,4}, María Molinos-Senante², Roberto Moris², Nelso Navarro^{27,9}, Carlos Olavarría²², Marcelo Olivares⁴, Antonio Pulgar⁴, Francisco Squeo⁴⁶, Mauricio Urbina^{6,47}, Hugo Valdés⁴⁸, Freddy Vargas⁴⁹, Giovanni Vecchio^{2,29}, Karla Yohannessen⁴.

INSTITUCIONES

- | | | | | | |
|----|---|----|---|----|--|
| 1 | Comité Asesor Ministerial Científico sobre Cambio Climático | 20 | Núcleo de Estudios Sistémicos Transdisciplinarios (NEST) | 35 | Escuela de Ingeniería en Medioambiente UV |
| 2 | Pontificia Universidad Católica de Chile | 21 | Departamento de Ingeniería Civil UChile | 36 | Advanced Mining Technology Center (AMTC) |
| 3 | Centro de Cambio Global UC (CCG) | 22 | Centro de Estudios Avanzados en Zonas Áridas | 37 | Universidad del Desarrollo |
| 4 | Universidad de Chile | 23 | Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia (CR)2 | 38 | Centro de Recursos Hídricos para la Agricultura y Minería (CRHIAM) |
| 5 | Centro Avanzado Para Tecnologías del Agua (CAPTA) | 24 | Universidad Andrés Bello | 39 | Universidad Mayor |
| 6 | Universidad de Concepción | 25 | Universidad de Valparaíso | 40 | Instituto de Ciencias de la Tierra (ICT) |
| 7 | Instituto Milenio en Socio Ecología Costera (SECOS) | 26 | Centro de Investigación para la Gestión Integrada del Riesgo de Desastres (CIGIDEN) | 41 | Programa de Doctorado en Biología Aplicada UCN |
| 8 | Universidad Austral de Chile | 27 | Universidad de Magallanes | 42 | Departamento de Biología Marina UCN |
| 9 | Centro FONDAP-IDEAL | 28 | Pontificia Universidad Católica de Valparaíso | 43 | Fiscalía del Medio Ambiente (FIMA) |
| 10 | Centro de Modelamiento Matemático (CMM) | 29 | Núcleo de planificación integrada de zonas costeras e islas (PIZIS) | 44 | Centro de Tecnologías para Energía Solar Fraunhofer Chile Research |
| 11 | Centro de Energía-FCFM | 30 | Programa Hidrológico Internacional, UNESCO | 45 | Fundación Chile Sustentable |
| 12 | Facultad de Ingeniería UdeC | 31 | Sistemas Socio-Ecológicos | 46 | Universidad de La Serena |
| 13 | Universidad Diego Portales | 32 | Centro COPAS-Coastal FB10021 | 47 | Instituto Milenio de Oceanografía (IMO) |
| 14 | Laboratorio Ciudad y Territorio (LCT) | 33 | Universidad Técnica Federico Santa María | 48 | Universidad Católica del Maule |
| 15 | Universidad de Tarapacá | 34 | Laboratorio de Oceanografía Química (LOQ) | 49 | AMVAR Spa |
| 16 | Facultad de Ingeniería UTA | | | | |
| 17 | Núcleo Milenio en Turberas Andinas (Andespeat) | | | | |
| 18 | Departamento de Geografía UChile | | | | |
| 19 | Laboratorio de Análisis Territorial (LAT) | | | | |

CITAR COMO:

APA 7a

Vicuña, S., Daniele, L., Farías, L., González, H., Marquet, P. A., Palma-Behnke, R., Stehr, A., Urquiza, A., Wagemann, E., Arenas-Herrera, M. J., Bórquez, R., Cornejo-Ponce, L., Delgado, V., Etcheberry, G., Fragkou, M. C., Fuster, R., Gelcich, S., Melo, O., Monsalve, T., ... Winckler, P. (2022). Desalinización: Oportunidades y desafíos para abordar la inseguridad hídrica en Chile. Comité Asesor Ministerial Científico sobre Cambio Climático; Ministerio de Ciencia, Tecnología, Conocimiento e Innovación.

Chicago

Vicuña, Sebastián, Linda Daniele, Laura Farías, Humberto González, Pablo A. Marquet, Rodrigo Palma-Behnke, Alejandra Stehr, et al. 2022. "Desalinización: Oportunidades y desafíos para abordar la inseguridad hídrica en Chile". Chile: Comité Asesor Ministerial Científico sobre Cambio Climático; Ministerio de Ciencia, Tecnología, Conocimiento e Innovación.



COMITÉ
CIENTÍFICO
DE CAMBIO
CLIMÁTICO

DESALINIZACIÓN: OPORTUNIDADES Y DESAFÍOS PARA ABORDAR LA INSEGURIDAD HÍDRICA EN CHILE

DICIEMBRE 2022

CONTENIDOS

GLOSARIO DE ABREVIATURAS	8
RESUMEN PARA TOMADORES DE DECISIÓN	10
SECCIÓN A. INTRODUCCIÓN	19
CAPÍTULO 1. Objetivos y preparación del informe	20
CAPÍTULO 2. Contexto: seguridad hídrica y cambio climático	23
2.1 Crisis hídrica = inseguridad hídrica = escasez hídrica	23
2.2 Escasez hídrica en Chile, su distribución espacial y temporal	25
2.3 Desafíos de gestión y gobernanza para resolver la crisis hídrica	35
CAPÍTULO 3. Tecnología de desalinización	37
3.1 Introducción	37
3.2 Historia de la desalinización	38
3.3 Proceso de desalinización	40
3.4 La desalinización en Chile	53
SECCIÓN B. OPORTUNIDADES DE LA DESALINIZACIÓN COMO MEDIDA DE ADAPTACIÓN Y MITIGACIÓN	58
CAPÍTULO 4. La desalinización como opción de adaptación	59
4.1 Opciones para la adaptación para la seguridad hídrica.	59
4.2 Desalinización como medida de adaptación: Experiencia comparada en Australia, Israel, España y California (EEUU)	60
4.3 Costos asociados a la desalinización	64
4.4 Conclusiones	65
CAPÍTULO 5. La desalinización como estrategia de mitigación	67
5.1 Desalinización e industria fotovoltaica	68
5.2 Desalinización y plantaciones	69
5.3 Desalinización e hidrógeno	72
5.4 Conclusiones	75
SECCIÓN C. DESAFÍOS DE LA DESALINIZACIÓN	77
CAPÍTULO 6. Interacción de la descarga de salmuera con el medio físico	78
6.1 Introducción	78
6.2 Modelación del área de influencia de una descarga de salmuera	78
6.3 Monitoreo ambiental de una descarga de salmuera	82
6.4 Conclusiones	85

CAPÍTULO 7. Captación de agua, descarga de efluentes (salmuera), uso de agua desalada para recarga de acuíferos y su impacto en socio-ecosistemas costeros	87
7.1 Introducción	87
7.2. Impactos de la captación de agua	89
7.3 Impactos de la descarga de salmuera y otros residuos de la desalinización	89
7.4 Impactos del uso de agua desalada para la recarga de acuíferos	96
7.5. Conclusiones	97
CAPÍTULO 8. Desafíos en el uso del agua desalinizada como fuente de agua potable	101
8.1 Introducción	101
8.2 Impactos del uso y consumo de agua desalinizada a nivel doméstico	103
8.3 Marco actual de normativas de agua potable y consumo humano de agua desalinizada	106
8.4 Conclusiones	108
CAPÍTULO 9. Fuente de energía utilizada en la desalinización	110
9.1 Introducción	110
9.2 Selección de tecnologías y consumo de energía asociado	112
9.3 Conclusiones	113
SECCIÓN D. ASPECTOS NORMATIVOS/ADMINISTRATIVOS	115
	115
CAPÍTULO 10. Naturaleza jurídica del agua desalinizada títulos habilitantes para su extracción y evaluación ambiental	116
10.1 Introducción	116
10.2 Regulación actual	116
10.3 Brechas normativas	117
10.4 Brechas normativas en proyecto de Ley sobre desalinización de agua de mar	117
10.5 Conclusiones	120
CAPÍTULO 11. Planificación Territorial / Costera	121
11.1 Introducción	121
11.2 Instrumentos de Planificación Territorial	122
11.3 Conclusiones	124

CAPÍTULO 12. Financiamiento y modelo de negocios	128
12.1 Financiamiento y demanda por agua desalinizada	128
12.2 Experiencia internacional	129
12.3 Contexto regulatorio nacional	130
12.4 Conclusiones	131
SECCIÓN D. SÍNTESIS Y RECOMENDACIONES	132
CAPÍTULO 13. Recomendaciones generales	133
CAPÍTULO 14. Consideraciones Proyecto de Ley sobre el uso de agua de mar para la desalinización (Boletín 11.608-09)	139
REFERENCIAS	141
Referencias Capítulo 2	142
Referencias Capítulo 3	143
Referencias Capítulo 4	146
Referencias Capítulo 5	147
Referencias Capítulo 6	148
Referencias Capítulo 7	149
Referencias Capítulo 8	154
Referencias Capítulo 9	155
Referencias Capítulo 10	156
Referencias Capítulo 11	156
Referencias Capítulo 12	158
ANEXOS	159

GLOSARIO DE ABREVIATURAS

ACADES

Asociación Chilena de Desalinización A.G.

AI

Área de influencia

AMD

Agua Marina Desalinizada

AMERB

Áreas de Manejo y Explotación de Recursos Bentónicos

AT

Alcalinidad total

BC

Concentrador de salmuera
(*Brine concentrator*)

BCr

Cristalización por salmuera
(*Brine crystallization*)

BOO

Construir Poseer Operar
(*Build Own Operate*)

BOT

Construir Operar Transferir
(*Build Operate Transfer*)

BWRO

Ósmosis inversa de agua salobre
(*Brackish water reverse osmosis*)

CAPEX

Gastos de capital
(*Capital expenditure*)

CENDHOC

Centro Nacional de Datos Hidrográficos y Oceanográficos

CO

Monóxido de carbono

COCHILCO

Comisión Chilena del Cobre

CPS

Caracterización Preliminar de Sitio

CSP

Energía solar concentrada
(*Concentrated solar power*)

DBO

Demanda bioquímica de oxígeno

DBP

Subproductos de la desinfección
(*Disinfection by-products*)

DFL

Decreto con Fuerza de Ley

DGA

Dirección General de Aguas

DIRECTEMAR

Dirección General del Territorio Marítimo y de Marina Mercante

DS

Decreto supremo

EAE

Evaluación Ambiental Estratégica

ECLP

Estrategia Climática de Largo Plazo

ECMPO

Espacios Costeros Marinos
Pueblos Originarios

ED

Electrodiálisis (*Electrodialysis*)

EDM

Electrólisis con metatésis
(*Electrodialysis metathesis*)

EDR

Electrodiálisis inversa
(*Electrodialysis reversal*)

EFC

Cristalización por congelación eutéctica
(*Eutectic freeze crystallization*)

ER

Energía renovable

ERNC

Energías Renovables
No Convencionales

FAN

Floraciones algales nocivas

FDO

Firmado

FO

Ósmosis forzada (*Forward osmosis*)

FV

Fotovoltaico

GEI

Gases de efecto invernadero

H2V

Hidrógeno verde

HPRO

Ósmosis inversa de alta presión
(*High-pressure reverse osmosis*)

INDESPA

Instituto Nacional de Desarrollo Sustentable de la Pesca Artesanal y de la Acuicultura de Pequeña Escala

INFA

Información Ambiental

IPCC

Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático
(*Intergovernmental Panel on Climate Change*)

IPT

Instrumentos de Planificación Territorial

LCA

Análisis de ciclo de vida
(*Life-cycle analysis*)

LDM

Límites de Detección del Método

MCr

Cristalización por membrana
(*Membrane crystallization*)

MD

Destilación con membrana
(*Membrane distillation*)

MED

Destilación multietapa
(*Multi-stage distillation*)

MEH

Humidificación multiefecto
(*Multieffect humidification*)

MSF

Flash multietapa (*Multi-stage flash*)

MVC

Compresión mecánica de vapor
(*Mechanical vapor compression*)

NDC

Contribuciones Determinadas
a Nivel Nacional

OARO

Ósmosis inversa asistida osmóticamente
(*Osmotically-assisted reverse osmosis*)

OMS

Organización Mundial de la Salud

OPEX

Gastos operacionales (*Operational expenditures*)

PADI

Professional Association of Diving
Instructors

pH

Potencial Hidrógeno

POAL

Programa de Observación del
Ambiente Litoral

PPP

Alianzas público-privadas
(*Public-Private Partnerships*)

PROT

Planes Regionales de
Ordenamiento Territorial

PV

Fotovoltaico

PVA

Programas de vigilancia ambiental

RCA

Resolución de Calificación Ambiental

RE

Resolución Exenta

RO

Ósmosis inversa (*Reverse osmosis*)

SBAP

Servicio de Biodiversidad y
Áreas Protegidas

SCWD

Distrito Hídrico de la Costa Sur
(*South Coast Water District*)

SD

Secador de rocío (*spray dryer*)

SEA

Servicio de Evaluación Ambiental

SEC

Consumo específico de energía
(*Specific energy consumption*)

SEIA

Sistema de Evaluación de
Impacto Ambiental

SHOA

Servicio Hidrográfico y Oceanográfico
de la Armada

SISS

Superintendencia de
Servicios Sanitarios

SSR

Sistemas Sanitarios Rurales

SUBPESCA

Subsecretaría de Pesca y Acuicultura

SWRO

Ósmosis inversa con agua de mar
(*Seawater reverse osmosis*)

TDS

Sólidos Disueltos totales
(*Total dissolved solids*)

TVC

Compresión térmica de vapor
(*Thermal vapor compression*)

VC

Compresión de vapor
(*Vapor compression*)

WAIV

Evaporación intensificada asistida
por viento (*Wind-assisted intensified evaporation*)

RESUMEN PARA TOMADORES DE DECISIÓN

Frente al problema de escasez hídrica forzada por el cambio climático en Chile, particularmente en la zona norte del país, se han instalado plantas desalinizadoras de distintos tamaños, con varias más en proceso de estudio y evaluación. La masificación de esta tecnología nos plantea el desafío de planificar su desarrollo futuro tomando decisiones con bases científicas considerando las ventajas y desventajas de este tipo de tecnología. El presente documento fue elaborado en respuesta a la solicitud formal del Ministerio de Medio Ambiente para que el Comité Asesor Ministerial Científico para el Cambio Climático (C4) redactase un informe sobre el desarrollo de plantas desalinizadoras en el país. A partir de dicha solicitud, el Comité trabajó recopilando antecedentes y organizando talleres de trabajo con la comunidad científica a lo largo de varias etapas. Como resultado se prepararon una serie de recomendaciones, no siempre consensuadas, acerca del desarrollo de esta tecnología en el país.

El informe incluye algunos elementos introductorios que permiten por una parte contextualizar la crisis hídrica que está viviendo el país, incluyendo su distribución espacial y temporal considerando los escenarios de cambio climático. A lo largo del informe, la crisis hídrica se asocia al problema de la escasez hídrica que debe entenderse como un concepto dinámico, que surge cuando no hay congruencia entre las necesidades de agua para algún uso (de subsistencia, ambiental o productivo) y la capacidad del sistema para satisfacer estas necesidades.

Tomando en cuenta este marco conceptual podemos concluir que la escasez hídrica ocurre en distintas partes del país, pero concentrada entre las regiones centro norte y centro sur, donde se combina una reducción en la disponibilidad de agua derivada de la mega sequía, y una presión por necesidades de agua desde distintos sectores destacando en cantidad las necesidades del sector agrícola. Los efectos principales de la escasez hídrica se evidencian a nivel rural (tanto en provisión de agua potable como para uso agrícola). A la situación de sequía y las condiciones de demanda de agua, que incide sobre la disponibilidad total de agua a nivel de cuencas hidrográficas y comunas, se suman factores institucionales que en algunos casos profundizan la brecha hídrica física como, por ejemplo, la inexistencia de gestión integrada de cuenca, y la existencia de seccionamiento de cuencas, y agendas estatales contradictorias, que a veces generan situaciones de inequidad en el acceso al agua.

También a nivel de contexto, el informe realiza una presentación de la tecnología de desalinización, incluyendo la historia del desarrollo de esta tecnología, los detalles



del proceso y el nivel de desarrollo logrado en Chile. Pese a que recientemente ha existido un gran desarrollo tecnológico la historia de la desalinización es antigua. En un comienzo la tecnología de desalinización predominante era en base a procesos térmicos de destilación. Chile fue pionero en la implementación de este tipo de proceso, existiendo registro de una primera planta desalinizadora de escala industrial construida en Antofagasta en 1872. Hoy las tecnologías en base a membranas son las tecnologías dominantes, específicamente la tecnología de ósmosis inversa (o RO). Una planta desalinizadora incluye diferentes etapas para obtener agua dulce, desde la captación de agua hasta la descarga de residuos, entre las que destaca la unidad de desalinización que es el componente principal desde el punto de vista energético. Una planta de desalinización normalmente incluye:

- **Toma de agua de alimentación**, compuesta por bombas y tuberías para extraer el agua de la fuente (marina o salobre).
- **Pretratamiento**, consistente en la filtración de agua cruda para eliminar los componentes sólidos y la adición de sustancias químicas para reducir la precipitación de la sal y la corrosión del sistema.
- **Desalinización**, donde se remueven las sales disueltas en el agua, generando un volumen (mayoritario) de agua dulce y un volumen de agua de rechazo o salmuera, cuya concentración de sales es mayor que la del agua de origen.
- **Postratamiento**, para cumplir con los requisitos de los usos finales del agua se realizan diferentes procesos, e.g. corrección de pH con sales seleccionadas, remineralización de calcio y magnesio, eliminación de boro, desgasificación de dióxido de carbono y otros gases, y desinfección de microorganismos.
- Dependiendo del uso final del agua desalinizada se debe considerar una **etapa de impulsión y conducción** desde el lugar de tratamiento al destino final.

Existe una diversidad importante de opciones tecnológicas en cada una de estas etapas lo que conlleva también a una diversidad de costos (en términos energéticos y monetarios). Importante al momento de evaluar posibles impactos son las características de diseño de las etapas de captación de agua (salada o salobre) y la descarga (o uso potencialmente) de las aguas de rechazo o salmuera.

En Chile, en la década de 1990, la industria minera comienza a explorar el uso de agua de mar como fuente alternativa para los procesos industriales. A partir de estos años, se ha observado un incremento en el número de plantas desalinizadoras industriales en el norte del país. A pesar de este incremento, en Chile no existe una fuente de información oficial centralizada sobre los proyectos e instalaciones de desalinización. Para la elaboración de esta sección del informe, fue necesario consultar y compilar información de muy diversas fuentes.

A partir de los datos procesados, se individualizan 97 instalaciones y proyectos de impulsión de agua de mar y desalinización, de los cuales 5 se refieren a sistemas de impulsión de agua de mar para la minería sin mayor información sobre desalinización. De los 92 restantes, hay 38 plantas operativas con una capacidad de desalinización de 8.558 l/s (10 de ellas asociadas a centrales termoeléctricas); 3 plantas no operativas. Existe información también de la capacidad proyectada a futuro que asciende a 38.766 l/s, cuadruplicando la capacidad de tratamiento actual. La región de mayor crecimiento sería Antofagasta seguida de Atacama. La dominancia de estas regiones se explica en buena medida por la actividad minera que se realiza en la zona.

Tomando en cuenta la condición de escasez hídrica que sufre parte importante del país, la opción de la desalinización surge como una alternativa de adaptación. La desalinización debería ser considerada como una posibilidad más dentro de las medidas del Plan de Adaptación de Recursos Hídricos (que debe estar aprobado el año 2024), denominadas como nuevas fuentes (junto al reúso de aguas grises o servidas, trasvases de agua, recolección de aguas lluvia o soluciones basadas en infraestructura verde). En base a la experiencia comparada con países donde la desalinización tiene un mayor desarrollo, se puede señalar que incorporar la desalinización puede tener distintos objetivos, ya sea para un uso permanente entregando una fracción del agua requerida por el sistema o como respaldo para enfrentar los periodos de mayor escasez. Su objetivo de uso debería ser evaluado caso a caso.

Por otra parte, es posible identificar conexiones entre la tecnología de la desalinización y las estrategias de mitigación de emisión de gases de efecto invernadero existentes y futuras en nuestro país. Si bien la desalinización no corresponde a una opción directa de mitigación, ésta puede ser analizada desde el punto de vista de una tecnología habilitante a distintas opciones de mitigación en el marco de nuestra estrategia climática de largo plazo (ECLP). Analizando la tabla de asignaciones de medidas de mitigación de la ECLP se identifican las siguientes medidas de mitigación relacionadas:

- Limpieza en sistemas solares (paneles y heliostatos)
- Sector silvoagropecuario
- Uso de hidrógeno en electromovilidad e industria

Reconociendo estas oportunidades del uso de la tecnología de desalinización tanto como medida de adaptación o como parte de estrategias de mitigación es importante discutir una serie de desafíos y brechas relacionados con la instalación y operación de este tipo de tecnología y hacer luego algunas recomendaciones.

Uno de estos desafíos tiene relación con los potenciales efectos que la descarga de salmuera tiene sobre el medio físico y posteriormente sobre los sistemas socioecológicos. Existen diversas formas de disponer la salmuera proveniente de plantas desalinizadoras. No obstante, la forma convencional de disponer la salmuera en proyectos medianos y grandes suele ser mediante emisarios submarinos. El área de influencia (AI) de una descarga de salmuera se define como *“el lugar geométrico, en planta, donde se exceden límites máximos admisibles de variables como la salinidad, temperatura u otras sustancias”*. La mezcla entre la salmuera descargada y el medio receptor en el campo cercano¹ está dominada por la boyantez y el momentum de la descarga, actuando a una escala espacial del orden de metros y a una escala temporal del orden de minutos. La eficiencia del proceso de mezcla depende del diseño del emisario submarino, de las características del efluente y del medio receptor. Los esfuerzos por reducir el AI se centran en el campo cercano y se materializan usualmente mediante los emisarios submarinos, cuyos difusores tienen varias boquillas de descarga para maximizar la dilución. La eficiencia del proceso de descarga depende de la profundidad del difusor, de la longitud, tamaño y espaciamiento de boquillas y del patrón de corrientes en el sitio, entre otros factores. En los procesos de evaluación de impactos, para estimar el AI de la descarga en el medio, se debe caracterizar el campo hidrodinámico y el proceso de mezcla en un dominio lo suficientemente grande como para incluir la escala de los procesos físicos asociados a la descarga. De manera complementaria, el monitoreo del medio marino forma parte esencial de la gestión de sistemas de descarga de plumas salinas, pues permite verificar que, durante la operación, se cumpla con los requerimientos ambientales, esto es, que no se exceda el AI.

Los impactos asociados al vertimiento de efluentes como sales concentradas, pueden generar, entre otros efectos, estrés osmótico en organismos tanto pelágicos como bentónicos, así como impactos negativos en el funcionamiento y estructura de las comunidades y ecosistemas marinos costeros. Sin embargo, es importante notar que la extensión y magnitud de los impactos reportados muchas veces dependen de las tecnologías usadas, volumen de la descarga, lugar de emplazamiento y otros aspectos logísticos, así como también de las condiciones ambientales del destino del vertido, las características geomorfológicas, geográficas y oceanográficas de la zona costera afectada por la descarga (e.g. salinidad, velocidad de dilución) y además, la importancia ecológica, social y económica de las áreas adyacentes a la planta. En la misma línea, los impactos de la desalinización pueden ser sinérgicos con otros motores de cambio (amenazas antrópicas no climáticas), y en particular con factores asociados a la sobreexplotación de especies costeras (extracción de macroalga, extracción

¹ Pese a no existir una definición precisa se puede entender el campo cercano como una distancia del orden de metros a decenas de metros en torno al punto de descarga.

de invertebrados marinos), contaminación y vertido de fertilizantes procedentes de la agricultura, acidificación del océano entre otros.

Por otra parte, existen impactos potenciales asociados a la captura directa de agua de mar que son principalmente atribuidos a la succión de organismos marinos y su atrapamiento. Este tipo de impacto no ocurre en el caso de que la toma de agua sea de tipo subsuperficial.

Existen también desafíos en la consideración del uso de agua desalinizada como fuente de agua potable. A pesar de la proliferación de la desalinización para obtener agua potable en las últimas décadas, son escasas las investigaciones que profundizan en cómo impacta en los hábitos y prácticas de uso y consumo de agua a nivel doméstico, o en la salud de los consumidores. Estas se han desarrollado principalmente en países del medio oriente y Australia, donde dependen principalmente de la desalinización de agua de mar para abastecimiento humano. Dos desafíos importantes tienen relación con posibles impactos en temas de salud de la población considerando que la normativa de agua potable no está concebida para este tipo de fuente de abastecimiento, y además, el efecto económico que puede ocasionar en contextos de grupos vulnerables tener que acceder a una fuente de agua más costosa. Estos elementos limitan el nivel de aceptabilidad en la población de esta opción de adaptación.

El gran potencial de energías renovables de nuestro país permitiría una buena integración de éstas con las tecnologías de desalinización, mejorando las necesidades energéticas asociadas a los procesos de producción de agua dulce. A la demanda de energía propia de la tecnología es necesario sumar la demanda asociada al transporte del agua producida desde el nivel del mar hasta las zonas donde se va a hacer uso de ella. El consumo energético aumenta especialmente en el caso de impulsión hacia la cordillera. Existen áreas que han sido declaradas con alto potencial en ERNC, como el Desierto de Atacama y Magallanes, sin embargo, los efectos del cambio climático podrían afectar algunas de las variables asociadas a este potencial, por lo cual es importante indicar que los proyectos de desalinización con ERNC acopladas incorporen evaluaciones de los efectos del cambio climático en la producción de las mismas.

Adicionalmente a estos desafíos se identifican en este informe un conjunto de brechas normativas en diversos temas, incluyendo aspectos relacionados con la planificación territorial (en especial en zonas costeras), la naturaleza de las concesiones que ahora entregaría la Dirección General de Aguas y el título de propiedad del agua desalada (temas tratados en Proyecto de Ley sobre uso de agua de mar para la desalación), la magnitud de proyectos de desalinización que determinaría la obligación de ingresar al Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental y otros aspectos administrativos y de modelo de negocio que permitan un correcto financiamiento y participación del estado y privados en estos proyectos.

Tomando en cuenta todos estos **antecedentes de oportunidades y desafíos de la desalinización en Chile** se entregan un conjunto de recomendaciones:

1. Tomando en cuenta los **desafíos de la seguridad hídrica** y los compromisos de Chile en esta materia, contenidos en la Ley Marco de Cambio Climático, la ECLP y la NDC, **se debe considerar la desalinización dentro de las opciones a ser estudiadas.**
2. En este contexto la desalinización debe ser **considerada como parte del sistema de gestión del agua a nivel de cuenca y no como un sistema independiente.** En este sentido su estudio debe ser considerado en el Plan de Adaptación de Recursos Hídricos y los Planes Estratégicos de Recursos Hídricos de las cuencas del país. Complementario a lo anterior se recomienda su estudio a través de una Política Nacional de Desalinización.
3. Para incentivar el desarrollo de esta estrategia se debería **dar certeza jurídica a los inversionistas privados**, lo que para algunos se lograría dando la propiedad del agua desalinizada y que para otros, en cambio, sería complejo, por los conflictos similares que existen respecto a la propiedad de las aguas servidas tratadas (lo que es materia del proyecto de Ley discutido en este informe). Se debe también **ajustar el marco regulatorio actual** para el desarrollo de inversiones con financiamiento del estado que permita múltiples propósitos.

Para poder desarrollar esta tecnología de manera sustentable se deben resolver una serie de desafíos. Algunos de éstos son transversales al desarrollo de distintos tipos de proyectos productivos, mientras que otros son desafíos específicos a esta tecnología en particular:

4. Dentro de los **desafíos transversales** está el **correcto uso del territorio en zonas costeras**². Al respecto se requiere una regulación específica o una política pública, con criterios de localización y de justicia ambiental, para el uso sustentable de la zona costera³ o zona marítimo-terrestre, como ocurre en EEUU con la Ley de Costas (California Coastal Act, 1976) no limitándose al "borde costero". Adicionalmente se deben implementar una serie de mejoras y actualizaciones a los distintos Instrumentos de Planificación Territorial (IPTs) actualmente en operación en Chile.

² Pese a que la desalinización no necesariamente se tiene que desarrollar en la zona costera, el uso más común actualmente es éste.

³ La nueva Ley Marco de Cambio Climático (2022) de Chile, se refiere en sus normas a la "zona costera" y además la define, a diferencia de la normativa actual, que se limita a regular el uso del "borde costero". Así, en el art. 3º, se define zona costera como "espacio o interfase dinámica de anchura variable dependiendo de las características geográficas donde interactúan los ecosistemas terrestres con los acuáticos, ya sean marinos o continentales.

Considerando los **desafíos específicos** se proponen las siguientes recomendaciones:

5. Respecto del **uso de agua desalinizada como fuente de agua potable** se deben revisar los estándares de calidad de agua potable proveniente de aguas desalinizadas, vigilar los problemas de salud asociadas a la exposición al agua desalinizada tanto de corto como de largo plazo, incorporar normativa con requerimiento de monitoreo ambiental a nivel doméstico-comunitario del agua desalinizada en la NCh409/1.Of2005 y se debe asegurar la accesibilidad y evitar que las poblaciones vulnerables tengan cobros superiores debido al aumento de costos que signifique la desalinización. Por otra parte, siendo el agua un bien común natural, calificado como bien nacional de uso público, parece recomendable, que el **uso preferente** de las fuentes naturales, cuando estén disponibles, sea el consumo humano y que, por lo tanto, **la desalinización tienda a sustituir o complementar otros usos.**
6. Otro de los posibles usos del agua desalinizada es la **recarga de acuíferos o para la restauración de cuerpos de agua degradados.** Al respecto cabe señalar la necesidad de analizar cuidadosamente el medio y los ecosistemas para que el contraste de composición fisicoquímica con la masa de agua receptora no genere interacciones no deseadas en el medio. Las zonas donde ocurre la mezcla de aguas con características muy diferentes son químicamente activas y generan cambios importantes (pH, salinidad, composición iónica) tanto en la composición del agua como en el medio físico y ecológico.

La evidencia internacional y nacional destaca una serie de impactos posibles asociados al desarrollo de los proyectos de desalinización tanto en su etapa de construcción como en su etapa de operación. Estos impactos se asocian a la captación de agua a ser desalinizada (puede ser agua de mar o agua de acuíferos salobres), la descarga de salmuera y la emisión de gases de efecto invernadero y otros contaminantes producto de la generación de electricidad requerida para este tipo de proyectos.

Al respecto de la **evaluación y seguimiento de los potenciales impactos** de la desalinización se entregan las siguientes recomendaciones generales:

7. Considerar reglas especiales en la futura **Ley sobre Servicio de Biodiversidad y Áreas Protegidas (SBAP)** para velar por los potenciales impactos de este tipo de proyectos o similares en áreas marítimas costeras. De manera complementaria se deben establecer **Líneas de Base Ambientales y Normas Secundarias de Calidad** en bahías que potencialmente pueden alojar este tipo de proyectos.
8. Se deben definir las magnitudes y condiciones por las cuales los proyectos de desalinización deban ingresar al Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental.

En términos de consideraciones específicas, respecto de la **evaluación y seguimiento ambiental** de estos proyectos se recomienda:

9. En términos de la **participación ciudadana en el proceso de evaluación** se debe promover la amplia participación de actores relevantes (pescadores, artesanales e industriales, representantes de las agencias gubernamentales) en los procesos de evaluación de impacto y decisiones de localización.
10. En términos de las **metodologías y estándares para realizar la evaluación de impactos** se debe establecer una regulación ambiental específica para vertidos de salmuera, que esté apoyada por el mejor criterio científico conocido hasta la fecha y se deben mejorar las metodologías de modelación de la pluma de descarga considerando una batimetría de precisión, la hidrodinámica de la columna inferior de agua y considerando parámetros relacionados con impactos ecológicos en la delimitación del área de influencia sin centrarse sólo en el exceso de salmuera respecto de un umbral. En la definición de esta regulación ambiental específica se debe reconocer la diferencia de impactos potenciales en función del tamaño del proyecto de desalinización. Se debe promover también la **reutilización y valoración de las salmueras en usos productivos** como la agricultura o extracción de minerales.
11. En términos del **monitoreo y plan de seguimiento de proyectos** se debe implementar monitoreo del medio biótico siguiendo metodología BACI (*Before After Control Impact*), se debe disponer de un sistema de monitoreo continuo de la descarga en tiempo real y con acceso instantáneo a entes fiscalizadores y que incluya monitoreo de asentamiento larval en la zona intermareal. Los programas de vigilancia ambiental (PVA) deben considerar las mismas estaciones utilizadas en la línea base y asegurar que estén los descriptores necesarios. Cuando la captura es subsuperficial es necesario un monitoreo de la evolución de la interfase agua dulce-agua de mar tierra adentro y en base a modelos conceptuales de funcionamiento basados en datos del propio acuífero costero.
12. Se debe asegurar que la **fuerza de energía para la desalinización** (sea que ésta se use como fuente de agua para la seguridad hídrica o como apoyo para el desarrollo de estrategias de mitigación) provenga de energía renovable para asegurar que no exista un aumento en la emisión de gases de efecto invernadero. De acuerdo con las proyecciones presentadas esto implica poder disponer del orden de entre 280 MWh y 840 MWh, lo que equivale a un parque solar de entre 1.000 MW y 3.000 MW de capacidad instalada. Dado estos altos requerimientos es indispensable tener una coordinación entre los procesos de planificación eléctrica y energética (incluyendo Planeación Energética de Largo Plazo y Estrategia Nacional de Hidrógeno Verde) con una estrategia de desalinización.
13. Además, y considerando las múltiples incertidumbres asociadas a los impactos potenciales de la desalinización **se recomienda avanzar en una agenda de investigación** para comprender los impactos en especies de importancia ecológica, comercial y biodiversidad, con la participación de pescadores y otros actores claves en la gestión pesquera, para poder diseñar iniciativas de desalinización que tengan los menores impactos y mayor aceptabilidad social. En específico se recomienda implementar un programa de investigación por cinco años para

generar información básica sobre la respuesta de especies claves (e.g. especies bioingeniería, depredadores claves, recursos) y funciones claves (e.g. productividad) ante un incremento en la salinidad.

14. Complementando el trabajo iniciado en este informe, **se recomienda generar y mantener un catastro público actualizado sobre instalaciones de desalinización** operativas, paralizadas y proyectos en curso, incluyendo: caudales de alimentación, procesamiento y descarga; ubicación georreferenciada de toma de alimentación, procesamiento y descarga; fuente de alimentación; tipo de sistema de descarga; tipo de pretratamiento; consumo energético; fuentes de energía; empresa operadora; empresa(s) o ente(s) propietario(s); *ultimate beneficial owner* del ente propietario.



Muchas de las recomendaciones, brechas y desafíos aquí señalados pueden asumirse en el proyecto de ley en actual discusión en el Congreso Nacional. Estas consideraciones son incluidas en una sección especialmente dedicada en este Informe



SECCIÓN A
INTRODUCCIÓN



CAPÍTULO 1

OBJETIVOS Y PREPARACIÓN DEL INFORME

Frente al problema de escasez hídrica potenciada por el cambio climático, en Chile se han instalado plantas desalinizadoras de distintos tamaños particularmente en la zona norte del país cuyo incremento nos plantea el desafío y la oportunidad científica de investigar las ventajas y desventajas de este proceso. Todo esto acorde a la Ley Marco de Cambio Climático, publicada en el Diario Oficial en junio de 2022, y especialmente a los principios científicos, de equidad y justicia climática, progresividad y no regresión, preventivo y precautorio, de urgencia climática, de territorialidad y enfoque ecosistémico (art. 2º), y otros orientados hacia la sostenibilidad y a una transición hídrica justa que asegure la seguridad hídrica en el país (art. 3º).

El presente documento fue elaborado en respuesta a la solicitud formal del Ministerio de Medio Ambiente para que el Comité Asesor Ministerial Científico para el Cambio Climático (C4)⁴ redactase un informe sobre el desarrollo de plantas desalinizadoras en el país. A partir de dicha solicitud, el Comité trabajó recopilando antecedentes y organizando talleres de trabajo con la comunidad científica a lo largo de varias etapas. Como resultado se prepararon una serie de recomendaciones, no siempre consensuadas, acerca del desarrollo de esta tecnología en el país. El proceso de elaboración de este informe se presenta en la Figura 1.1 y se explica en detalle a continuación.

Es importante señalar que el objetivo de este informe no es presentar una visión consensuada en torno a la temática de la desalinización en Chile, sino reflejar la diversidad de miradas que existen en el ámbito científico sobre las oportunidades, desafíos y brechas que representa la adopción de la desalinización como estrategia de adaptación y de apoyo también a la estrategia de mitigación.

⁴ En orden alfabético: Linda Danielle, Laura Farías, Pablo Marquet, Rodrigo Palma, Alejandra Stehr, Anahí Urquiza, Sebastian Vicuña y Elizabeth Wagemann.



Figura 1.1.
Proceso de elaboración del informe.
Fuente: Elaboración propia.

En la **primera etapa** de desarrollo del informe, el C4 organizó una serie de reuniones con expertos locales de distintas áreas del conocimiento a fin de recabar antecedentes generales sobre la desalinización, tales como: la situación nacional e internacional de la industria, las tecnologías disponibles y el uso de recursos, los principales impactos sociales, ambientales, territoriales y económicos, algunos aspectos generales sobre normativa y regulación, entre otros temas. En la Tabla 1.1, están listados los expertos y expertas que expusieron su perspectiva y dialogaron sobre estos temas con el Comité.

Fecha	Invitado	Adscripción	Temática
13 de junio	Diana Ewing Rafael Palacios Rubén Muñoz	Comité Técnico ACADES	La desalinización como nueva fuente de agua para Chile
4 de julio	María Christina Fragkou	Profesora, Depto. Geografía, Univ. de Chile	Consideraciones de la desalinización de agua de mar para consumo humano
	Patricio Winckler	Profesor, Fac. Ingeniería, Univ. de Valparaíso	Infraestructura de desalinización y modelamiento de descarga
18 de julio	Claudio Sáez	Director, Hub Ambiental, Univ. Playa Ancha	Desalinización como complemento al consumo humano y agricultura en el Centro-Norte de Chile
	Víctor Aguilera	Investigador, Centro de Estudios Avanzados en Zonas Áridas	VARIABLES OCEANOGRÁFICAS Y BIOLÓGICAS PARA PLANEACIÓN Y DISEÑO DE PLANTAS DESALINIZADORAS EN EL CENTRO-NORTE DE CHILE
	Rodrigo Bórquez	Profesor, Depto. de Ing. Química, Univ. de Concepción	Desarrollo de tecnología local de desalinización como alternativa para abastecimiento hídrico

Tabla 1.1.
Expertas y expertos invitados por el C4.
Fuente: Elaboración propia.

Durante la **segunda etapa**, el Comité realizó una amplia convocatoria a la comunidad científica del país, ya plasmada desde la COP 25, para llevar a cabo un primer taller de trabajo en formato virtual el día 12 de agosto de 2022. En dicha ocasión participaron más de 60 investigadoras e investigadores de diversas disciplinas e instituciones a lo largo del país, quienes se inscribieron previamente en alguna de las tres grandes temáticas relevantes para la desalinización en Chile: ciencias naturales, temas socio-técnicos y temas socio-culturales. Se organizaron varias mesas para cada

temática, en las que se discutieron tres preguntas relacionadas con la temática de la mesa (ver Anexo 1). Los participantes registraron sus ideas en un mural virtual preparado previamente para ello, el contenido de los murales de cada mesa se almacenó en archivos de imagen y hojas de cálculo que sirvieron para identificar los temas que los investigadores relevaron en la discusión. Las imágenes antes mencionadas se encuentran en el Anexo 1 del presente informe.

En la **tercera etapa**, a partir de los antecedentes recopilados en las discusiones realizadas y de los murales elaborados en el taller, el Comité definió la estructura e índice del presente informe, e invitó a diferentes investigadores a participar como coautores de cada una de las secciones correspondientes. En esta etapa, se comenzaron a redactar los capítulos de manera colaborativa entre científicos de áreas afines con los temas presentados, a su vez se realizó una evaluación de la literatura y antecedentes disponibles para la preparación de estos capítulos. Durante esta etapa se desarrolló una actualización del catastro de Plantas Desalinizadoras operando y proyectadas en Chile. Este catastro se realizó en coordinación con ACADES para confirmar y suministrar información importante en la construcción de la base de datos.

El día 24 de octubre se llevó a cabo un segundo taller de trabajo con la comunidad científica donde se discutieron los avances de los capítulos y las recomendaciones recopiladas hasta esa fecha. La imagen del mural virtual de esta actividad se encuentra en el Anexo 1. Además, en dicha oportunidad, la Dra. Verónica Delgado expuso sobre el Proyecto de Ley "Sobre el uso del agua de mar para desalinización (Boletín 11.608-09)". Finalmente, se realizó un trabajo de coordinación de contenidos de capítulos y de recomendaciones.



CAPÍTULO 2

CONTEXTO: SEGURIDAD HÍDRICA Y CAMBIO CLIMÁTICO

El objetivo de este capítulo es contextualizar la crisis hídrica que está viviendo el país, donde dentro de las soluciones disponibles para hacerle frente se encuentra la desalinización. Para lograr lo anterior se utilizan los conceptos de seguridad hídrica y escasez hídrica, presentándose antecedentes de cómo la escasez hídrica se distribuye territorialmente, como ésta ha cambiado recientemente y cómo se espera que evolucione en el futuro.

2.1 CRISIS HÍDRICA = INSEGURIDAD HÍDRICA = ESCASEZ HÍDRICA

La desalinización surge como una de las alternativas para contribuir a reducir los impactos de la creciente crisis hídrica que afecta a una parte importante del país. En este sentido, en esta sección introductoria nos hemos propuesto caracterizar las condiciones actuales y esperadas de la crisis hídrica en Chile, incluyendo la magnitud de la brecha y las condiciones en que ésta se torna crítica.

Para efectos de este documento vamos a entender la crisis hídrica como la ausencia de seguridad hídrica. La seguridad hídrica ha sido definida de distintas maneras, pero usaremos en este informe la definición presentada en la Ley Marco de Cambio Climático que indica en su art. 3 letra s) *“seguridad hídrica: posibilidad de acceso al agua en cantidad y calidad adecuadas, considerando las particularidades naturales de cada cuenca, para su sustento y aprovechamiento en el tiempo para consumo humano, la salud, subsistencia, desarrollo socioeconómico, conservación y preservación de los ecosistemas, promoviendo la resiliencia⁵ frente a amenazas asociadas a sequías y crecidas y la prevención de la contaminación”*.

⁵ La Ley Marco de Cambio Climático define a la “resiliencia climática”, en el art. 3º, como “capacidad de un sistema o sus componentes para anticipar, absorber, adaptarse o recuperarse de los efectos adversos del cambio climático, manteniendo su función esencial, conservando al mismo tiempo la capacidad de adaptación, aprendizaje y transformación.

La Figura 2.1 nos ayuda a interpretar de manera más clara el concepto de seguridad hídrica, que reconoce que el agua es un recurso para satisfacer distintas necesidades (sostener medios de vida humana, el desarrollo socioeconómico y la conservación de los ecosistemas). Por otra parte, para poder satisfacer estas necesidades debe existir una provisión de agua que surge como una conjunción de las condiciones climáticas (precipitación y temperatura del aire, principalmente), biogeográficas (ecosistemas, cobertura vegetal, suelos, geomorfología, relieve) y la presencia de obras de infraestructura que permitan la regulación, extracción, distribución y tratamiento de los recursos hídricos y el desarrollo de ecosistemas acuáticos (Vicuña et al., 2020). También surge como factor relevante la existencia de instituciones y una gobernanza adecuada que permitan una correcta asignación del agua y que sean capaces de resolver problemas de competencia y conflictos entre usos, entre otros aspectos (Stehr et al., 2019).

Cuando la provisión de agua no es suficiente para satisfacer las necesidades podemos decir que hay inseguridad, escasez o brecha hídrica. Es importante dejar claro que esta brecha hídrica puede ser una brecha actual en términos de necesidades existentes. Pero también esta brecha puede ser la manifestación de una necesidad no existente aún, ya que se manifiesta una vez que aumenta la posibilidad de acceder a nuevas fuentes de agua. La expansión del uso del territorio (para actividades agrícolas o desarrollo urbano) puede generar esta brecha hídrica. Si esta expansión no se desarrolla de manera planificada o no se hace teniendo en cuenta la disponibilidad real de agua, la brecha hídrica puede que siempre se mantenga (ver Capítulo 4 y Capítulo 11).

Para cerrar esta presentación conceptual es importante reconocer que la escasez hídrica es un concepto dinámico, que surge cuando no hay congruencia entre la demanda de agua para algún uso (productivo, de subsistencia o ambiental) y la capacidad del sistema para satisfacer esa demanda. Es por esta razón que podemos tener escasez hídrica en zonas del sur de Chile, donde la precipitación es relativamente abundante pero aún así el agua disponible no es capaz satisfacer las necesidades, por ejemplo por falta de infraestructura que permita el acceso a agua.

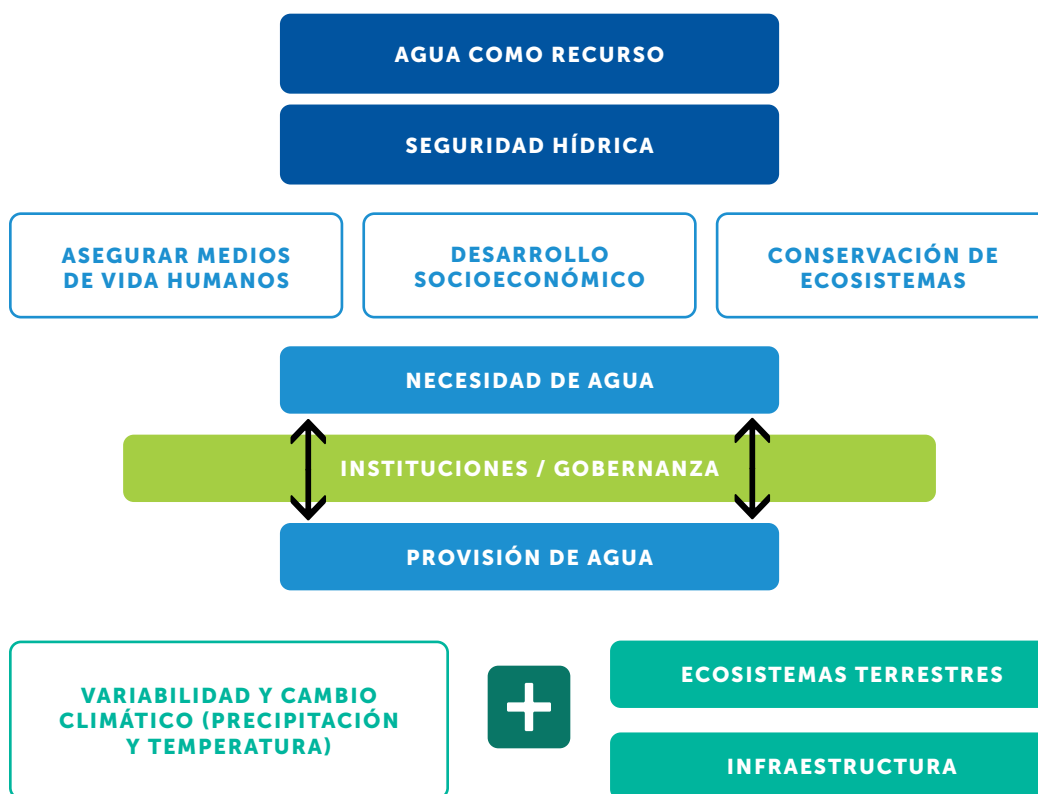


Figura 2.1. Marco conceptual de la seguridad hídrica.
Fuente: Vicuña et al. (2020).

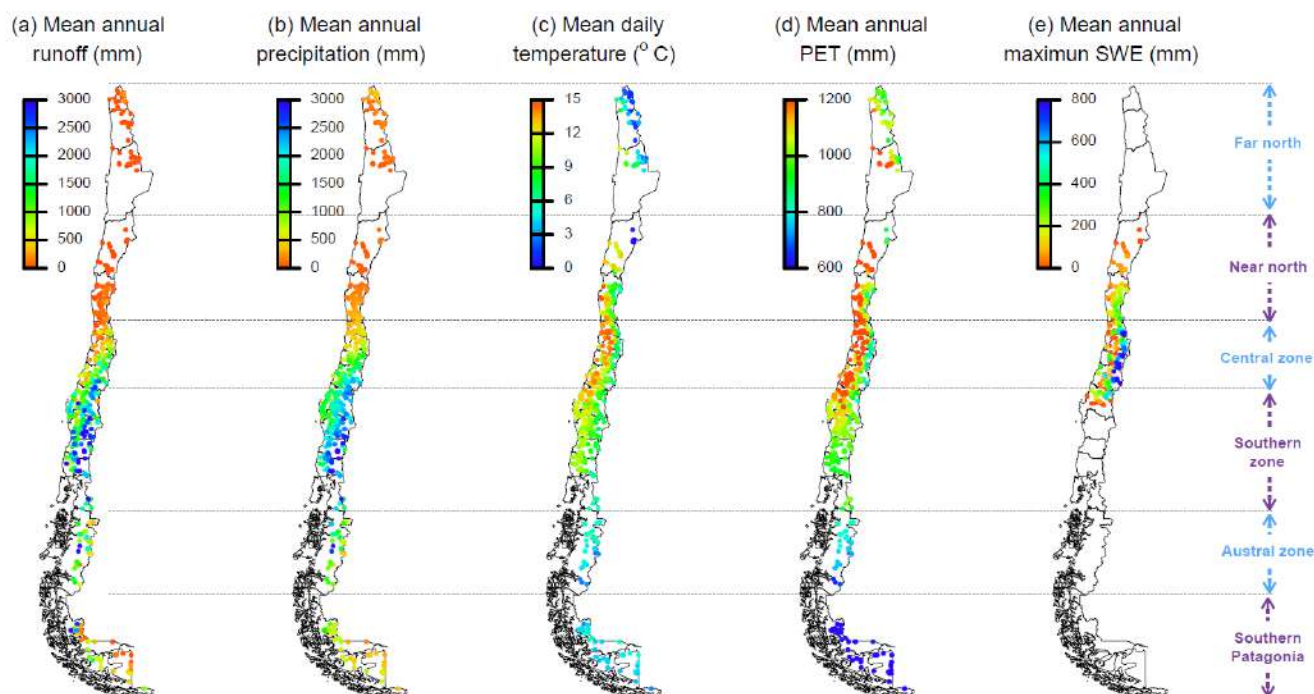
2.2 ESCASEZ HÍDRICA EN CHILE, SU DISTRIBUCIÓN ESPACIAL Y TEMPORAL

Tras presentar el marco conceptual presentamos ahora algo de información que permita caracterizar las condiciones de escasez hídrica en Chile. En primer lugar, presentamos la provisión o disponibilidad de agua principalmente a través de precipitaciones y su manifestación en términos de escorrentía y caudales en ríos. La distribución espacial de la disponibilidad de agua en Chile es extremadamente variable dada la diversidad latitudinal y altitudinal que tiene el país (Fernandez y Gironas, 2021), que tiene como consecuencia los distintos tipos de clima y distribución de precipitaciones a lo largo del año en el país. El análisis de estaciones meteorológicas y fluviométricas realizado por Álvarez-Garreton et al. (2018) –y también en otros trabajos como Aceituno et al. (2021)– dan cuenta de esta variabilidad (ver Figura 2.2).

Figura 2.2.

Diversidad en las condiciones meteorológicas e hidrológicas en Chile obtenidos a través de estaciones de monitoreo. (a) Escorrentía superficial media anual (b) Precipitación media anual (c) Temperatura media diaria (d) Evapotranspiración potencial media anual (e) Equivalente de agua máximo promedio anual.

Fuente: Álvarez-Garretón et al. (2018).



Por otra parte, existen antecedentes que dan cuenta que estas condiciones están cambiando. Por ejemplo en la zona centro y centro sur de Chile (30°- 41°S), durante los últimos 10 años y dependiendo de la localidad se ha registrado una reducción importante en la precipitación y consecuentemente en los caudales en ríos en esta zona del país. Esta situación ha sido descrita por distintos autores (Garreaud, et. al., 2020; DGA 2021; Álvarez-Garretón et al., 2021). La Figura 2.3, tomada de Álvarez-Garretón et al. (2021) nos presenta una buena síntesis de la situación, en esta se muestra las anomalías de precipitación, y flujo superficial de agua en cuencas ubicadas entre los 31° y 40°S, durante las últimas 3 décadas.

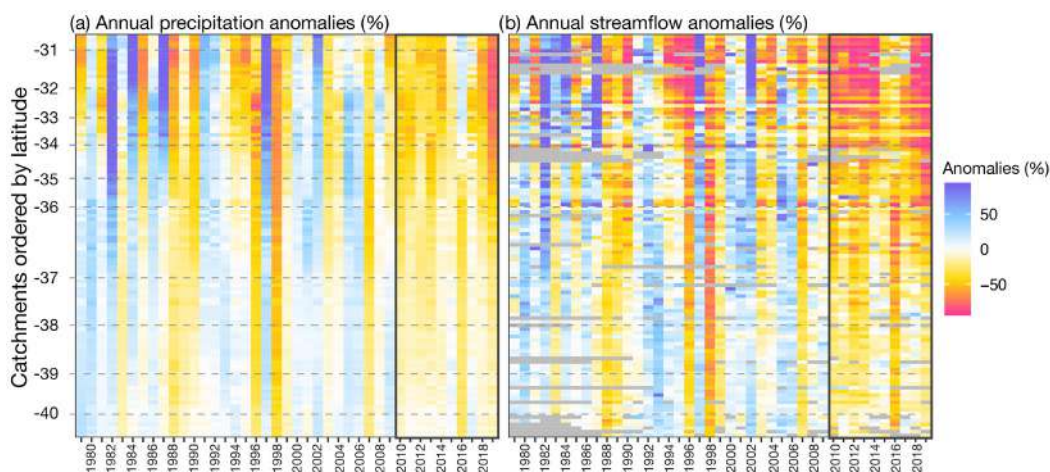


Figura 2.3.
Anomalías anuales relativas de la precipitación (a) y del caudal (b) a escala de la cuenca.

Fuente: Álvarez-Garretón et al. (2021).

La Figura 2.3 permite visibilizar la manifestación de la mega sequía durante los últimos 40 años. En parte como una disminución en las precipitaciones anuales (sequía meteorológica), así como una importante disminución en la disponibilidad superficial de agua (sequía hidrológica), en prácticamente todas las cuencas del país, siendo más pronunciada en las cuencas de la zona centro norte.

Esta condición sin precedente de mega-sequía ha sido un catalizador de la crisis hídrica en Chile. La situación hacia el futuro es incierta ya que no se conoce exactamente cuánto más persistirá esta condición de sequía. Lo que sí es muy probable es que, incluso después de “terminada” la mega sequía, haya sistemas socio-hidrológicos que quedarán vulnerables por varios años. Por otra parte, como se verá más adelante, si bien se conoce el impacto que tendrá el cambio climático en temperaturas y precipitaciones, su impacto en la ocurrencia de sequías (magnitud, duración y frecuencia) en el territorio nacional es aún poco conocida.

De manera similar existe un aumento en la temperatura máxima, la cual incrementa la ocurrencia de olas de calor (días consecutivos con temperaturas sobre un umbral de temperatura), y que afectan directamente a la salud de la población y distintos componentes del ciclo hidrológico (e.g. menor contenido de humedad en el suelo, derretimiento de glaciares y nieve y aumento de evapotranspiración) (estos efectos contribuyen a una sequía agronómica e hidrológica). La Figura 2.4 muestra la tendencia de olas de calor por década usando datos del producto climático ERA5 de temperatura máxima para los meses de noviembre a marzo y durante el periodo 1980-2020. En el panel derecho se presenta el umbral de temperatura utilizado para caracterizar las olas de calor (Percentil 90; P90), es decir sobre qué temperatura se considera una ola de calor, mientras el panel izquierdo presenta la tendencia por década de las olas de calor, indicativa si han aumentado o disminuido. Se aprecia que en la mayor parte del país las olas de calor han aumentado y solo en la costa se ha mantenido una condición sin una clara tendencia. Se pueden agregar a estos antecedentes los cambios recientes que han ocurrido en la acumulación y derretimiento de nieve y cambios en glaciares en Chile (Stehr et al., 2017; Farías-Barahona et al., 2020; Hess et al., 2020; Robson et al., 2022).

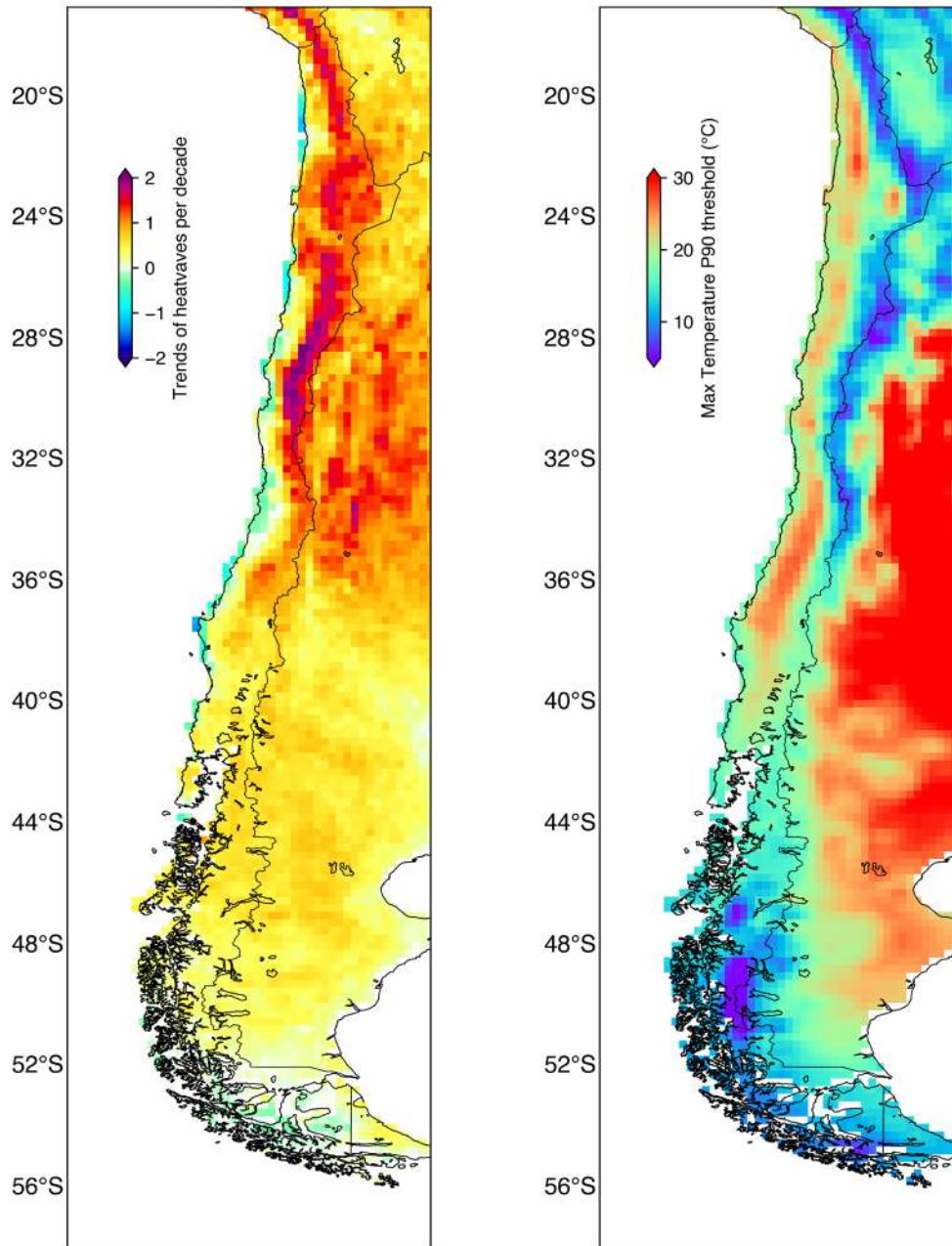


Figura 2.4. Tendencia de olas de calor por década para los meses comprendidos entre noviembre y marzo durante el periodo 1980-2020.

Fuente: González-Reyes, et al. (en revisión).

Estos cambios recientes han sido descritos como una manifestación temprana del impacto del cambio climático cuyos efectos se esperan acentúan estas tendencias especialmente en la zona central del país. La Figura 2.5 muestra los cambios en precipitación, temperatura media del aire y evapotranspiración potencial total esperados para un escenario a finales de siglo con alto nivel de emisiones. Producto de estos cambios, se espera un desplazamiento de las zonas áridas y semiáridas en Chile desde el norte al centro del país tal como se presenta en la Figura 2.6 (CCG, 2022). Estos cambios implican una disminución en la disponibilidad de recursos hídricos tal como se presenta en la Figura 2.7 (Stehr et al., 2019).

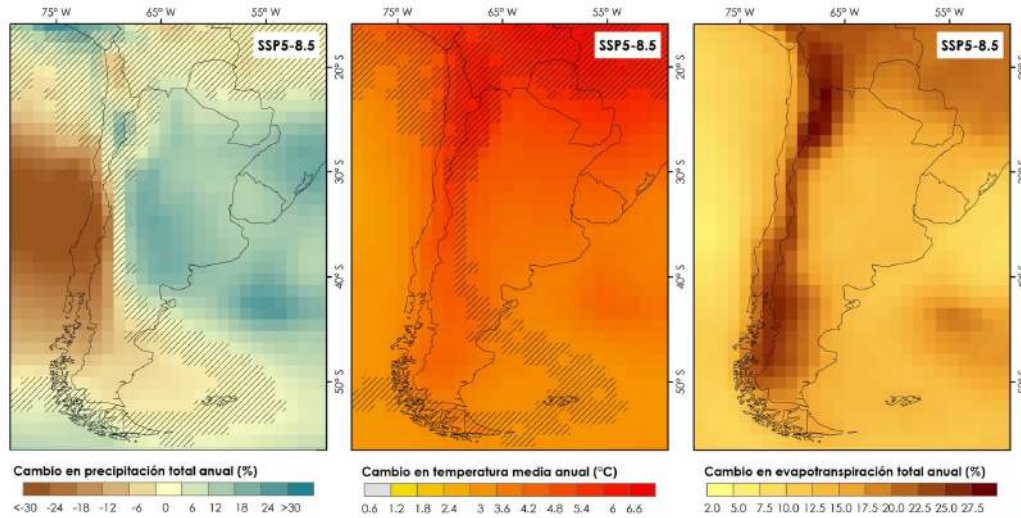


Figura 2.5. Cambios esperados en precipitación, temperatura y evapotranspiración media anual comparación periodo 2080-2100-para escenario SSP5-8.5. Fuente: CCG (2022).

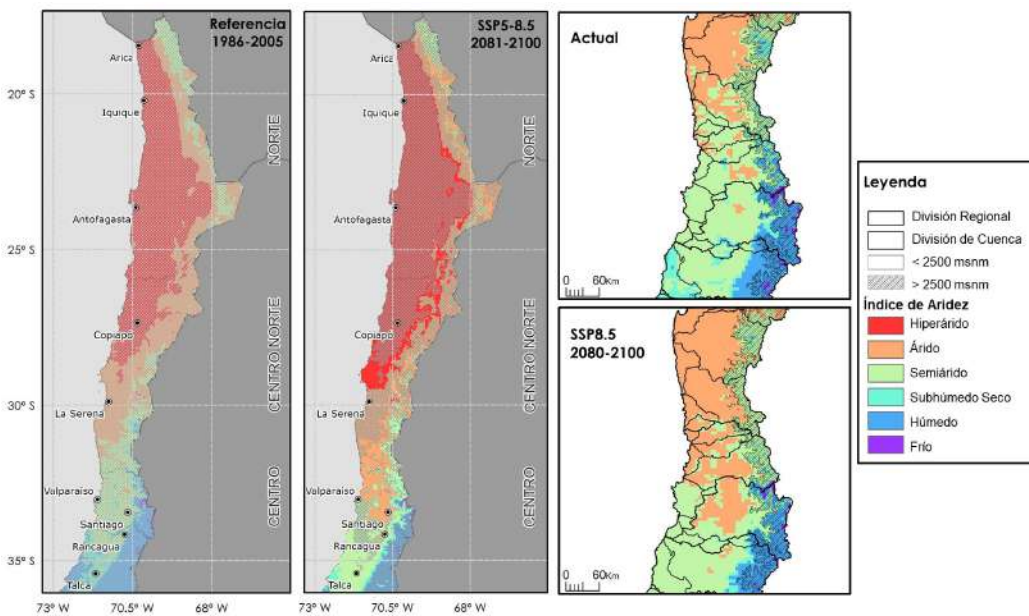


Figura 2.6. Zonas áridas y semiáridas en Chile períodos 1986 - 2005 y 2081 - 2100. Fuente: CCG (2022).

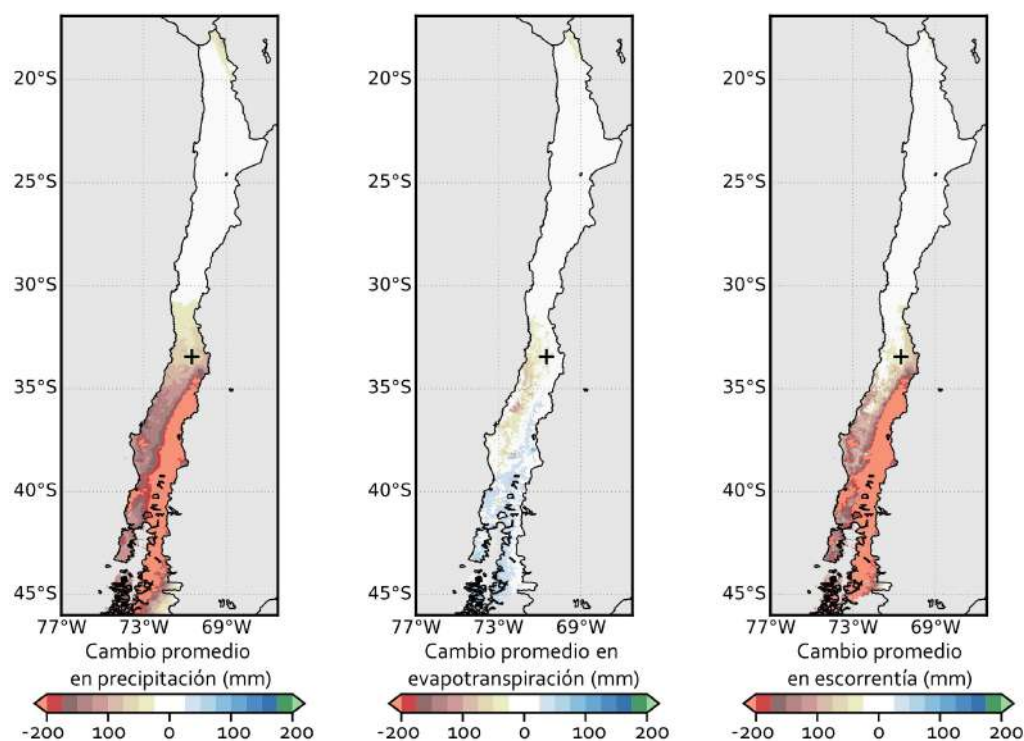


Figura 2.7. Cambios promedio en precipitación, evapotranspiración y escorrentía entre 1985-2015 y 2030-2060. Corregido por la demanda de riego. Fuente: Stehr et al. (2019)

Pese al evidente efecto de los cambios de las condiciones meteorológicas en el problema de la crisis hídrica es necesario incluir en el análisis las condiciones de demanda o necesidades de agua en el país para tener una visión completa. Para mostrar este punto presentamos los análisis realizados en Marquet et al. (2021) quienes comparan la disponibilidad de agua, representada a través de los resultados recientes de la Actualización del Balance Hídrico de Chile (DGA, 2017a, 2018, 2019) con la estimación de las necesidades o demanda de agua a través del trabajo realizado por DGA (2017b). En Marquet et al. (2021), estos resultados son agregados a escala de cuenca, destacando la situación de aquellas cuencas en las que la demanda de agua supera lo que se considera el límite de sustentabilidad en el manejo de los recursos hídricos -i.e. 40% de la disponibilidad de acuerdo con Rockstrom (2009). A escala de cuenca (que no permite reconocer situaciones de escasez local que son muy relevantes) queda en evidencia que gran parte de las cuencas entre la macrozona norte y macrozona centro norte del país superan este límite de sustentabilidad (ver Figura 2.8 y Tabla 2.1).

En el informe Radiografía del Agua (Escenarios Hídricos 2030, 2018) se realizó un análisis de la brecha hídrica mediante un índice que compara la oferta con la demanda, en este caso la demanda se caracteriza por los derechos de aprovechamiento de Aguas (DAA), la captación de aguas y el consumo de agua. Estos últimos dos fueron estimados, a escala de comuna, en el estudio de Huella Hídrica Nacional realizado por Jaramillo y Acevedo (2017). Los resultados del análisis finalmente fueron agrupados

a nivel de cuenca, donde se consideraron 25 de las 101 cuencas existentes a nivel nacional (Figura 2.9). Los resultados obtenidos por Escenarios Hídricos 2030 (2018) y Marquet et al. (2021), a pesar de ser realizado con distintas metodologías, presentan resultados similares.

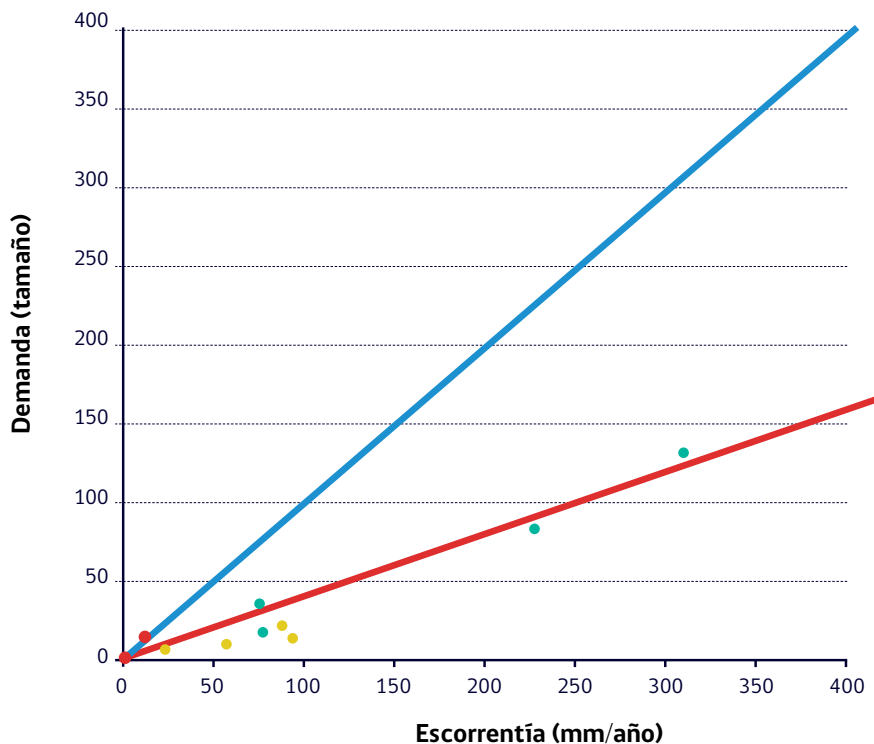


Figura 2.8. Relación entre escorrentía y demanda de agua para las cuencas con escorrentías inferiores a 400 mm/año.

Fuente: Marquet et al. (2021).

Nota: La línea celeste representa los casos en los que la demanda es igual a la escorrentía y la línea roja, los casos en que la demanda es el 40% de la escorrentía.

Macrozona	Nombre cuenca	Estado
Norte	Río San José	Demanda supera escorrentía
	Pampa del Tamarugal	Demanda supera el 40% de la escorrentía
	Río Loa	Demanda supera el 40% de la escorrentía
Centro-Norte	Río Copiapó	Demanda supera el 40% de la escorrentía
	Río Huasco	Demanda inferior al 40% de la escorrentía
	Río Elqui	Demanda inferior al 40% de la escorrentía
	Río Limarí	Demanda inferior al 40% de la escorrentía
	Río Choapa	Demanda inferior al 40% de la escorrentía

Tabla 2.1. Situación de las cuencas analizadas en Marquet et al. (2021).

Fuente: Marquet et al. (2021).

Macrozona	Nombre cuenca	Estado
Centro	Río Petorca	Demanda inferior al 40% de la escorrentia
	Río Ligua	Demanda supera el 40% de la escorrentia
	Río Aconcagua	Demanda inferior al 40% de la escorrentia
	Río Maipo	Demanda supera el 40% de la escorrentia

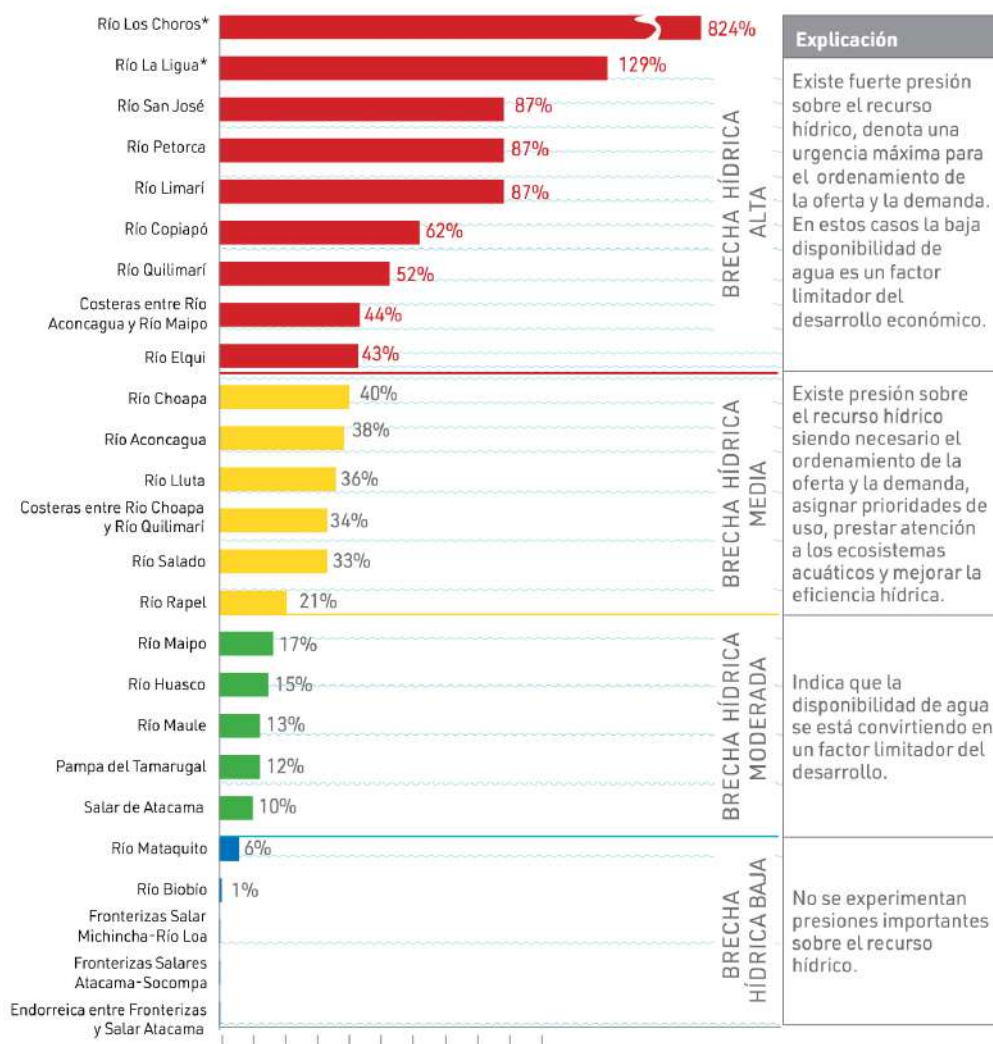


Figura 2.9. Situación de las cuencas analizadas en Escenarios Hídricos 2030 (2018)

Fuente: Escenarios Hídricos 2030 (2018).

Nota: Río La Ligua y Río los Choros poseen un consumo mayor a la oferta referencial de la cuenca al superar el umbral del 100%

Para tener una idea más clara de cómo es la situación hídrica a nivel comunal, se realizó un procedimiento similar al empleado en Marquet et al. (2021), para hacer una comparación entre la disponibilidad de agua y la necesidad de este recurso para todas las comunas de Chile continental. Para el caso de la demanda hídrica hay algunas diferencias, la primera es que el dato de la demanda agrícola se extrajo de la misma fuente de la que se extrajo la escorrentía y flujo base (oferta), la cual es mayor que en Marquet et al. (2021), pero sigue estando en una escala equivalente. Para el caso del agua potable urbana, los datos tienen el mismo origen, pero actualizados a la fecha. Tanto para el caso de la demanda de agua potable rural y agua para minería se aplicó el mismo procedimiento, el cual consiste en dividir los consumos de cada subcuenca identificados en el estudio de demanda DGA (2017) en función del área que ocupa cada consumo, para luego hacer una sumatoria de éstos a escala de comuna.

Los resultados se pueden observar en la Figura 2.10, donde en el cuadro A se pueden ver la totalidad de las comunas analizadas, en el cuadro B las comunas desde la región de Arica y Parinacota hasta la región de Atacama, y en el cuadro C las comunas desde la región de Coquimbo hasta la región de O'Higgins. Como se puede observar en la figura, las zonas con un alto nivel de escasez hídrica corresponden a la zona centro y norte del país. En el caso de la zona norte, el consumo de agua por parte de la industria minera hace que la demanda de este recurso sea especialmente alta. Por su parte, las regiones de la zona centro del país, al concentrar una gran parte de la población, presentan un elevado consumo de agua potable urbana y agua destinada a la agricultura. Producto de la alta disponibilidad hídrica de las comunas desde la región del Biobío hasta la región de Magallanes, tanto en forma de escorrentía como flujo base, ellas no presentan una demanda de agua por sobre el límite del 40% de la disponibilidad de este recurso.

Cabe destacar que estos análisis son a nivel comunal, por lo cual no toman en cuenta ni detectan problemas de acceso a agua que pudiesen tener localidades específicas (especialmente a nivel rural) dentro de una comuna. Una revisión detallada de la situación del acceso a agua potable para comunidades rurales se puede encontrar en Fundación Amulen (2019). A modo de ejemplo, una comunidad puede pertenecer a una comuna que presente un superávit hídrico, pero no tener acceso a agua potable urbana o rural por la ausencia de empresas sanitarias o arranques de APR en la zona (Chacón, 2021).

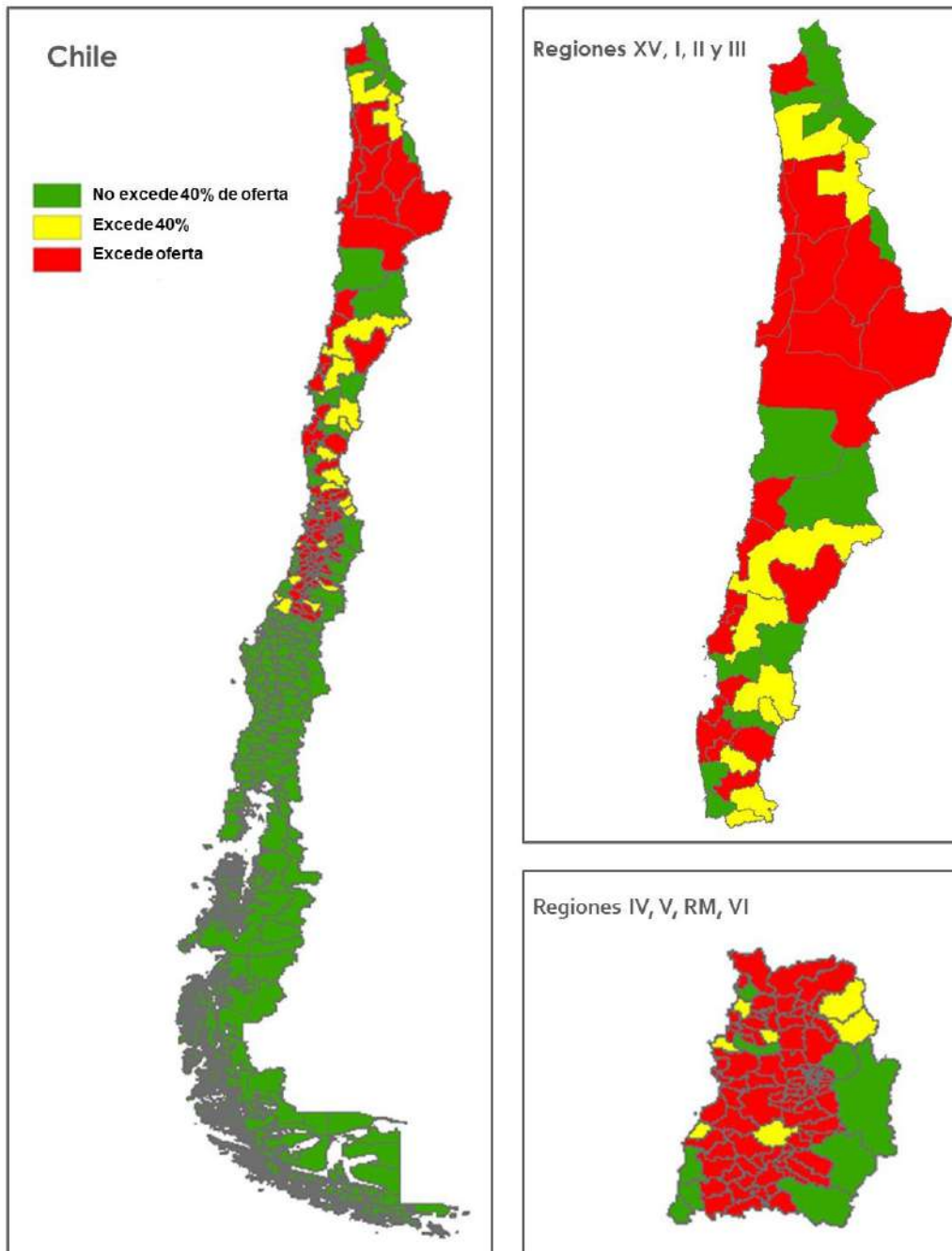


Figura 2.10.
Escasez hídrica
a nivel comunal.
Fuente: Elaboración propia.

2.3 DESAFÍOS DE GESTIÓN Y GOBERNANZA PARA RESOLVER LA CRISIS HÍDRICA

A la ya descrita situación de sequía y las condiciones de demanda de agua, que incide sobre la disponibilidad total de agua a nivel de cuencas hidrográficas y comunas, se suman factores institucionales que en algunos casos profundizan la brecha hídrica física. Una lista, no exhaustiva, de estos factores incluye:

- Inexistencia de gestión integrada de cuenca, exigencia OCDE/CEPAL 2005 y 2016
- Seccionamiento de cuencas, que genera situaciones de inequidad en el acceso al agua.
- Alta incertidumbre sobre valores efectivos de extracciones desde cauces superficiales y especialmente desde acuíferos.
- Baja capacidad de fiscalización.
- Multiplicidad de instituciones con atribuciones en temas hídricos, que implica descoordinación y varias funciones sin un responsable a cargo.
- Dificultades de funcionamiento en el mercado de derechos de aprovechamiento de agua, que rigidiza la gestión e introduce ineficiencias en la asignación de las aguas.
- Bajísima existencia y/o funcionamiento de comunidades de aguas, lo que impide la correcta gestión.
- Debilidades institucionales y financieras de comités de agua potable rural/SSR.

En todo caso, se considera un avance la incorporación de la función ambiental del agua como una dimensión de gran relevancia en los esquemas de gestión y la consideración del cambio climático. Esta dimensión se formaliza decididamente, primero, en las recientemente promulgadas modificaciones al Código de Aguas (MOP, 2022), que indican la posibilidad de establecer derechos de aprovechamiento para su uso en el cauce, es decir, con fines de conservación y preservación ambiental. Dado que la mayoría de las cuencas hidrográficas de Chile, al menos al norte del Maule, tienen sus caudales completamente asignados desde antes de 2005 (cuando se estableció la figura de caudal ecológico en la legislación), esta innovación representa un desafío de gran magnitud, por cuanto introduce una dimensión que de alguna manera entrará en conflicto con usos establecidos del agua en el mediano plazo.

Los hitos de la reforma del Código de Aguas son: i) se declara de interés público el derecho humano al agua, la preservación ecosistémica y el equilibrio entre estos usos y los productivos; ii) se eleva el monto de las patentes por no uso para que las aguas sean devueltas al Estado; el derecho (nuevo o antiguo) caducará si se pagan patentes por no uso durante 5 años (derechos no consuntivos) y 10 (en el caso de los derechos no consuntivos); iii) toda agua que quede libre podrá ser reservada por el Estado para el derecho humano al agua y subsistencia y la preservación ecosistémica y iv) la creación de los recién mencionados derechos de conservación o in situ, que permitirán dejar el agua en las fuentes, sin tener que el titular pagar los derechos de agua. Final-

mente, todo traslado de un derecho de aguas permitirá aplicar la exigencia del caudal mínimo ecológico. La reforma mantiene el mercado de las aguas (con obligación de informar a la autoridad en caso de cambios de uso) y mantiene a la Dirección General de Aguas como la encargada de planificar el uso de las aguas en cada cuenca.

En segundo lugar, la ley Marco de Cambio Climático crea los Planes Estratégicos de recursos hídricos en cada cuenca, aunque ellos ya estaban siendo elaborados por la Dirección General de Aguas (DGA). La ley introduce muchísimas mejoras en las exigencias de estos planes (Delgado, Stehr y Sánchez, 2022). Uno de los puntos importantes de estos planes es que se deberá proponer alternativas, en cada cuenca, sobre nuevas fuentes de agua, priorizando las soluciones basadas en la naturaleza. Finalmente, esta ley obliga a considerar la variable cambio climático en dos instrumentos de gestión importantes: primero, se deberá considerar “la variable de cambio climático” en el Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental (SEIA), lo que ocurrirá a partir de 2023, cuando se apruebe el Reglamento que realice los cambios. Y segundo, se deberán incluir “consideraciones ambientales del desarrollo sustentable relativas a la mitigación y adaptación al cambio climático” en la evaluación ambiental estratégica (EAE) a la que se sometan las actualizaciones de los instrumentos de planificación y los nuevos instrumentos de ordenamiento territorial (PROT).

Finalmente, el contexto actual y que se vislumbra a futuro, en consecuencia, permite suponer que tanto sistemas rurales o semi-rurales, como aquellos ubicados en cuencas costeras sin un respaldo hidrológico mayor (a diferencia de muchas cuencas andinas), verán incrementada su escasez. La cercanía de estos sistemas con una fuente aparentemente ilimitada de agua, como lo es el océano, motiva que la tecnología de desalinización deba ser analizada rigurosamente como alternativa para complementar la disponibilidad hídrica en estos sistemas. Aspectos tecnológicos, financieros, y ambientales, sinergias con otras industrias, son dimensiones que deben ser abordadas detalladamente. Estos son aspectos que son tratados en las siguientes secciones de este informe.



CAPÍTULO 3

TECNOLOGÍA DE DESALINIZACIÓN

3.1 INTRODUCCIÓN

La RAE define desalar como “quitar la sal a algo, como a la cecina, al pescado salado”, mientras que desalinizar aparece como “quitar la sal del agua del mar o de las aguas salobres, para hacerlas potables o útiles para otros fines”, por lo que se puede decir que entre ambos conceptos existe una relación de género y especie. Sin embargo, en el uso cotidiano, ambos conceptos se utilizan indistintamente. En este informe se utilizará el concepto de desalinización de manera preferente.

De esta manera, **se entiende la desalinización como el proceso por el cual el agua de mar (o agua salobre) disminuye su concentración de sales o se separa de éstas, hasta convertirse en agua dulce, apta para el consumo de agua potable y otros usos domésticos.**

El agua de mar contiene alrededor de 35 g/L de iones disueltos en total donde los cloruros representan 18 g/L (cifras que pueden cambiar dependiendo del océano o mar). Técnicamente, para que el agua dulce sea potable en Chile, debe tener menos de 0,4 g/L de cloruros, según dispone la Norma Chilena NCh409/1.Of.2005, 19 que establece los requisitos de calidad que debe cumplir el agua potable en todo el territorio nacional⁶.

En este capítulo se presenta la tecnología de desalinización. Primero se presenta la historia del desarrollo de esta tecnología. Posteriormente se presentan detalles del proceso y finalmente el nivel de desarrollo que ha tenido la tecnología en Chile.

⁶ Por su parte, la Organización Mundial de la Salud (OMS) también ha establecido ciertos requisitos para la potabilidad del agua en sus diversas guías (OMS, 2018). Estos temas son tratados en el Capítulo 8.

3.2 HISTORIA DE LA DESALINIZACIÓN

Desde tiempos inmemoriales los seres humanos han soñado y diseñado mecanismos para desalinizar el agua de mar⁷. Desde la Antigua Grecia, en Persia, Egipto, el Imperio Islámico, durante la Edad Media y el Renacimiento en Europa numerosos autores estudiaron la desalinización y la tecnología asociada a ésta (Birkett, 1984; García, 2015; Fundación Aquae, 2021). Con la expansión colonial de las potencias europeas, el incremento de la navegación a grandes distancias y el posterior perfeccionamiento de la máquina de vapor, el estudio de los métodos de desalinización por destilación cobró relevancia económica y política. (Birkett, 1984; García, 2015; Fundación Aquae, 2021; Rognoni, 2021). Así, la primera tecnología de desalinización industrial fue la destilación flash única, que dio origen a la actual destilación flash multietapa (MSF, por sus siglas en inglés).

Chile fue pionero en la desalinización por destilación a gran escala: la primera planta desalinizadora de escala industrial que comúnmente mencionan los historiadores fue construida en Antofagasta, en 1872, obra del ingeniero sueco Charles Wilson, con el objeto de abastecer a la empresa Salitrera Las Salinas (sobre la cual se construiría la oficina Chacabuco) sin emplear carbón. Según el propio Wilson, el uso de energía solar en esta planta permitió ahorrar unas 16 mil toneladas de carbón en once años (Aguas Antofagasta, 2020). La planta funcionó hasta 1907, año en que comenzaron a operar las primeras cañerías con agua proveniente de la Cordillera de los Andes (Maino Prado & Recabarren Rojas, 2011). Arellano Escudero (2019) reporta que al menos tres proyectos de desalinización industrial se llevaron a cabo en el Desierto de Atacama en estos años.

Como consecuencia de los bajos precios de los combustibles fósiles en buena parte del siglo pasado, la tecnología de desalinización se orientó hacia la evaporación y condensación, sobre todo MSF y destilación multiefectos (MED). Las principales plantas se ubicaron primero en Medio Oriente y su operación requería grandes cantidades de energía. En las décadas posteriores a las crisis petroleras de la década de 1970, el interés por el método de ósmosis inversa (RO, por sus siglas en inglés) cobra fuerza. Nuevos materiales poliméricos, sistemas de bombeo con recuperación de energía, sistemas inteligentes de control de proceso, contribuyen a extender la vida útil de la membrana y a reducir los costos energéticos (Saavedra Fenoglio, 2015; Amio Water Treatment Ltd, 2022). Según las estadísticas, en el último año (2021) la capacidad instalada total se basó esencialmente en tres tecnologías: RO (68,7%), MSF (17,6%) y MED (6,9%), mientras que las otras tecnologías tuvieron un papel secundario (6,8%). Por otro lado, hay plantas desalinizadoras instaladas en todo el mundo, pero la mayor parte se concentran en Oriente Medio y en el norte de África (47,5% de la capacidad mundial). La principal fuente de agua cruda está representada por el agua de mar (70,5% de la capacidad mundial) (Curto et al., 2021).

⁷ En el Anexo 2, se pueden consultar mayores detalles sobre la historia de los procesos de desalinización.

En la Figura 3.1 se muestra una línea de tiempo que muestra la evolución de la desalinización desde el siglo XVIII. La Figura 3.2 muestra el crecimiento exponencial de la capacidad de desalinización que ha ocurrido en las últimas décadas. En el recuadro superior se aprecia la importancia y dominancia de RO en el siglo XXI.

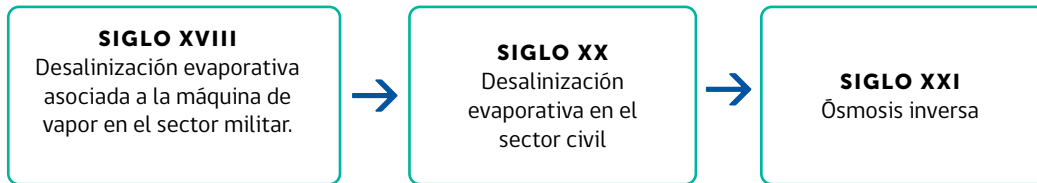


Figura 3.1. Línea de tiempo de las tecnologías de desalinización.
Fuente: Curto et al. (2021)

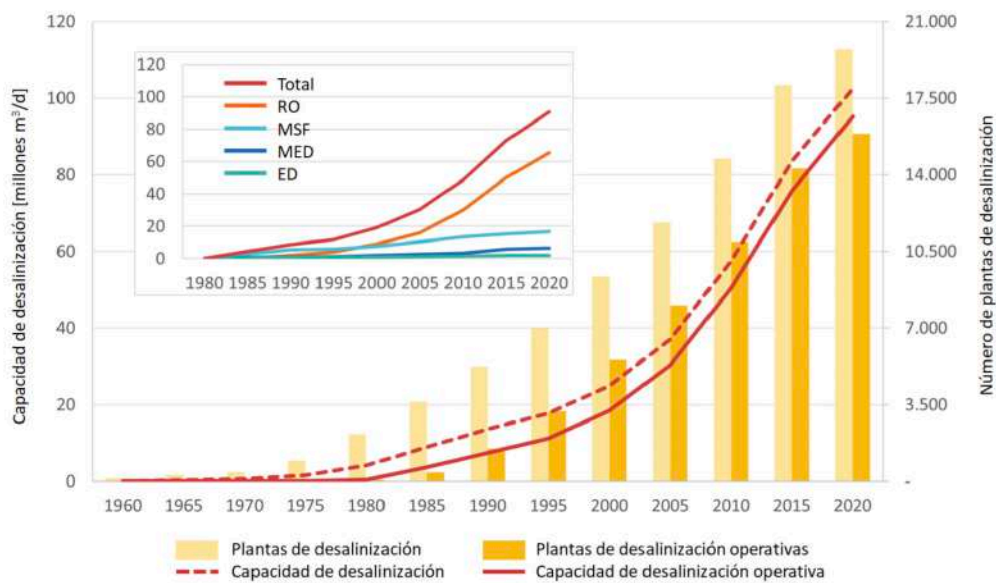


Figura 3.2. Capacidad instalada y plantas operativas de desalinización a nivel mundial, con recuadro según tecnología.
Fuente: Jones et al. (2019)

3.3 PROCESO DE DESALINIZACIÓN

Una planta desalinizadora incluye diferentes etapas para obtener agua dulce, desde la impulsión de agua hasta la descarga de residuos, entre las que destaca la unidad de desalinización que es el componente principal desde el punto de vista energético. Una planta de desalinización normalmente incluye:

- Toma de agua de alimentación, compuesta por bombas y tuberías para extraer el agua de la fuente (marina o salobre).
- Pretratamiento, consistente en la filtración de agua cruda para eliminar los componentes sólidos y la adición de sustancias químicas para reducir la precipitación de la sal y la corrosión del sistema.
- Desalinización, donde se remueven las sales disueltas en el agua, generando un volumen (mayoritario) de agua dulce y un volumen de agua de rechazo o salmuera, cuya concentración de sales es mayor que la del agua de origen.
- Postratamiento, para cumplir con los requisitos de los usos finales del agua se realizan diferentes procesos, e.g. Corrección de pH con sales seleccionadas, remineralización de calcio y magnesio, eliminación de boro, desgasificación de dióxido de carbono y otros gases, y desinfección de microorganismos.
- Dependiendo del uso final del agua desalinizada se debe considerar una etapa de impulsión y conducción desde el lugar de tratamiento al destino final.

En la Figura 3.3 siguiente se presentan las etapas involucradas en el proceso de desalinización. Las siguientes secciones contienen un resumen sobre las diferentes fases del proceso.

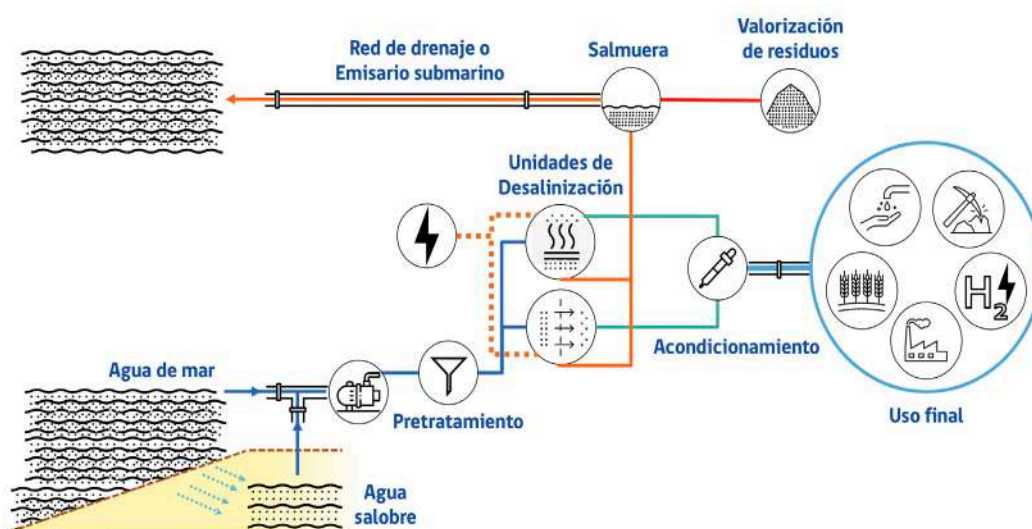


Figura 3.3. Diagrama de las principales etapas del proceso de desalinización. Fuente: Elaboración propia.

Antes de analizar las tecnologías de desalinización, se discutirán algunas tecnologías y procesos previos a la separación de sales propiamente dicha.

3.3.1 TOMA DE ENTRADA

Una adecuada selección del sitio y diseño de la toma de entrada son cruciales para asegurar una alimentación de agua constante y de calidad homogénea. Entre las recomendaciones para la selección del emplazamiento es imperativo considerar hábitats y ecosistemas, analizando especialmente la biodiversidad o productividad de eventuales especies sensibles, así como una evaluación de la proximidad de las redes de distribución de agua y de la fuente de agua usada para desalinizar (Ihsanullah et al., 2021). Como el diseño de la toma de entrada depende en buena medida del sitio seleccionado, esta parte del proceso puede llegar a representar hasta el 35% del costo de un proyecto (Pankratz, 2015).

Las tomas de alimentación se pueden clasificar en tomas de superficie -las más comunes, de mayor capacidad y menor costo, ubicadas sobre el fondo marino- y tomas subsuperficiales -principalmente pozos costeros y galerías de infiltración que suelen tener mayor costo de construcción y operación (Mackey et al., 2011; Pankratz, 2015; Dehwah y Missimer, 2016; Pulido-Bosch et al., 2019; Elsaid et al., 2020).

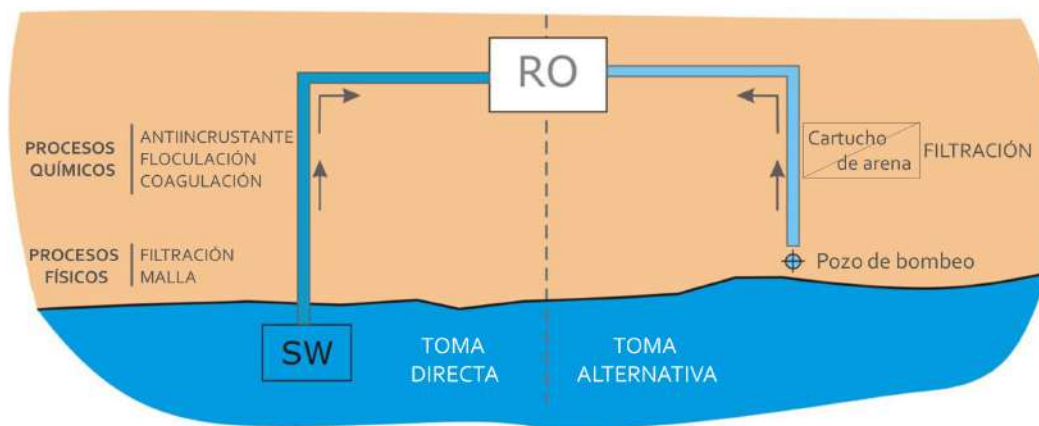


Figura 3.4. Comparación entre toma de entrada de superficie y toma de entrada subsuperficial. Fuente: Pulido-Bosch et al. (2019).

Cabe mencionar que en ocasiones es conveniente utilizar la infraestructura ya existente, ya sea colocando una nueva toma de manera adyacente a una existente, compartiendo una toma en operación o reutilizando instalaciones abandonadas o subutilizadas (Mackey et al., 2011; Pankratz, 2015; Elsaid et al., 2020). Estudios indican que las tomas subsuperficiales reducen la necesidad de pretratamiento químico (Dehwah y Missimer, 2016; Pulido-Bosch et al., 2019; Elsaid et al., 2020).

TOMAS DE SUPERFICIE

En costas de baja profundidad, los terminales de entrada de las tomas de superficie se ubican varios cientos de metros o hasta un kilómetro mar adentro. La profundidad de la toma puede variar, dependiendo de la batimetría del sitio. Una correcta selección del sitio contribuye a mitigar el atrapamiento (impingement) de organismos marinos en las mallas o redes de entrada y el arrastre (entrainment) de organismos más

pequeños hacia el equipo de pretratamiento de la planta (Mackey et al., 2011; Pankratz, 2015). La EPA ha concluido que el solo hecho de situar una toma a más de 240 m de la costa puede reducir los atrapamientos en un 60 a 73% (Pankratz, 2015).

El terminal de la toma consiste en un vástago vertical que está usualmente protegido con una red gruesa (50-225 mm) y/o con una tapa que controla la velocidad de admisión. El agua que entra en la estructura se bombea a la costa a través de un ducto o túnel -normalmente de concreto, polímeros de fibra reforzada (FRP) (Mackey et al., 2011) o polietileno de alta densidad (HDPE) anclado al fondo marino con estructuras de concreto (Mackey et al., 2011; Pankratz, 2015). La porción del ducto en la zona de oleaje suele ir enterrada bajo el fondo. Métodos como la tunelización, microtunelización (pipe-jacking) o perforación direccional horizontal (HDD) permiten instalar ductos sin cavar una zanja en el fondo marino.

La tapa de velocidad -una cubierta plana y horizontal, ubicada ligeramente por encima del vástago de entrada- produce un cambio de dirección repentino en el flujo de admisión, pasando de vertical a horizontal. Según Pankratz (2015), el cambio en el patrón del flujo producido por una tapa de velocidad operando a velocidades de entrada de 0,3 m/s y hasta 0,9 m/s induce un comportamiento elusivo en los peces que ha reducido el atrapamiento en varias instalaciones entre un 50% y un 97%. Sin embargo, a velocidades bajas, las tapas de velocidad no ahuyentan a los peces. EPA ha catalogado la instalación de tomas offshore (más de 240 m de la costa) equipadas con tapas de velocidad adecuadamente diseñadas como una de las mejores tecnologías disponibles para evitar atrapamientos (Pankratz, 2015).

El agua bombeada desde los terminales de entrada llega después a una cámara de cribado en tierra. Existen diversos montajes para estas cámaras, pero el principio funcional consiste en colocar una red o malla móvil que intercepta el flujo de alimentación, atrapando los materiales que viajan en éste. Las mallas empleadas están montadas en una banda móvil o en un tambor rotatorio (entre 4 y 15 m de diámetro) que avanza lentamente, pasando por un sistema mecánico de limpieza (ver Figura 3.5).

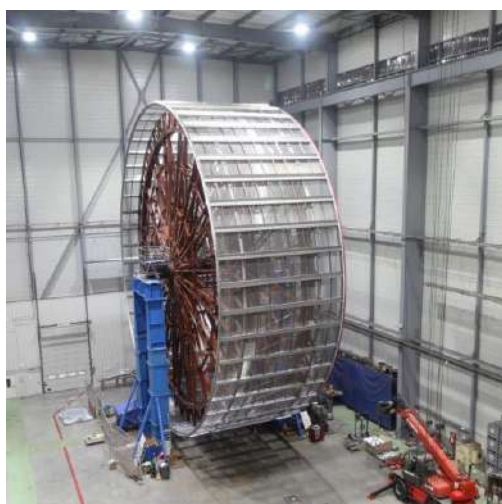


Figura 3.5. Equipos de cribado: tambor rotatorio con malla y sistema mecánico de limpieza (izq.), y malla barril pasiva (der.).

Fuente: [Hubbert Water Treatment Installations y Underwater Construction Corporation.](#)

La apertura de las mallas utilizadas va desde 0,5 hasta 9,5 mm. Las redes de 0,5 a 5 mm se conocen como malla fina (fine mesh) y son efectivas para mitigar el arrastre de huevos, larvas y peces juveniles, aunque requieren un mantenimiento constante debido a que retienen una gran cantidad de escombros y organismos marinos. Por otro lado, las mallas Ristroph constituyen una sofisticación de dicho sistema. En ellas, la banda móvil tiene aparejados una serie de recipientes en los cuales se recolectan peces y otras especies, los cuales son rociados con agua a baja presión antes de remover los demás materiales con agua a alta presión. Estos dispositivos son eficaces en reducir la mortalidad de los organismos capturados por atrapamiento pero no tienen mayor efecto sobre el arrastre de organismos más pequeños (Pankratz, 2015).

Un enfoque diferente a los anteriores es la utilización de mallas inmóviles o pasivas –también llamadas mallas barril, mallas cilíndricas de alambre o mallas T- ubicadas en la toma de entrada (ver Figura 3.5). Estas mallas son complementadas con un sistema de limpieza que emplea una descarga de aire a presión para liberar la acumulación de materiales en la malla. Estos equipos se pueden colocar tanto en tomas en mar abierto como en canales en tierra. El requisito fundamental es que exista una corriente de agua a baja velocidad (< 0.15 m/s) pasando transversalmente a través de la malla. Al accionar el sistema de aire comprimido, la corriente desaloja los materiales liberados sin intervención manual. Dada la velocidad de entrada y el diseño de las mallas, estos equipos son efectivos para reducir atrapamientos y arrastre (Missimer et al., 2015).

TOMAS SUBSUPERFICIALES Y ACUÍFEROS SALOBRES

Las tomas subsuperficiales se utilizan para extraer agua salada por debajo de la zona de interfase agua dulce-agua marina o agua salobre desde las cotas hidráulicas correspondientes a cada acuífero, ya sea a través de pozos verticales, horizontales o en ángulo, galerías o sistemas de infiltración. Con frecuencia se emplean para extraer agua salobre de acuíferos cercanos a la costa. Como existe un medio geológico entre la toma de alimentación y el océano, estas tomas eliminan virtualmente la posibilidad de atrapamiento y arrastre. Además permiten obtener una alimentación de agua constante y de calidad homogénea que permite reducir e incluso eliminar el extenso pretratamiento que se requiere en algunas plantas. Estudios han mostrado que la utilización de tomas subsuperficiales reduce el impacto ambiental (Elsaid et al., 2020a), cuantificando reducciones de hasta un 31% en la carga ambiental del análisis del ciclo de vida (LCA) (Shahabi et al., 2015). Las principales mejoras se deben al proceso natural de filtración que incluye una reducción de hasta el 95 % de la turbidez por ejemplo (Sola et al., 2013). También se reducen notablemente otros parámetros (el Carbono Orgánico Total-TOC se reduce de media un 60 % y el Oxígeno Disuelto-OD un 80 %), debido a la actividad bacteriana en el acuífero.

Aunque normalmente se utilizan en plantas pequeñas, recientemente se han desarrollado tomas de este tipo para plantas medianas y grandes. Elsaid et al. (2020)

mencionan un estudio en el que se compara una toma superficial con un pozo para alimentar una planta de 35.000 m³/d (~400 l/s), obteniendo ventajas en términos energéticos y en el pretratamiento. Además, se han desarrollado galerías de infiltración para plantas medianas y grandes. Como las galerías de infiltración son poco profundas y abarcan una superficie extensa, su principal impacto ambiental está asociado con la extensión de tierra necesaria para su construcción. Por ejemplo, una planta de 37.850 m³/d (440 l/s) con 50% de recuperación, requiere un área de 1,7 ha (Elsaid et al., 2020). Finalmente, siempre es necesario considerar el efecto de estas tomas en acuíferos cercanos (Mackey et al., 2011; Pankratz, 2015), y en su caso, planear cuidadosamente un posible escalamiento o ampliación de la planta.

3.3.2 PRETRATAMIENTO

Un adecuado pretratamiento permite incrementar sustancialmente el rendimiento de la planta al mejorar la calidad del agua cruda⁸, contribuyendo a mitigar el ensuciamiento de la membrana. Con ello se mantiene una presión de operación adecuada, lo que representa un consumo de energía y costo bajo. Los compuestos empleados incluyen coagulantes (sales férricas, sales de aluminio, polielectrolitos, entre otros), biocidas (principalmente compuestos clorados), controladores de cloro (bisulfitos), antiescalantes para controlar la acumulación de carbonato de calcio, sulfato y otras sales en la membrana e inhibidores de corrosión.

La combinación y dosis precisa de estos compuestos afecta el impacto ambiental de la planta pues estos compuestos se descargan al medio junto con la salmuera (Elsaid et al., 2020) (ver Capítulo 7 sobre impactos ambientales y Capítulo 10 sobre brechas normativas en Chile).

3.3.3 DESALINIZACIÓN POR TECNOLOGÍAS DE MEMBRANA

Al analizar las soluciones tecnológicas de desalinización específicas, se requiere una clasificación. Al respecto, Alkaisi et al. (2017) sugirieron tres categorías principales: Evaporación y Condensación, Filtración y Cristalización (Sangwai et al., 2013; Talaei-pour et al., 2017).

En el caso de las tecnologías de filtración o membrana, todas las soluciones se basan esencialmente en una membrana semipermeable, es decir, una capa que muestra un modo diferente de comportamiento de cruce de acuerdo con el tamaño o naturaleza de las moléculas. La única excepción son las resinas de intercambio iónico (IXR), donde son naturales o se utilizan materiales artificiales para capturar los iones disueltos de forma química (Xu, 2005). En este contexto, la ósmosis inversa es la tecnología más utilizada para la desalinización (Figura 3.2). La electrodiálisis (ED) y la resina de intercambio iónico (IXR) se utilizan para producir agua con una concentración muy limitada de sales.

⁸ En los sistemas de agua potable se denomina el agua cruda o agua bruta como aquella que no ha recibido ningún tratamiento y que no ha sido aún introducida en la red de distribución

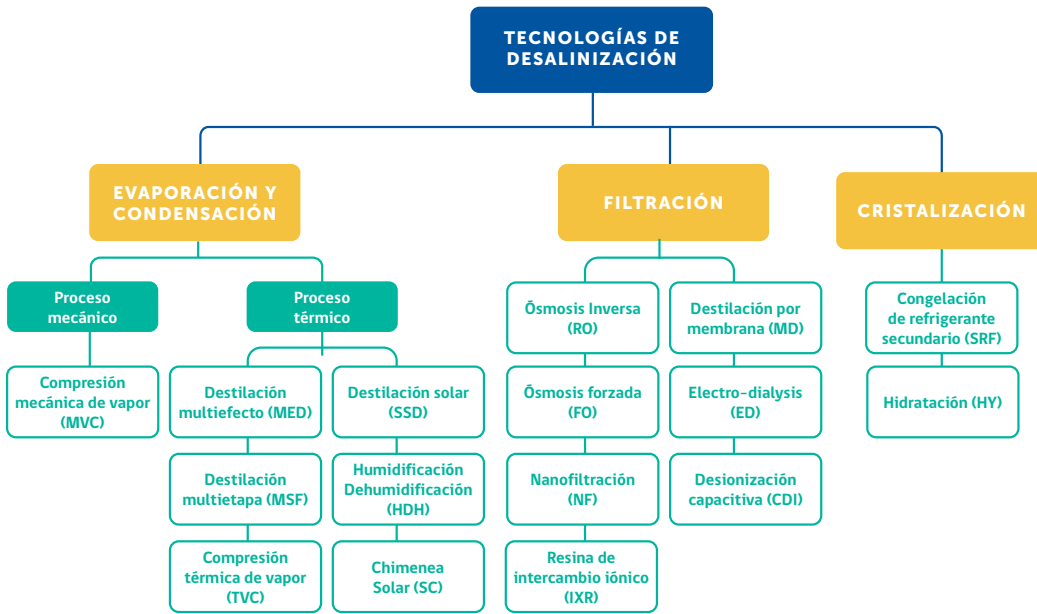


Figura 3.6. Tecnologías de desalinización por principio de funcionamiento. Las siglas corresponden a los nombres en inglés. Fuente: Adaptada de Curto et al. (2021)

Otras técnicas, como la ósmosis directa (FO), la nanofiltración (NF) y la desionización capacitiva (CDI) se encuentran en la etapa de desarrollo (Talaeipour et al., 2017).

La Figura 3.4 muestra el sistema de desalinización por ósmosis inversa. El consumo de energía de la planta de ósmosis inversa sin recuperación de energía es de aproximadamente 6 a 8 kWh/m³, mientras que el consumo de energía se reduce a 4 a 5 kWh/m³ (Alkaisi et al., 2017) con recuperación de energía del lado de alta presión⁹. RO también tiene sus limitaciones. El principal problema al que se enfrentan las plantas que emplean tecnología de membranas semipermeables se encuentra en el área de pretratamiento y la sensibilidad de la membrana al ensuciamiento o fouling. Además, la temperatura de alimentación no debe exceder los 40°C para evitar daños térmicos a la membrana.

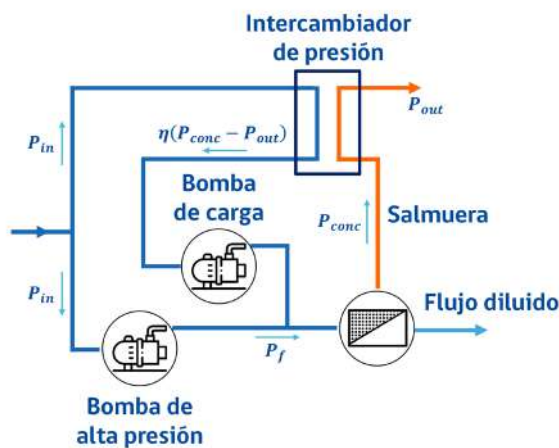


Figura 3.7. Diagrama del proceso de desalinización ósmosis inversa (RO). Fuente: Adaptado de Bahar et al. (2013).

⁹ Ver Capítulo 4 y 9 para mayor información respecto del consumo de energía en plantas de desalinización.

Varias tecnologías están actualmente bajo investigación, con el objetivo de reducir la demanda de energía. En esta línea surge la nanofiltración como una alternativa a la ósmosis inversa por el desarrollo que ha alcanzado la fabricación de nanomateriales en los últimos 15 años. Se trata de membranas porosas y selectivas; por consiguiente, mayor permeabilidad a menores presiones de trabajo (bordeando los 40 bar), lo que se traduce en menores costos de inversión y de operación. En el Anexo 3, se describe una tecnología de nanofiltración para desalinización de agua de mar desarrollada y patentada en Chile, en la Universidad de Concepción.

3.3.4 OTRAS TECNOLOGÍAS DE DESALINIZACIÓN

Las tecnologías de evaporación y condensación, como se mencionó previamente, son las primeras técnicas de desalinización por ser históricamente introducidas y utilizadas para la producción civil de agua dulce. La idea es suministrar energía térmica al agua de mar, produciendo un vapor, y luego condensarlo. Esta energía puede generarse utilizando el calor de un proceso térmico (por ejemplo, calor residual o combustión de combustible), o a través de un proceso mecánico.

Las tecnologías son MED, MSF, Compresión Térmica de Vapor (TVC) y Destilación por Membrana (MD). Actualmente se están investigando otros enfoques, y entre estos podemos encontrar algunas soluciones nuevas suministradas por la radiación solar: Solar Still Distillation (SSD), Solar Chimney (SC) y desalinización por Humidificación-Deshumidificación (HDH).

Respecto a los procesos mecánicos utilizados para producir agua dulce a través de la evaporación y condensación de agua de mar, la técnica principal es la Compresión Mecánica de Vapor (MVC) (Bahar et al., 2004; Zimerman, 1994).

Finalmente, la categoría de cristalización comprende técnicas que extraen agua dulce produciendo hielo como producto intermedio. Como ejemplo, las principales técnicas son: Congelación de Refrigerante (SRF), Hidratación (HY) y Congelación al Vacío (VF). Todos estos enfoques están siendo investigados (Sangwai et al., 2013). En la Tabla 3.1 se resumen las ventajas y desventajas de las principales tecnologías de desalinización en cuanto a calidad del agua producida, consumo de energía, capacidad y costo principalmente.

Tecnología	Ventajas	Desventajas	Estatus
MED	Alta calidad del agua Bajo consumo de energía	Incrustamiento en tuberías	Comercial
MSF	Operaciones de mantenimiento para remover escalamiento son más simples que en MED Alta calidad del agua Alta capacidad	Alta demanda de energía Alta inversión Problemas de corrosión Inicio lento La planta entera se detiene para mantenimiento	Comercial
MVC	Alta calidad del agua Bajo consumo de energía	Baja capacidad de producción	Comercial

Tabla 3.1.
Ventajas y desventajas de principales tecnologías de desalinización.

Tecnología	Ventajas	Desventajas	Estatus
RO	Solo demanda eléctrica Baja inversión Acoplable con muchas fuentes de energía renovables Estructura modular de planta	Menor calidad del agua Alto costo de membranas y compuestos químicos Sujeto a biofouling	Comercial
FO	Baja energía térmica	No potable (amoníaco, dióxido de carbono) en producción industrial	Aplicación especial (bolsas de hidratación) en desarrollo
NF	Baja demanda de energía	Produce agua suave (solución salina diluida)	Unidad de doble etapa en desarrollo
ED	Alta pureza de agua dulce Consumo de energía proporcional a concentración de sales	Solo agua salobre (hasta 2000 ppm) No remueve contaminantes bacterianos	Comercial
CDI	Potencialmente más eficiente que ED	Solo agua salobre (hasta 2000 ppm)	En desarrollo
HY	Potencialmente más eficiente que tecnologías comerciales	Alto costo	En desarrollo
SRF	Potencialmente más eficiente que tecnologías comerciales	Remoción de hielo	En desarrollo
MD	No se aplica presión Baja temperatura de operación	Fouling de la membrana Requiere pretratamientos	Comercial para aplicaciones de alimentos
IXR	Requiere electricidad solo para bombear agua	Solo para agua salobre	Comercial para agua desmineralizada
SSD	Operada con radiación solar Materiales de baja calidad	Solo para pequeñas aplicaciones	Comercial para pequeñas aplicaciones
SC	Operada con radiación solar	Requiere gran extensión	En desarrollo
HDH	Baja temperatura de operación Operación simple	Optimización de ciclos y flujos termodinámicos Tres circuitos: aire, agua, freón	En desarrollo

3.3.5 ENERGÍA EN EL PROCESO DE DESALINIZACIÓN

La energía mecánica y la electricidad necesarias para el proceso de desalinización pueden ser fácilmente convertidas en ambas direcciones, con alta eficiencia. Por esta razón, las tecnologías que requieren una entrada de energía mecánica, a través de bombas o compresores, se puede suministrar fácilmente por electricidad mediante el uso de motores eléctricos comunes. Del mismo modo, la energía mecánica puede ser convertida por alternadores en electricidad para abastecer los procesos de desalini-

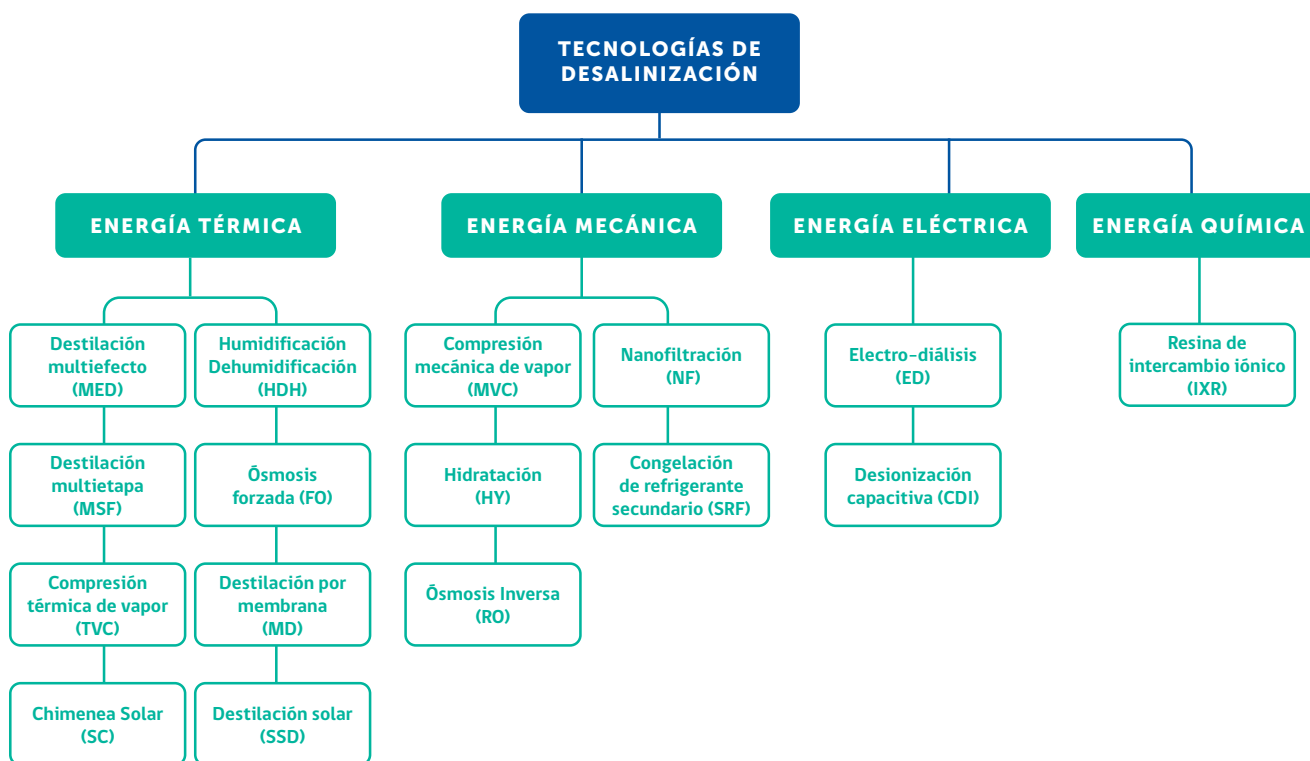
zación que requieren energía eléctrica como insumo. Se debe considerar también el consumo de energía tanto en la impulsión de agua a la planta como en la distribución al punto de uso final.

Así, con el fin de abastecer el proceso de desalinización con fuentes de energía renovables, es conveniente distinguir las fuentes de energía que se pueden utilizar para producir electricidad (o energía mecánica) de las que producen energía térmica.

La energía térmica es un caso diferente, ya que se puede obtener fácilmente de la electricidad, a través del efecto Joule o bombas de calor. La conversión de energía térmica en mecánica o energía eléctrica es obtenida mediante el uso de máquinas térmicas o plantas, afectada por una baja eficacia de energía en comparación con los casos anteriores, desde el punto termodinámico y técnico.

Figura 3.8. Tecnologías de desalinización por fuente de energía principal.

Fuente: Curto et al. (2021).

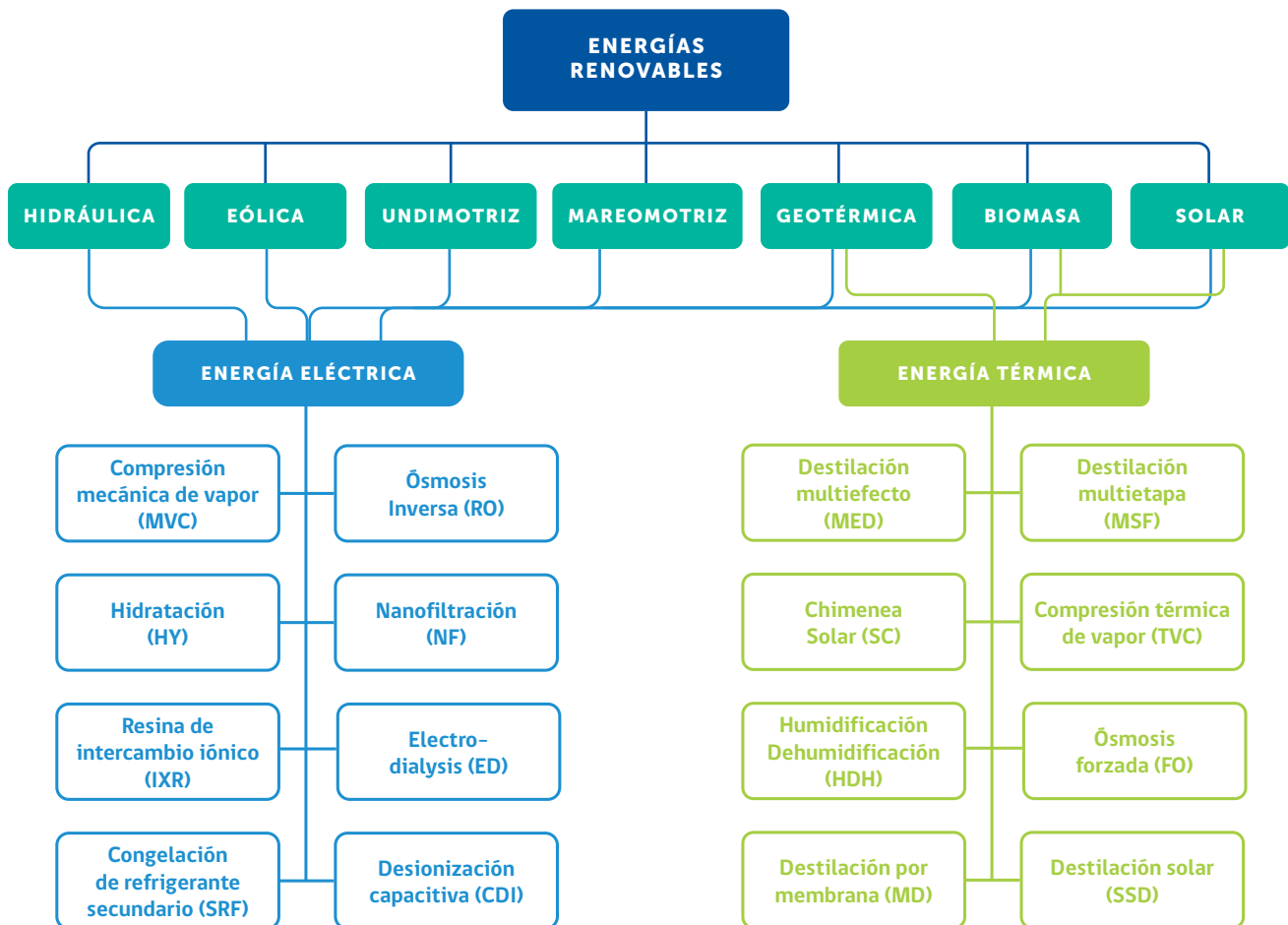


Con este objetivo, las fuentes de energía renovables se pueden clasificar en las siguientes categorías, de acuerdo con la energía que se puede producir:

- Productores de electricidad, como la eólica, hidráulica, mareomotriz y undimotriz.
- Productores de energía térmica y eléctrica, como solar, geotérmica y biomasa.

Combinando las tecnologías para la utilización de fuentes de energía renovables y la desalinización, se obtiene la Figura 3.6.

Figura 3.9. Posibles acoplamientos entre tecnologías de desalinización y fuentes de energía renovable
 Fuente: Curto et al. (2021).



3.3.6 MÉTODOS DE DESCARGA

De acuerdo con Panagopoulos et al. (2019) los métodos para descarga y tratamiento de efluentes provenientes de plantas de desalinización se pueden clasificar en: descarga superficial directa, descarga a drenaje, inyección en pozo profundo, estanques de evaporación, aplicación en tierra y sistemas de descarga líquida cero o zero liquid discharge (ZLD). La concentración de sales y metales trazas en el sitio de descarga dependerá de la eficiencia del proceso de desalinización (concentración de sales y otros en la salmuera), del volumen descargado y del diseño bien ejecutado.

La elección del método más apropiado para un proyecto depende de factores como: volumen, calidad y composición del efluente, la geografía del sitio de descarga, las regulaciones ambientales vigentes, la aceptación pública, y proyectos de ampliaciones futuras. Cuando los métodos elegidos no son apropiados, especies comercialmente importantes, que no son bentónicas costeras, también pueden ser afectadas por la

desalinización. Si la descarga de salmuera se libera en ambientes de baja circulación, la salinidad y la temperatura de las aguas pueden aumentar sustancialmente (Dawoud & Al Mulla, 2012; Qdais, 2008). La descarga de salmuera puede representar desde un 5% hasta un 33% del costo total del proceso, dependiendo de los factores anteriores.

Opciones	Ventajas	Desventajas
Estanque de evaporación	<ul style="list-style-type: none"> - Posibilidad de recuperación de sales. - Adecuado para instalaciones interiores y costeras. - No hay efectos marinos. - Fácil de construir, implementar y requiere poca mantención. - Escasos esfuerzos tecnológicos y de gestión. 	<ul style="list-style-type: none"> - Alto costo de capital y operación. - Necesita una gran área en terreno. - Requiere energía intensiva. - Baja productividad. - Necesita control de erosión, filtración, y gestión de vida silvestre. - Problemas al desbordarse.
Descarga en la superficie del agua	<ul style="list-style-type: none"> - Bajo costo. - Operación simple. - Se pueden trabajar con grandes volúmenes. - Alta razón de dilución en el cuerpo de agua, pero ella depende de las condiciones hidrodinámicas locales. 	<ul style="list-style-type: none"> - Requiere programas de monitoreo y planificación de las aguas receptoras. - Capacidades limitadas de asimilación natural que causan impactos adversos en el medio marino si se sobrepasan. - La dilución depende de las condiciones hidrodinámicas locales.
Cristalización - descarga cero líquido	<ul style="list-style-type: none"> - Recuperación de sales y minerales. - No hay disposición de desecho líquido. - Evita un proceso largo y tedioso de autorización. - No hay impacto marino. - Tecnología disponible. 	<ul style="list-style-type: none"> - Se requiere un sistema de almacenamiento y distribución. - Alto consumo de energía. - Producción de desecho sólido precipitado. - Alto costo de capital y operación. - Se requiere mayor desarrollo tecnológico para reducir el uso de energía.
Inyección en pozos profundos	<ul style="list-style-type: none"> - Adecuado para instalaciones en el valle / viable para instalaciones en el valle con pequeños volúmenes de salmuera. - No hay impacto marino. - Puede usarse para recargar acuíferos. 	<ul style="list-style-type: none"> - Requiere formación geológica adecuada y acuífero salino-agua confinado. - No es factible para lugares con actividad sísmica o fallas geológicas. - Incrementa la salinidad de aguas subterráneas. - Potencial contaminación con desecho de salmuera que no ha sido tratado.
Aplicación en terreno	<ul style="list-style-type: none"> - Puede ser utilizado para regar especies salino-tolerantes. - No hay impacto marino. - Relativamente fácil de implementar y bajo costo. 	<ul style="list-style-type: none"> - Posible contaminación de suelos y cultivos. - No es recomendable para grandes volúmenes de salmuera. - Depende de las necesidades estacionales de riego y clima. - Requiere grandes áreas terrestres. - Posible impacto negativo en las plantas por reactivos químicos y contaminantes.

Tabla 3.2.
Ventajas y desventajas de opciones de disposición de la salmuera

Adaptado de Valdés et al. (2021).

La descarga superficial es el método más común, sobre todo en plantas cercanas a la costa (Panagopoulos et al., 2019). Sin embargo, la descarga puede afectar significativamente a los ecosistemas acuáticos cuando no se adoptan las medidas correctivas y preventivas adecuadas para la prevención y mitigación de estos efectos (Fernández-Torquemada et al., 2019; Sola et al., 2020b). Ya sea que la descarga se realice en la zona de marea cercana a la costa o más allá de dicha zona, se deben considerar los efectos de la pluma de descarga tanto en el campo cercano como en lejano (ver Capítulo 6). En algunas plantas, la salmuera se diluye en agua de mar o en aguas servidas para reducir su salinidad previamente a la descarga en el océano.

Al día de hoy, existen medidas que han demostrado ser efectivas para maximizar la dilución y reducir el área de influencia del vertido, mitigando el impacto de la salmuera (Grossowicz et al., 2021; Kelaher et al., 2020; Rodríguez-Rojas et al., 2020; Sola et al., 2020a) (ver también Capítulo 7). Por ejemplo, Sola et al. (2020a, b) reportan un caso en España, donde un adecuado proceso de evaluación ambiental permitió la modificación del punto de vertido a una zona previamente degradada, a lo que se sumó la implementación de 16 difusores y una dilución de agua de mar en proporción 4:1 para reducir la salinidad de la salmuera al punto de vertido por debajo de 44 psu (Sola et al., 2020a, b), sin impactos negativos en especies sensibles presentes en el área de vertido, como las praderas de pasto marino de *P. oceánica* y equinodermos (Sola et al., 2020a).

Resultados similares se han observado en el seguimiento ambiental de plantas desalinizadoras en otros países, como Australia o Israel mediante el empleo de difusores de alta presión (Kelaher et al., 2020; Kress et al., 2020). En el caso de Chile, dos estudios determinan que dadas las condiciones oceanográficas favorables de la costa chilena de fuertes corrientes, y el uso de tecnología de difusores, la salmuera se mezcla rápidamente, lo que reduce drásticamente el área de influencia del vertido de salmuera, con una variación respecto a la salinidad natural de aproximadamente 1 psu (Rodríguez-Rojas et al., 2020; Muñoz, 2021).

Por otro lado, la descarga hacia sistemas de drenaje municipales generalmente está restringida a plantas pequeñas alejadas de la costa, ya que la salmuera tiene efectos aguas abajo, especialmente en el funcionamiento de plantas de tratamiento de aguas.

La inyección en pozo profundo consiste en inyectar la salmuera de rechazo en un acuífero profundo (500 a 1500 m) que se encuentre aislado adecuadamente de otros acuíferos por encima de él --mediante arcillas y rocas impermeables-- y que tenga capacidad para recibir la salmuera durante los 25 a 30 años de vida útil de la planta. Dada la complejidad y costo de los estudios hidrogeológicos necesarios, este método solo se emplea cuando los métodos descritos anteriormente no están disponibles.

Los estanques de evaporación aprovechan la energía solar para evaporar lentamente el líquido en la salmuera, dejando atrás los minerales cristalizados. Estos residuos se retiran periódicamente de la planta. El estanque debe estar recubierto con revestimiento impermeable para proteger los acuíferos subterráneos. Este método depende de las condiciones de precipitación del lugar, la disponibilidad de tierra para su construcción y la existencia de acuíferos subterráneos cercanos.

La aplicación en tierra consiste en rociar salmuera en zonas con pastos y otras halófitas -plantas tolerantes a salinidades de 2000 mg/L- que pueden usarse en parques y jardines. Este método se emplea para bajos volúmenes de salmuera -normalmente proveniente de agua salobre- y depende de las condiciones de precipitación del lugar, la disponibilidad de tierra y la existencia de acuíferos de agua dulce cercanos.

Finalmente, la preocupación pública por los efectos de la salmuera y la adopción de estándares ambientales más altos han motivado el desarrollo de métodos que puedan reducir la salmuera al mínimo, incrementar la recuperación de agua con el menor impacto ambiental, y recuperar sales con valor comercial (Zarzo, 2018; Missimer & Maliva, 2018; Jenkins et al., 2012). Por ejemplo, la salmuera de rechazo del proceso RO es agua altamente concentrada en sales (68% más concentrada que el agua de mar) como cloruro de sodio, sulfatos, bicarbonatos y carbonatos de calcio-magnesio-potasio, y concentraciones no despreciables de elementos como estroncio y bario, todo ellos con valor comercial o utilidad industrial (Zarzo, 2018; Jenkins et al., 2012; Ahmad & Baddour, 2014; Lee et al., 2019). El uso de esta salmuera estaría promoviendo el concepto de valorización de los residuos en un contexto de economía circular.

En respuesta a las tendencias antes descritas, uno de los enfoques más interesantes es la llamada descarga cero líquido o "Zero Liquid Discharge" (ZLD), para lo cual existe un compendio de técnicas de tratamiento que tienen como objetivo fundamental optimizar la recuperación del agua y de recursos sólidos desde líquidos concentrados de desecho como las salmueras RO (Drioli et al., 2015; Lu et al., 2019; Muhammad Yaqub & Lee, 2019; Onishi et al., 2018; Tong & Elimelech, 2016; Chung et al., 2017; Balcik-Canbolat et al., 2018; Panagopoulos et al., 2019). Muchos de estos procesos se han usado en el área de tratamiento de aguas concentradas y/o contaminadas de diversas industrias como el petróleo, shale gas, aguas residuales y la desalinización (Lu et al., 2019; Muhammad Yaqub & Lee, 2019; Onishi et al., 2018; Tong & Elimelech, 2016). Existen algunos procesos ZLD convencionales con alto grado de desarrollo en la industria; mientras que otros poseen sólo desarrollos emergentes o incluso se encuentran en etapa de investigación, con ventajas y desventajas asociadas (Drioli et al., 2015; Lu et al., 2019; Muhammad Yaqub & Lee, 2019; Onishi et al., 2018; Tong & Elimelech, 2016; Valdés et al., 2021).

Los sistemas ZLD para tratamiento de salmuera consisten en combinaciones de tecnologías de membrana y tecnologías térmicas que típicamente contemplan tres fases: preconcentración mediante membranas de alta presión, evaporación mediante tecnologías térmicas e híbridas, y cristalización (ver Figura 3.7). Es importante señalar que el manejo de los residuos sólidos de los sistemas ZLD debe ser adecuadamente planeado y gestionado.

Figura 3.10. Marco conceptual del tratamiento de salmuera.

Fuente: Adaptado de Panagopoulos et al. (2019).



Nota: Abreviaturas de la figura: RO - ósmosis inversa; HPRO - ósmosis inversa de alta presión; FO - ósmosis forzada; OARO - ósmosis inversa asistida osmóticamente; MD - destilación con membrana; ED - electrodiálisis; EDR - electrodiálisis reversible; EDM - electrodiálisis con metátesis; BC - concentrador de salmuera; MSF - flash multietapa; MED - destilación multietapa; WAIV - evaporación intensificada asistida por viento; MCr - cristalización por membrana; BCr - cristalizador de salmuera; EFC - cristalización por congelación eutéctica; SD - secador por atomización; TDS - sólidos disueltos totales; SEC - consumo específico de energía.

3.4 LA DESALINIZACIÓN EN CHILE

La franja noroeste de América del Sur, entre Ecuador y Chile, recorre algunos de los lugares más secos del planeta, y a la vez, ha sido una zona de relevancia económica internacional desde el siglo XIX. No es extraño, por tanto, que esta zona haya tenido importancia en la historia de la desalinización a nivel mundial. Según Gabrielli (2013), mientras Inglaterra, Francia y Alemania fueron los pioneros en el desarrollo de la tecnología de la desalinización moderna, Perú, Bolivia y Chile fueron los pioneros en la aplicación de ésta.

Los primeros reportes sobre instalación de equipo de desalinización en esta zona, alrededor de 1858, se dan en el contexto de la explotación del guano en islas sin fuentes de agua dulce. Dada la escasez de agua en el continente, la desalinización de agua de mar en las islas de guano fue la opción más viable. Por otro lado, el desarrollo de puertos como Cobija, Mejillones, Tocopilla y Antofagasta -donde se concentraban guano, minerales y productos de comercio local- requirió el uso de máquinas de destilación -también conocidas como resacadoras- como complemento a fuentes de agua locales y barcos cisterna para abastecer la creciente población y su actividad económica. Los habitantes de estos poblados hacían largas filas en las plantas de desalinización cerca de la playa y existía un servicio de entrega de agua basado en tracción animal (Maino Prado y Recabarren Rojas, 2011; Gabrielli, 2013). También existen registros sobre actividades de desalinización de agua salobre en áreas cercanas a las instalaciones de ferrocarril, además de la notable planta de desalinización de la Salitrera Las Salinas, mencionada en la sección 3.2. Tras el Gran Tsunami y la Guerra del Pacífico, en 1892, entró en operación la primera cañería para traer agua de los Andes hasta la costa (Maino Prado y Recabarren Rojas, 2011; Gabrielli, 2013).

En la década de 1990, la industria minera comienza a explorar el uso de agua de mar como fuente alternativa para los procesos industriales (B2B Media Group, 2022). Sin embargo, las plantas más antiguas entre las que operan actualmente abastecen al sector sanitario: la Planta de Arica empezó a operar en 1998 -es además la única planta industrial que opera actualmente con agua salobre, proveniente de sondajes en el valle del Río Lluta- (Herrera León et al., 2019) y la Planta Desalinizadora Norte de Antofagasta (ex La Chimba) que inició sus operaciones en 2003 (Herrera León et al., 2019; B2B Media Group 2022). Cabe destacar la entrada en operación de la Planta Coloso de Minera Escondida en 2006 con una producción de 525 l/s (Herrera León et al., 2019; B2B Media Group, 2022). A partir de estos años, se ha observado un incremento en el número de plantas desalinizadoras industriales en el norte del país. A pesar de este incremento, en Chile no existe una fuente de información oficial centralizada sobre los proyectos e instalaciones de desalinización (Skewes, 2017). Para la elaboración de esta sección del informe, fue necesario consultar y compilar información de muy diversas fuentes. Las principales fuentes de información consultadas y el proceso de construcción de la base de datos compilada a partir de dichas fuentes se describe en el Anexo 5.

A partir de los datos procesados, se individualizan 97 instalaciones y proyectos de impulsión de agua de mar y desalinización (ver Tabla 3.3), de los cuales 5 se refieren a sistemas de impulsión de agua de mar para la minería sin mayor información sobre desalinización¹⁰. De los 92 restantes, hay 38 plantas operativas con una capacidad de desalinización de 8.535 l/s (10 de ellas asociadas a centrales termoeléctricas); 3 plantas no operativas¹¹; 2 plantas cuyo estatus operativo no fue posible determinar a partir de la información disponible¹²; 38 proyectos en curso (28.859 l/s)¹³ y 11 proyectos que se cancelaron por diversos motivos o se fusionaron a otro proyecto en curso. Diez de las 38 plantas operativas están asociadas a centrales termoeléctricas (405 l/s, menos del 5% de la capacidad operativa actual) y es posible que dejen de funcionar en el futuro¹⁴. Cabe mencionar que dentro de los 38 proyectos en curso están contemplados proyectos de reconversión de plantas termoeléctricas a desalinizadoras de los que se obtuvo información.

En la Tabla 3.3 se presenta la capacidad de las 38 plantas operativas organizadas por región así como la capacidad futura de cada región si se llevaran a cabo todos los proyectos y ampliaciones anunciados hasta el momento -sin considerar aquellos que han sido suspendidos. En este caso, la capacidad de desalinización operativa se cuadruplicaría pasando de 8.558 l/s (38 plantas operativas) a 38.766 l/s (76 plantas). La región de mayor crecimiento sería Antofagasta (12.988 l/s adicionales) seguida de Atacama (7.557 l/s adicionales). Cabe destacar la relevancia del proyecto CRAMSA en Antofa-

10 Mina Algorta, Planta J.A. Moreno, Pampa Camarones, Tente en el Aire y Pampa Blanca.

11 SCM Bullmine (150 l/s), APR Carolina de Michilla (0.8 l/s) y APR de Quintay (5,5 l/s).

12 Planta Prillex América (8,5 l/s) y Planta de Procesamiento de Molibdeno en Mejillones (1.7 l/s).

13 No se incluye proyecto Desala en la región de O'Higgins de 3.000 l/s por estar aún en etapa muy temprana.

14 Sin embargo, es importante mencionar que no fue posible recopilar antecedentes sobre todas las termoeléctricas en el país.

gasta (8.000 l/s)¹⁵-ingresado al Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental (SEIA) en marzo 2022- el cual prácticamente duplicaría la capacidad instalada a la fecha en todo el país. Por otro lado, también cabe destacar el incremento en la capacidad de desalinización en las regiones de Tarapacá, Coquimbo y Valparaíso, que en su conjunto representan 9.464 l/s adicionales, y quedarían con el 24,6% de la capacidad de desalinización. Hoy en día, la capacidad combinada de estas regiones no rebasa los 120 l/s.

Región	Capacidad actual		Capacidad futura			
	l/s	%	N	l/s	%	N
Operativas	8.558	100	38	38.766	100	76
Tarapacá	13	0,1	1	2.067	5,3	4
Arica	208	2,4	1	408	1,1	2
Antofagasta	6.603	77,1	25	19.591	50,5	32
Atacama	1.620	19,0	4	9.177	23,7	14
Coquimbo	4	0,0	1	3.804	9,8	13
Valparaíso	59	0,7	3	3.669	9,5	8
Biobío	33	0,4	1	33	0,1	1
Aysén	3	0,0	1	3	0,0	1
Magallanes	15	0,2	1	15	0,1	1
Sist. de impulsión sin desalinización			5			5
No operativas			3			3
Sin información			2			2
Proyecto suspendido o fusionado						11
Total			48			97

Tabla 3.3.
Capacidad de desalinización actual y futura.

Fuente: Elaboración propia a partir de la base de datos del presente informe.

Nota: capacidad futura incluye actual más ampliaciones y proyectos.

¹⁵ <https://cramsa.cl/proyecto/>

En la Figura 3.11, se presenta el mapa con las instalaciones en operación y los proyectos en curso a lo largo del país. La dominancia de las regiones de Antofagasta y Atacama se explica en buena medida por la actividad minera que se realiza en la zona. El detalle de la distribución espacial de proyectos en operación y planificados se presenta en la Tabla 3.4.

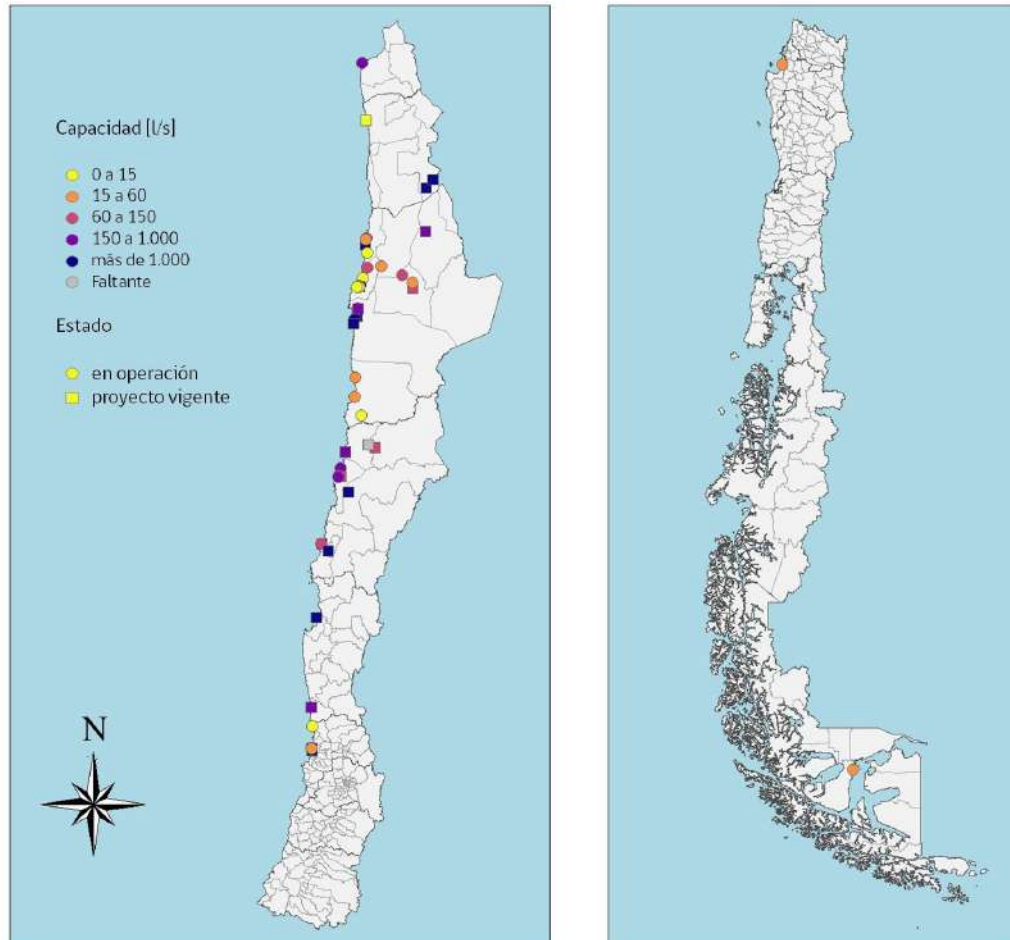


Figura 3.11.
Plantas y proyectos de desalinización en Chile.

Fuente: Elaboración propia con base en información de diversas fuentes (ver Anexo 4); ubicación geográfica referencial según coordenadas del SEIA.

Nota: La ubicación geográfica corresponde a los proyectos evaluados por el Servicio de Evaluación Ambiental. Estos proyectos pueden tratarse de faenas mineras, subestaciones eléctricas, emisarios submarinos, ampliación o modificación de infraestructura, entre otros. Las coordenadas no necesariamente representan la ubicación de la unidad de desalinización, de la toma de entrada, ni de la tubería de descarga de efluentes.

La capacidad de desalinización asociada a la minería actualmente es mayor a los 6.100 l/s, cerca del 70% del total (Tabla 3.4). De hecho, la minería en Antofagasta es la actividad dominante en el país, con más de 5.000 l/s y 59% del total nacional absoluto. Por otro lado, en el escenario de ampliación y construcción de proyectos descrito en el párrafo anterior, el mayor incremento en el volumen de desalinización provendría de los proyectos multipropósito con 12.250 l/s adicionales, seguido de la minería (7.210 l/s adicionales) y el uso industrial (5.868 l/s adicionales). Es importante destacar el incremento relativo de la capacidad destinada a la industria, que representa un factor de aumento de más de 14 veces. Sin considerar los proyectos multipropósito, el mayor aumento en capacidad se llevaría a cabo en el sector industrial de Atacama, en el cual

existen tres proyectos de más de 1.400 l/s cada uno. Con estos proyectos, el sector pasaría de contar con una planta de 70 l/s actualmente, a tener una capacidad de más de 5.200 l/s, es decir unas 75 veces su capacidad operativa actual. En consecuencia, a pesar de que la minería en Antofagasta ha sido la actividad dominante en el contexto de desalinización, dicho escenario puede cambiar en los próximos años.

Uso por región	Capacidad actual		Capacidad futura			
	l/s	%	N	l/s	%	N
Minería	6.137	71,9	11	13.347	34,4	22
Tarapacá			1	2.067	5,3	4
Antofagasta	5.037	59,0	8	8.233	21,3	11
Atacama	1.100	12,9	3	2.664	6,9	8
Coquimbo				400	1,0	1
Sanitario	1.908	22,3	12	6.788	17,4	30
Tarapacá	13	0,1	1	17	0,0	2
Arica	208	2,4	1	408	1,1	2
Antofagasta	1.229	14,4	6	2.863	7,3	8
Atacama	450	5,3	1	1.293	3,3	2
Coquimbo	4	0,0	1	1.204	3,1	11
Valparaíso	1	0,0	1	1.001	2,6	4
Aysén	3	0,0	1	3	0,0	1
Industrial	513	6,0	16	6.381	16,5	21
Antofagasta	337	3,9	11	495	1,3	12
Atacama	70	0,8	1	5.220	13,5	4
Valparaíso	58	0,7	2	618	1,6	3
Biobío	33	0,4	1	33	0,1	1
Magallanes	15	0,2	1	15	0,0	1
Multipropósito				12.250	31,6	3
Antofagasta				8.000	20,6	1
Coquimbo				2.200	5,7	1
Valparaíso				2.050	5,3	1

Tabla 3.4.
Capacidad de desalinización actual y futura por uso final y región.

Fuente: Elaboración propia a partir de la base de datos del presente informe.

Nota: Capacidad futura incluye actual más ampliaciones y proyectos.



SECCIÓN B

**OPORTUNIDADES DE LA
DESALINIZACIÓN COMO
MEDIDA DE ADAPTACIÓN
Y MITIGACIÓN**



CAPÍTULO 4

LA DESALINIZACIÓN COMO OPCIÓN DE ADAPTACIÓN

En el Capítulo 2 del informe se presentó la condición de escasez hídrica que sufre una parte importante del país. Esta escasez hídrica se manifiesta en la imposibilidad de mantener una disponibilidad adecuada de agua para sostener medios de vida, conservar ecosistemas y permitir el desarrollo productivo. En este Capítulo se presenta la opción de la desalinización como una medida para poder adaptarse a los impactos que genera esta escasez hídrica. La primera sección de este capítulo presenta una discusión de esta opción en el contexto de las distintas opciones de adaptación. Posteriormente se presenta la experiencia de uso de esta opción por un conjunto de países y finalmente se entrega información respecto de los costos de la desalinización para tener en cuenta en la evaluación de esta opción tecnológica.

4.1 OPCIONES PARA LA ADAPTACIÓN PARA LA SEGURIDAD HÍDRICA.

Frente al problema de la crisis hídrica planteada en la Capítulo 2 de este informe y siguiendo el marco conceptual de seguridad hídrica presentado, se pueden considerar distintas opciones para poder adaptarse a los impactos del cambio climático, en particular aquellos impactos que tienen relación con cambios en la disponibilidad de recursos hídricos. Siendo el problema de la crisis hídrica uno que nace de la escasez relativa de los recursos, existen dos maneras de poder abordar este problema:

- 1. Disminuyendo la necesidad de agua para todos o algunos de los usos existentes a través de medidas de gestión** (mejor coordinación y uso de infraestructura o cambios en prioridades de asignación) o estructurales (aumento en eficiencia en uso o cambios en los factores que inciden en la cantidad de agua requerida). En la reciente reforma al Código de Aguas, se considera como

uso prioritario el derecho humano al agua y saneamiento y se consagran varios instrumentos para hacerlo efectivo. En este punto es importante destacar que muchas veces la escasez relativa de agua se genera a través de un aumento en las necesidades de agua por ejemplo a través de la expansión del uso del territorio (típicamente para usos agrícolas o demanda de agua potable).

2. **Aumentando la provisión de agua para distintos usos en determinados momentos y ubicaciones geográficas.** En este caso también se pueden considerar medidas tanto de gestión como medidas estructurales que aumenten de manera temporal o permanente la disponibilidad de los recursos. Dentro de estas medidas estructurales podemos considerar la desalinización, los embalses (aumento temporal del recurso en la medida que exista alta variabilidad en la disponibilidad), reúso de aguas grises o servidas, trasvases de agua, recolección de aguas lluvia, instalación o profundización de pozos o soluciones basadas en infraestructura verde que permiten mejorar los servicios de provisión y regulación hidrológica que proveen los ecosistemas. Por otra parte las medidas de gestión apuntan a una mejor organización del uso del recurso por ejemplo a través de acuerdos entre usuarios, arriendos o traspasos.

Se puede apreciar que la desalinización en este sentido es una de muchas alternativas que pueden ser consideradas. Estas alternativas van a diferir en cuanto a costos y condiciones de calidad (relevante para ciertos usos) que también redundan en costos y factibilidad de implementación.

4.2 DESALINIZACIÓN COMO MEDIDA DE ADAPTACIÓN: EXPERIENCIA COMPARADA EN AUSTRALIA, ISRAEL, ESPAÑA Y CALIFORNIA (EEUU)

La desalinización como una tecnología ya madura para la generación de agua potable o industrial se ha extendido significativamente a través de diferentes partes del globo. Actualmente, el agua desalinizada es producida en todo el mundo por más de 20.000 instalaciones de diferentes tamaños. Este número incluye desde la pequeña producción enfocada en áreas residenciales o industriales privadas (entre 50 y 600 m³/día) hasta grandes plantas que abastecen servicios públicos municipales que utilizan agua desalinizada como fuente primaria o para mezclar con otros recursos potables para distribuir a la población o industria. Hoy, las plantas más grandes se encuentran en los Emiratos Árabes Unidos, Arabia Saudita, Argelia e Israel.

Arabia Saudita cuenta con algunas de las mayores plantas desalinizadoras del mundo, combinando diferentes tecnologías (MED, MSF y RO), entre las que destacan el proyecto Shoaiba, que produce 880.000 m³/día, y el complejo Al Jubail, que produce más de 800.000 m³/día. El proyecto Sorek en Israel es actualmente la mayor planta desalinizadora de agua de mar por ósmosis inversa en funcionamiento, con una capacidad de 624.000 m³/día, seguida de la planta de Magtaa en Argelia, con una producción de 500.000 m³/día. Pero estas cifras cambiarán poco después de que entren en operación los proyectos mencionados anteriormente.

En esta sección del informe se presenta un análisis de la experiencia comparada internacional tomando como ejemplo cuatro países/regiones (Australia, Israel, España y California). Estos países se han elegido principalmente debido a que estos se encuentran dentro del grupo de países con mayor presencia de desalinización a nivel mundial, y al mismo tiempo por ser países o territorios donde la escasez hídrica es una problemática compartida con la realidad chilena.

4.2.1 AUSTRALIA

La “sequía del milenio” (2000-2011) provocó en Australia una intensa inyección de fondos fiscales para producir agua de diferentes formas, entre las cuales se encuentran las plantas desalinizadoras. Se construyeron varias plantas grandes cerca de las principales ciudades del país (Melbourne, Sydney, Perth, Adelaide, Gold Coast/Brisbane), con capacidades entre 45 y 100 Mm³/año, equivalente a 16% - 50% de la demanda en cada localidad, utilizando predominantemente osmosis inversa (Radcliffe & Page, 2020).

Con el fin de la “sequía del milenio” vino un cambio en la mentalidad con respecto al agua, pasando de agua a cualquier costo a agua eficiente en términos económicos. Y con esto, algunas plantas dejaron de usarse temporalmente, al menos hasta que las sequías consiguientes las volvieron a hacer atractivas.

- Gold Coast/Brisbane se mantiene en ‘hot standby’, lista para entrar en operación 33% capacidad en 24 horas y máxima producción en 72 horas. Se usa como respaldo cuando otras instalaciones están en mantenimiento periódico, en casos de sequía (entre septiembre de 2020 y noviembre del 2021) y en casos de emergencia (Ciclón Ostwald 2013).
- Sydney, se estableció que operaría cuando la reserva de agua sea menor al 60% y deja de operar cuando dicha reserva sea mayor al 70%. En enero de 2019 entró a operar nuevamente y en enero 2020 el gobierno anunció que planea duplicar la capacidad productiva de la planta (Smith, 2022; Sydney Water, 2022).
- Perth, reconociendo la sequía como el comienzo del nuevo normal, ha continuado operando sus plantas desalinizadoras. Entre 35% y 40% del agua usada proviene de la desalinización. La primera planta fue construida en 2006, segunda 2011, tercera planta en evaluación ambiental (Water Corporation, 2022).
- Melbourne, la planta permanece operativa y ha entregado cerca del 25% del agua de la ciudad entre 2016 y 2022. Producción variable de acuerdo con las precipitaciones y capacidad de reserva de las represas (Victoria State Government, 2022).

Australia es un país grande y con diversas condiciones climáticas. La evidencia indica que las ciudades localizadas en lugares que han sido más marcados por disminución/cambio en las precipitaciones han continuado utilizando, y ampliando, su capacidad de desalinización.

4.2.2 ISRAEL

Israel está localizado en una zona desértica y tiene una población que crece constantemente. Las precipitaciones además están variando y las proyecciones indican que a futuro podrían disminuir aún más.

Los planes para potenciar el acceso al agua del país mediante la desalinización comenzaron en el año 2000. Hoy el país cuenta con 5 grandes plantas cuya capacidad de producción es de 585 millones m³ anuales (18.550 l/s aproximadamente). Hoy se encuentran en proyecto 2 plantas más con una capacidad extra de 300 millones m³. Cuando las 7 plantas estén en operación, se espera que suplan entre 85%-90% del consumo municipal e industrial del país (Israel Ministry of Finance, 2020). La agricultura utiliza principalmente agua reciclada.

Algunos críticos señalan que en Israel se ha puesto demasiado énfasis en la oferta de agua, mientras que poco se ha avanzado en cuanto a su demanda (Wieczorek, 2020). Como la desalinización requiere importantes cantidades de energía para operar y actualmente la mayor parte de la electricidad israelí proviene de combustibles fósiles, la producción de agua dulce está ligada a altas emisiones de GEI (Tal, 2018).

Seis años de seguimiento de los vertidos de salmuera han demostrado algunos impactos en la calidad del agua del mar. El exceso máximo de salinidad en la capa salina osciló entre el 4,3 y el 9,1% sobre la referencia en un área entre 2 km² -13 km². La temperatura del agua de mar aumentó hasta 0,7 °C cerca de los emisores. El aumento de la concentración de fósforo orgánico fue correlacionado con el exceso de salinidad (Kress et al., 2020).

4.2.3 ESPAÑA

Hace aproximadamente medio siglo la desalinización tuvo el objetivo de resolver de manera puntual la escasez en las Islas Canarias para abastecimiento de la población. Con los avances tecnológicos, de la reducción de costos y del control de su impacto, hace 15 años ha aumentado la incorporación de la desalinización de manera rápida, “adoptadas sin el amplio consenso que requieren este tipo de infraestructuras” (Cabrera et al., 2019).

La madurez tecnológica y el tiempo han propiciado que cada desalinizadora encuentre su lugar y su fin, justificando la inversión efectuada. Sin embargo, hay problemas aún pendientes de solución en la incorporación de esta nueva fuente de agua en un sistema que integre todos los recursos, tanto los tradicionales como los nuevos. Ello exige que los usuarios acepten su sobrecosto como un nuevo “seguro hídrico” que permita garantizar el suministro de agua en todo momento.

La desalinización para la producción de alimentos se limita a cultivos que pueden permitirse el costo de la desalinización, por ejemplo, los cultivos de invernadero, frutales y hortalizas. La desalinización es utilizada para un incremento de la oferta hídrica que actúa como un “seguro” o rol estabilizador ante situaciones de sequía en el sureste español. Sus caudales proporcionan un suministro continuo en un contexto de disminución de la oferta de otras fuentes y se erige como una solución viable frente a los cuestionados trasvases. Al mismo tiempo, la seguridad hídrica de la desalinización ha servido de apoyo al turismo.

4.2.4 CALIFORNIA

En California, los proyectos de desalinización están regulados por el State Water Resources Control Board. California cuenta con 12 plantas desalinizadoras de agua de mar, todas construidas con anterioridad al 2016. De estas plantas, destaca Carlsbad, que opera desde el año 2015 con una capacidad de 180.000 m³/día y provee aproximadamente el 8% del agua del Condado de San Diego. El costo de suministro es aproximadamente 2 USD/m³. Su construcción involucró un costo de capital de 1.000 millones de USD. Existen además 2 proyectos que se encuentran en etapa de autorización.

Adicionalmente existen plantas desalinizadoras de agua salobre. Actualmente se encuentra en construcción la planta desalinizadora de Antioch, con una capacidad de 6 mgd, que abastecerá aproximadamente un tercio de la demanda de esa ciudad, con la consiguiente reducción en la compra de agua al Contra Costa County Water District, su principal fuente en la actualidad.

Es interesante destacar que recientemente la California Coastal Commission ha tenido que decidir (con resultados disímiles) sobre el otorgamiento de permiso de dos proyectos de desalinización de tamaño relevante:

- En mayo de 2022 la California Coastal Commission rechazó el proyecto de planta desalinizadora en Huntington Beach, que involucraba una inversión de USD 1.500 millones y una capacidad de 180.000 m³/día, destinada a abastecer de agua a 400.000 personas en Orange County. La conclusión del informe técnico de la Comisión fue que: *El personal reconoce la necesidad de desarrollar fuentes de agua nuevas y confiables en el sur de California, y cree que las instalaciones de desalinización bien planificadas y ubicadas probablemente desempeñarán un papel en el suministro de estos suministros. Sin embargo, debido a las inconsistencias fundamentales de este proyecto con la Ley Costera y las políticas relacionadas con los peligros costeros, la protección y mitigación de la vida marina y la protección de los humedales y el hábitat ambientalmente sensible, así como sus cargas poco claras pero probablemente significativas para las comunidades de justicia ambiental, el personal está recomendando la negación del proyecto*¹⁶.
- En octubre de 2022 la California Coastal Commission aprobó con condiciones el proyecto de planta desalinizadora que la South Coast Water District (SCWD) propone construir y operar en la Ciudad de Dana Point y dentro de Doheny State Beach, en Orange County. La instalación con una capacidad entre 20.000 y 60.000 m³/día proporcionaría agua potable a SCWD, que sirve a Dana Point y el área circundante, y reduciría la dependencia del área del agua importada, que ahora proporciona alrededor del 90 % del suministro total de agua. Algunas de las razones que indica la Comisión para aprobar este proyecto indican que: *SCWD diseñó la instalación para incluir varias características que evitan o reducen los impactos potencialmente adversos a los recursos costeros. Por ejemplo, la ins-*

¹⁶ <https://www.coastal.ca.gov/meetings/agenda/#/2022/5>

talación usaría pozos para extraer agua de mar de debajo del fondo del océano. Este tipo de toma subterránea evita por completo los impactos en la vida marina durante las operaciones de la instalación. La instalación también “coubicaría” su descarga con la de una instalación de tratamiento de aguas residuales existente, lo que reduce sustancialmente los efectos generales que ocurrirían con dos descargas separadas¹⁷.

4.3 COSTOS ASOCIADOS A LA DESALINIZACIÓN

En la evaluación de opciones de adaptación es importante conocer los costos relativos de las distintas alternativas. De acuerdo con la literatura, dependiendo del tamaño de la planta y de la tecnología involucrada se pueden observar que los costos energéticos varían entre 2 y 21,35 KWh/m³ y el costo total de la producción de agua varía entre 0,5 y 2 USD/m³.

Tipo de tecnología	Opciones dentro de la tecnología (calidad de agua puede ser un factor)	Costo energético [KWh/m ³]	Costo por volumen de agua tratado [USD/m ³]	Fuente
Desalinización	Para plantas con capacidades mayores a 10.000 m ³ /d		0,50-2,00	Wittholz et al. (2008)
Desalinización	Considera costos de energía, mantenimiento, químicos, reemplazo de membrana, mano de obra, administración, etc.		0,72-1,16	Zhu et al. (2018)
RO		5	0,96	Jia et al. (2019)
MED		17,9	2,5	Jia et al. (2019)
RO	Agua desalinizada. 900-2.500 USD/m ³ /d de inversión de la planta. El pH y la dureza del agua requieren reajustes antes de ser apta para consumo humano.	3-4	0,5-1,2	Ghaffour et al. (2013)
RO	Agua desalinizada. Incluye post-tratamiento del agua.	3,5-4,5		Kim et al. (2019)
RO	Agua desalinizada apta para consumo humano. Planta de 128.000 m ³ /d	2-6	0,75-1	Panagopolos (2020)

Tabla 4.1. Costo energético y costo por volumen de agua desalinizada. Fuente: Elaboración propia.

¹⁷ <https://www.coastal.ca.gov/meetings/agenda/#/2022/10>

Tipo de tecnología	Opciones dentro de la tecnología (calidad de agua puede ser un factor)	Costo energético [KWh/m ³]	Costo por volumen de agua tratado [USD/m ³]	Fuente
RO	Agua desalinizada. Planta de 24.000 m ³ /d con sistema de recuperación de energía. La salmuera que expulsa tiene 2 o más veces más sal que el agua de mar.	4-6		Soliman et al. (2021)
MED	Agua desalinizada apta para consumo humano. 900-2.000 USD/m ³ /d de inversión de la planta. El pH y la dureza del agua requieren reajustes antes de ser apta para consumo humano.	5,5-9	0,7-1,2	Ghaffour et al. (2013)
MED	Agua desalinizada.	7,7-21	1-1,3	Panagopoulos (2020)
MED	Agua desalinizada.	14,45-21,35		Soliman et al. (2021)
MED	Agua desalinizada con 10 ppm. Valores para planta de 12.000 a 55.000 m ³ /d.	14,45-21,35	0,95-1,5	Al Karaghoul y Kazmerski (2013)

Así también se puede obtener de manera diferenciada los costos de los diferentes componentes involucrados en el proceso de desalinización de agua.

Es importante señalar que el análisis de la inclusión de la desalinización como medida de adaptación para tender hacia la seguridad hídrica debería ser evaluada en conjunto con otras alternativas similares que permitan disponer de un mayor volumen de agua. En esa dirección el reúso de aguas residuales domiciliarias aparece como una opción similar. De acuerdo al National Research Council (2012) en un estudio comparado de los costos energéticos entre el reúso de aguas residuales domiciliarias (aguas residuales municipales), y el uso de agua desalinizada marina, muestra que los costos energéticos de tratar las aguas residuales varía entre 0,067 y 0,23 US/m³ mientras que el costo energético de la desalinización sería de 0,82 US/m³, valores que posicionan al reúso como una opción competitiva a la desalinización, al menos en el ámbito de los costos energéticos de su producción.

4.4 CONCLUSIONES

La desalinización debería ser considerada como una alternativa más dentro de las medidas del Plan de Adaptación de Recursos Hídricos (que debe estar aprobado el año 2024), denominadas como nuevas fuentes (reúso de aguas grises o servidas, trasvases de agua, recolección de aguas lluvia o soluciones basadas en infraestructura verde).

En base a la experiencia comparada con países donde la desalinización tiene un mayor desarrollo, se puede señalar que incorporar la desalinización puede tener distintos objetivos, ya sea para un uso permanente entregando una fracción del agua requerida por el sistema o como respaldo para enfrentar los periodos de mayor escasez. Su objetivo de uso debería ser evaluado caso a caso.

La desalinización debe ser considerada como parte del sistema de gestión del agua a nivel de cuenca y no como un sistema independiente, con el fin de apuntar hacia una gestión integrada del agua en su globalidad, más aún, integrada con el sistema energético. En este sentido la desalinización como medida de adaptación debería ir acompañada de otras medidas institucionales y de gestión orientadas a la reducción de la demanda. Es en este contexto que esta medida debe ser considerada dentro de la discusión integral de los Planes Estratégicos de Recursos Hídricos mandatados por la Ley Marco de Cambio Climático.

Los costos de generar agua desalinizada actualmente limitan esta opción sólo a aquellas actividades de mayor rentabilidad económica: Industria, consumo humano, agricultura de alta rentabilidad, turismo, entre otras. El costo por volumen de agua tratado varía entre los 0,50-2,00 USD/m³ y el costo energético varía entre 2 - 21,35 KWh/m³ dependiendo de la tecnología, el tamaño de planta, características del agua entre otros. Como medida adaptación al cambio climático para enfrentar la escasez hídrica, la desalinización debe ser evaluada teniendo a la vista las necesidades energéticas y la fuente de esta para no agudizar la emisión de gases de efecto invernadero. Este punto será discutido en el Capítulo 9 de este informe.



CAPÍTULO 5

LA DESALINIZACIÓN COMO ESTRATEGIA DE MITIGACIÓN

La mayoría de los procesos industriales, específicamente en generación de energía, requieren grandes cantidades de recursos hídricos, y a su vez, la extracción, el transporte y el tratamiento del agua necesita una gran cantidad de energía eléctrica. Por tanto, existe un nexo complejo entre el agua y la producción de energía, visualizando un crecimiento simultáneo en la demanda del 55 % y 27 % al año 2040 respectivamente (IEA, 2018; OECD, 2012; WWAP, 2018). Siguiendo esta lógica, es probable que el cambio climático y el aumento de la variabilidad hidrológica proporcionen una mayor dependencia en las opciones de suministro de agua, con uso intensivo de energía como el transporte de agua a largas distancias o la utilización de procesos de desalinización (Rodríguez et al., 2013).

Actualmente existe preocupación por el potencial impacto ambiental que puedan generar las plantas desalinizadoras, especialmente por el uso de combustibles fósiles que contribuyen al aumento en las emisiones de GEI (Elsaid et al., 2020). Las tecnologías de desalinización térmica y de membrana a gran escala, pueden contribuir sustancialmente en la huella de carbono, considerando que en el año 2020 se emitieron 76 millones de toneladas de CO₂ al medioambiente. Esta situación, va en aumento cada año, producto de la incorporación de más plantas desalinizadoras alimentadas con fuentes fósiles (Alonso et al., 2020). Es por ello que es importante considerar soluciones eficientes e innovadoras que impliquen el uso de fuentes de energía renovables (Trinh et al., 2022), siendo un segmento importante en el consumo energético total y, que en general, tienen una huella hídrica menor que las alternativas provenientes del carbono. Por ende, se requiere mayores incrementos de energías renovables, como la

solar fotovoltaica y la eólica a mediana y/o a pequeña escala, para garantizar que se pueda satisfacer la demanda futura de energía y agua (Faeth y Sovacool, 2014).

En esta sección se presentan las conexiones identificadas entre la industria de la desalinización y las estrategias de mitigación existentes y futuras en nuestro país. Si bien la desalinización no corresponde a una opción directa de mitigación, ésta puede ser analizada desde el punto de vista de una tecnología habilitante a distintas opciones de mitigación en el marco de nuestra estrategia climática de largo plazo (ECLP) (Ministerio del Medio Ambiente, Gobierno de Chile, 2021). Esta condición debe ser considerada en la medida que los desafíos asociados a potenciales impactos de la desalinización sean abordados (ver Sección B de este informe).

Analizando la tabla de asignaciones de medidas de mitigación de la ECLP (sección 5.3) se identifican las siguientes medidas de mitigación relacionadas:

- Limpieza en sistemas solares (paneles y helióstatos)
- Sector silvoagropecuario
- Uso de hidrógeno en electromovilidad e industria

A continuación, se explican cada una de estas opciones.

5.1 DESALINIZACIÓN E INDUSTRIA FOTOVOLTAICA

La limpieza de los paneles fotovoltaicos generalmente requiere utilizar agua para eliminar el polvo, insectos y otras suciedades. Sin embargo, como ha sido comentado ampliamente, hoy en día el agua es escasa y requiere de nuevas fuentes que sean de calidad y cantidad suficiente. El uso de agua potable salobre –como en Arica– o de mar presenta una alta concentración de sales minerales y es inadecuado para la limpieza de los paneles, debido a que genera la formación de una película blanca que se adhiere a la superficie de éstos últimos, provocando una pérdida de eficiencia y potencia de los sistemas solares fotovoltaicos. Además, disminuye la vida útil del panel fotovoltaico. Cabe mencionar también que la producción y distribución del agua potable requiere de energía convencional de la red eléctrica, siendo este último un componente contaminante si proviene de fuentes de energía no renovables.

Los módulos fotovoltaicos son sistemas consolidados y comercialmente aceptados que generan electricidad desde 1995. La eficiencia de la energía solar producida por los módulos fotovoltaicos puede verse afectada por diversos factores, entre los que destaca la acumulación de polvo. En la literatura se han analizado distintos sistemas de limpieza asociados a los problemas de acumulación de polvo (Farrokhi Derakhshandeh et al., 2021). Si bien existen sistemas de limpieza que no hacen uso de agua, comercialmente no son los más extendidos. Como una de las alternativas se perfilan los sistemas de limpieza electrostática para regiones donde el agua es escasa. Se estima el uso entre 75–100 L de agua por MWh producido (Solar Energy Industries Association, 2022; Suárez et al., 2014). Con el parque solar actual del país cercano a los 6.000 MW de capacidad instalada, el uso diario de agua se estima entre 3.150–4.200 m³. La siguiente tabla detalla el cálculo y los supuestos.

Capacidad instalada PV [MW]	Horas de sol [horas/día]	Factor de planta [%]	Generación PV [MWh/día]	Vol. de agua para limpieza [L/MWh]	Vol. de agua para limpieza [m3/día]
6.000	7	29	42.000	75-100	3.150-4.200

Tabla 5.1.
Uso diario de agua para limpieza de paneles.

Fuente: Elaboración propia.

Cabe mencionar que no se dispone de cifras más ajustadas a la realidad nacional. Sin embargo, este orden de magnitud permite asociar el desafío de la disponibilidad de agua con la capacidad actual de desalinizadoras en el país (Tabla 3.3, el valor de 8.535 L/s). Lo anterior implicaría el uso de un 0,5% del agua desalinizada en el país en la medida que no fuera posible recuperar parte de la misma en el proceso de limpieza y que el 100% de las plantas solares hicieran uso de sistemas de limpieza con agua.

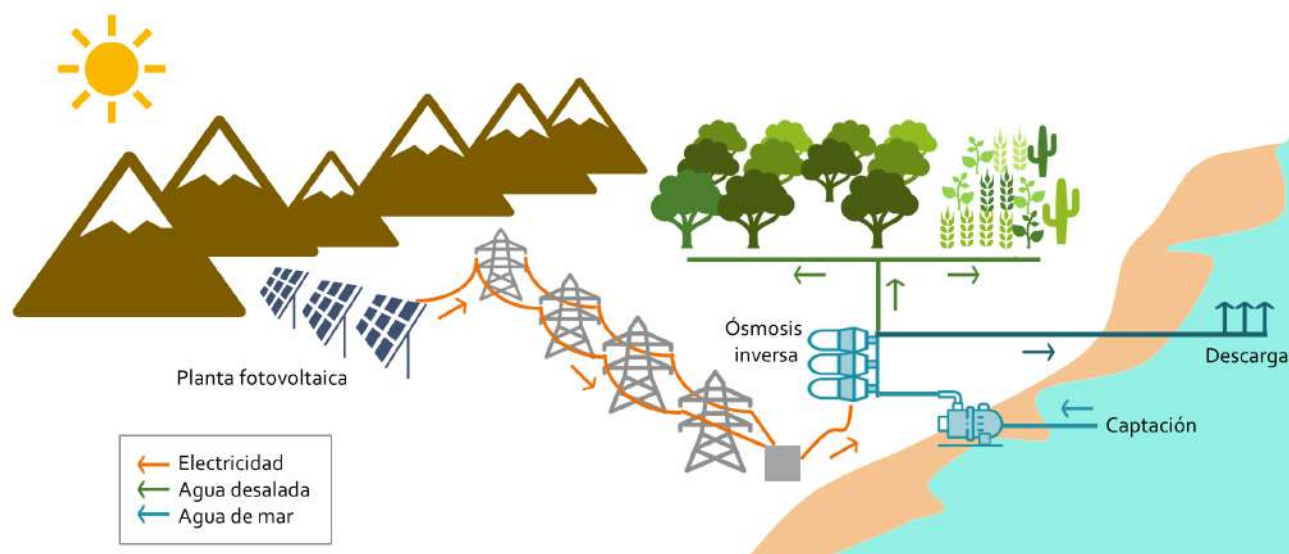
5.2 DESALINIZACIÓN Y PLANTACIONES

La disponibilidad de agua a bajo costo permitiría habilitar territorios en la zona costera para su uso en la agricultura y plantaciones de manera de contribuir a los compromisos adquiridos por el país en su NDC actualizada (Gobierno de Chile, 2020). De esta forma se minimizan los costos asociados a la impulsión de agua, los que al sumarse al costo de la desalinización pueden estar por sobre la disposición a pago por parte de los usuarios finales (Centro de Energía, Universidad de Chile et al., 2020).

Si bien esta es una opción compleja dada la casi baja disposición a pagar de la mayoría de los agricultores en Chile, ella podría verse modificada a futuro, dado lo que se observa en otros países, donde los costos del agua desalinizada se han reducido notablemente y ha sido posible lograr que este sector pague una tarifa aceptada por ellos (Figura 5.2).

Figura 5.1. Oportunidades de desalinización y captura de carbono a través de sistemas agrícolas y naturales.

Fuente: Elaboración propia.



Se aprecia que el sistema de desalinización puede ser suministrado a través de la energía producida por una planta fotovoltaica o el sistema interconectado (de esta forma se energizan las bombas, compresores y otros equipamientos requeridos). El agua desalinizada puede ser acumulada en estanques que permitan abastecer plantaciones a través de riego tecnificado. Un punto clave sería poder habilitar zonas agrícolas y de vegetación nativa cercanas a la costa para así evitar los costos adicionales y relevantes relacionados con la impulsión. Con un dimensionamiento adecuado del sistema de almacenamiento, la planta de desalinización puede operar preferentemente en las horas de sol, utilizando el estanque como variable de holgura que permita un adecuado abastecimiento del agua al riego por gravedad. En ese sentido, existen plantas RO-PV a pequeña escala que han sido implementadas en zonas costeras para pescadores y mariscadores a través del Instituto Nacional de Desarrollo Sustentable de la Pesca Artesanal y de la Acuicultura de Pequeña Escala (INDESPA)¹⁸, las que producen entre 2 m³/día y 5.789 m³/día y pueden ser replicables para la agricultura.

Por otra parte, actualmente en Chile, no existen plantas RO-PV a gran escala que sean utilizadas exclusivamente para la agricultura. En ese sentido, se busca analizar la factibilidad de utilizar el sol como fuente de energía del proceso de desalinización de agua de mar, y así posibilitar impactos positivos desde el punto de vista de reducción de emisiones CO₂, así como también producir y disponer de agua para regadío. Las plantaciones de árboles frutales y bosques nativos permitirían una captura permanente de

¹⁸ SUBPESCA, 2021. Desaladoras, internet y reparación de embarcaciones: Gobierno dispone fondo por más de \$1.100 millones para apoyar a pescadores. Disponible en: <https://www.subpesca.cl/portal/617/w3-article-110582.html> (acceso 18 noviembre 2022).

carbono de la atmósfera. La importancia de la preservación de los ecosistemas boscosos, como la recuperación de bosques nativos en el sur de Chile u otras zonas del país, permite brindar seguridad hídrica, contribuyendo a la preservación de la biodiversidad, a la mitigación de daños y riesgo de desastres. Las plantaciones de árboles frutales y bosques nativos permitirían una captura permanente de carbono de la atmósfera.

La importancia de la preservación de los ecosistemas boscosos, como la recuperación de bosques nativos en el sur de Chile u otras zonas del país, permite brindar seguridad hídrica, contribuyendo a la preservación de la biodiversidad, a la mitigación de daños y riesgo de desastres. Además, el aumento de bosques tiene una relación directa con el bienestar de las personas en aspectos como salud, identidad, entre otros, además de beneficios culturales y de turismo (Faúndez Carrillo, 2020). El análisis que se presenta puede extenderse a otras fuentes de generación, como la energía eólica, marina o geotérmica. Sin embargo, este tipo de opciones deben a su vez evaluar previamente los impactos en el territorio producto de estos nuevos usos.

Por otro lado, cabe mencionar que dentro de los usos del agua permeada a partir de tecnologías de desalinización por membranas y que son sistemas que promueven la mitigación de contaminantes al medio ambiente, se encuentra la fertirrigación¹⁹, una alternativa para que las plantaciones sean más sostenibles. Asimismo, otros de los usos de los desechos de los procesos de desalinización, son los nutrientes en agua para utilizar en la agricultura. La concentración de nutrientes mediante la tecnología de membranas son una potente opción de tratamiento para la producción combinada de cultivos y agua potable (Suwaileh et al., 2020).

Una de las grandes preocupaciones ambientales a la hora de implementar una planta desalinizadora, es la disposición final de las salmueras o aguas de rechazo (ver Capítulo 7), las cuales pueden provocar un daño ambiental principalmente en los ecosistemas marinos costeros (Cornejo-Ponce et al., 2020). Sin embargo, estas pueden ser una fuente constante y excelente de minerales para alimentar plantas hidropónicas o acuapónicas sustentadas energéticamente a través de energía solar fotovoltaica. En el caso de las primeras plantas, la salmuera puede utilizarse como solución nutritiva para la producción de cultivos, considerando que los frutos producidos de esta manera presentan mejores parámetros organolépticos tras su crecimiento en condiciones salinas (Jiménez-Arias et al., 2022).

En el caso de la acuaponía, el uso del agua permeada obtenida de una planta desalinizadora (RO) para ser utilizada en un sistema de recirculación acuapónico es una opción a evaluar. Además, considerando que esta planta utiliza los residuos salinos en el cultivo de plantas halófitas (forrajeras) y además, es sustentada por energía solar, hacen que este tipo de iniciativas que fomentan la Economía Circular sean amigables con el medioambiente. Este tipo de alternativas, busca mitigar los GEI y la contami-

19 Este uso se da en países como España y Kuwait, donde utilizan el 22% y 13 % del agua desalinizada para la fertirrigación respectivamente, considerando una capacidad total de desalinización de 1,4 millones de m³/día para España y 1 millón de m³/día para Kuwait. Asimismo, Italia y Bahrein tienen una capacidad de desalinización de 64.700 m³/día y 620.000 m³/día, pero sólo utilizan una pequeña proporción de agua desalinizada, el 1,5% y el 0,4%, para la agricultura (Suwaileh et al., 2020).

nación por exceso de sales ya sea en la tierra o en océanos. Así como también, está en concordancia con los Objetivos de Desarrollo Sostenible 1, 2, 7, 10 y 11 (Figura 5.3).



Figura 5.2. Economía Circular del uso de agua producto y residuos (salmueras) en un Sistema de Recirculación Acuapónico, considerando los principios de la economía circular. Fuente: Cornejo-Ponce et al. (2022)

5.3 DESALINIZACIÓN E HIDRÓGENO

El hidrógeno desempeñará un papel clave en el futuro sistema energético mundial, constituyendo un pilar clave hacia la transformación energética con el objetivo de promover la descarbonización, al igual que ha propuesto el Gobierno de Chile. Para ello, mediante la electrólisis del agua (a baja temperatura) se puede producir hidrógeno, y si se sustenta mediante la generación de electricidad a través de energía renovable, representa el denominado H2 verde (H2V) que implica cero emisiones de gases de efecto invernadero (GEI). Para producir la electrólisis se aplica un voltaje externo sobre un par de electrodos sumergidos en un electrolito conductor iónico obteniéndose la descomposición electroquímica del agua en H2 y O2. El consumo específico de electricidad en estado estacionario para la producción de H2 depende del tipo de electrolizador y de las condiciones termodinámicas de funcionamiento (temperatura y presión) (Gallardo et al., 2021).

A nivel mundial, casi el 96% de la producción de hidrógeno es a través de métodos de producción convencionales donde se utilizan combustibles fósiles, el 50% se lleva a cabo mediante el reformado de vapor del gas natural, el 30% de las refinerías de petróleo y el 18% se lleva a cabo a partir de la gasificación del carbón (Siddiqui y Dincer, 2018). Es por ello, que se prevé que la mayor parte del hidrógeno (H₂V) producido en Chile emplee agua de mar o salobres continentales para la electrólisis (Palma-Behnke et al., 2021). Consecuentemente, las expectativas de exportación de hidrógeno y productos derivados generarán una demanda por agua desalinizada que debe considerar los impactos ambientales analizados en este informe. A ello se suma el hecho de que las plantas de electrólisis probablemente serán de gran volumen, con el fin de poder aprovechar las economías de escala presente en esta industria. En ese sentido, con el fin de poder dimensionar este posible impacto, a continuación, se presenta una estimación de las implicancias de este desarrollo. Para ello, se ha tomado como referencia la Estrategia Nacional de Hidrógeno Verde donde, para el año 2030, se establece una meta de 25 GW de capacidad de electrólisis para la producción de hidrógeno a través de electrólisis verde (Ministerio de Energía, 2022).

Los 25 GW en electrolizadores podrían ser suministrados por 25 GW de potencia instalada ERNC, la que con un factor de planta estimado de un 29% permitiría suministrar 175.000 MWh/día. Esta energía sería suficiente para producir 3.500 toneladas de hidrógeno al día (se supone para ello un consumo de 50 kWh/kg de H₂). Finalmente, suponiendo que se requieren 11 L de H₂O/kg H₂, se llega a la necesidad de 38.500 m³ H₂O/día o bien 446 L/s. Siguiendo el ejemplo de la sección anterior, esta cifra representa cerca del 5% de la producción actual de agua desalinizada que asciende a 8.535 L/s. Esto contrasta con el uso adicional de energía eléctrica requerida para el proceso de ósmosis inversa, que sólo corresponde a 33 MW adicionales de ERNC considerando 6 kWh/m³ de agua desalinizada (se asume que no hay gastos energéticos adicionales en impulsión). El cálculo da cuenta de un factor de magnitud de 1000 entre la energía que se requiere para la electrólisis respecto de la que se utiliza para desalinizar el agua correspondiente.

Tabla 5.2. Estimación del uso de agua desalinizada y energía para la industria del hidrógeno.

Fuente: Elaboración propia.

Producción de hidrógeno								
Potencia MW ERNC	Horas de sol horas/día	Factor planta [%]	Producción Energética MWh/día	Consumo kWh/kg H ₂	Volumen L H ₂ O/kg H ₂	Producción hidrógeno tonH ₂ /día	Producción de agua m ³ H ₂ O/día	Producción de agua L/s
25.000	7	29	175.000	50	11	3.500	38.500	446

Desalinización		
Consumo de energía [kWh/m ³ H ₂ O]	Consumo de energía [MWh/día]	Capacidad ERNC [MW]
2-6	77-231	77-231

En cuanto al consumo de agua en la electrólisis frente al impacto del H2V en la mitigación de emisiones, es importante entender la magnitud de ambas dimensiones. Para ello, se menciona el siguiente caso de estudio de la industria minera. De acuerdo con estudios de análisis de mercado publicados por COCHILCO para el año 2019, es posible considerar alrededor de 1.500 camiones de extracción (CAEX) en el país, con un consumo promedio de diésel de 3.600 L/día por CAEX, lo que se estima en cerca de 5.000 ktCO₂/año por el total de camiones, representando un 81% de las emisiones del total de la minería del cobre en Chile. Estas emisiones producto de los CAEX representan el 5,5% del total de emisiones a nivel país, considerando los valores del Banco Mundial para el mismo año.

En cuanto al consumo de agua necesario en la producción de hidrógeno para sustituir eventualmente el diésel en los CAEX, se listan ciertos supuestos en la Tabla 5.3 para el cálculo realizado, donde se iguala la energía útil del diésel en el motor de combustión interna y la del hidrógeno en el motor en base a celda de combustible, para obtener la cantidad de H₂ necesaria por camión. En cuanto a la flota total de CAEX, se estima un total aproximado de 888,6 toneladas de hidrógeno al día, lo que representa un consumo de agua para la electrólisis de 9.775 m³/día.

Ítem	Cantidad	Unidad
Flota de extracción	1.500	camiones
Consumo diario de diésel por camión	3.600	l/día
Energía por litro de diésel	10,96	kWh/l
Eficiencia motores combustión interna	30	%
Energía por kg de H ₂	33,3	kWh/kg
Eficiencia celdas de combustible	60	%
Consumo de agua en electrólisis	11	l/kgH ₂

Tabla 5.3.
Supuestos para el cálculo del consumo de agua para H₂ en CAEX.

Fuente: Elaboración propia con base en información de COCHILCO y Banco Mundial.

De acuerdo a informes sobre proyección del consumo de agua de la minería del cobre realizado por COCHILCO, se estima que para este año 2022 el consumo alcanza los 19,29 m³/s a nivel nacional, lo que representaría 1.666.656 m³/día. Volviendo al caso del hidrógeno para los CAEX, el agua necesaria para la electrólisis sería tan solo el 0,6% del agua que hoy se consume en la minería del cobre, pero podría impactar en la reducción del 81% de las emisiones de esta industria, y 5,5% de las emisiones totales del país. Este caso de estudio, si bien tan solo es representativo, sí permite dimensionar el gran potencial de mitigación de emisiones del hidrógeno verde en contraste con el consumo de agua para la electrólisis, el cual es relativamente pequeño al consumo actual de agua en la minería del cobre.

Debido a la necesidad de bajos niveles de conductividad del agua para su uso en electrolizadores, el agua osmotizada es un mejor insumo que el agua de fuentes continentales, ya que estas últimas, además de variables, pueden llegar a niveles de conductividad sobre los 3.500 $\mu\text{S}/\text{cm}$, como el caso del Río Camarones, mientras que el agua desalinizada ronda los 140 $\mu\text{S}/\text{cm}$. A pesar de ello, esta agua de baja conductividad también debe ser sometida a un tratamiento para desionizarla y llevarla a niveles bajo los 0,1 $\mu\text{S}/\text{cm}$ para ser usada en los electrolizadores. Ante la escasez de aguas continentales producto de las sequías y el sobreconsumo, y las mejores características que posee el agua desalinizada, la desalinización será clave para habilitar esta nueva industria del hidrógeno, donde cada litro de agua desalinizada impactará en gran medida a la mitigación de emisiones.

Cabe mencionar que la producción de hidrógeno a base de electrólisis requiere de una operación continua de la planta de manera de poder maximizar su eficiencia y minimizar las fallas o deterioro de las membranas. En este sentido, es necesario considerar la variabilidad de los recursos renovables y de los posibles requerimientos de complementariedad con otros recursos renovables o bien integrando sistemas de almacenamiento. A partir de la electrólisis del agua no solo se produce hidrógeno, sino también oxígeno, los cuales pueden utilizarse directamente para el transporte y el sector industrial como fuentes de energía primaria. El hidrógeno es un portador de energía que puede utilizarse directamente en los vehículos de pila de combustible y en el sector industrial (Kumar et al., 2022).

5.4 CONCLUSIONES

En esta sección se presentan las conexiones identificadas entre la industria de la desalinización y las estrategias de mitigación existentes y futuras en nuestro país. La desalinización no corresponde a una opción directa de mitigación. Sin embargo, esta industria puede ser analizada desde el punto de vista de una tecnología habilitante a distintas opciones de mitigación en el marco de nuestra estrategia climática de largo plazo, entre las que destacan:

- Limpieza en sistemas solares (paneles y heliostatos)
- Sector silvoagropecuario
- Uso de hidrógeno en electromovilidad e industria

El agua y la energía son vitales para el desarrollo sostenible de las personas, para el crecimiento y fortalecimiento del sector agrícola, industrial, transporte, entre otros, siendo su valor cada día mayor, debido a su escasez, baja disponibilidad y la falta de acceso a estos recursos. Por tanto, el uso de este tipo de tecnologías expuestas en este capítulo, principalmente la desalinización para la obtención de agua para regadío e industria, pueden ser una buena alternativa para la mitigación de los GE mediante el nexo de tecnologías de desalinización con sistemas fotovoltaicos, sobre todo en zonas costeras, zonas aisladas, zonas áridas y semiáridas, donde la falta de agua y energía

es crítica. Así como también, el producto de rechazo de las plantas desalinizadoras, principalmente las salmueras, pueden ser reutilizadas en cultivo de plantas resistentes a las altas salinidades.

La implementación de plantas a pequeña, mediana y gran escala en Chile para la agricultura aún es un tema incipiente pero prometedor. El disponer de agua hoy en día es fundamental considerando que actualmente existen 16 decretos de escasez vigente a octubre 2022 (DGA, 2022). Debiera considerarse el cultivo de plantas resistentes a altas salinidades u ornamentación de los jardines de las ciudades o localidades donde se implementen estas plantas.

El nexo de desalinización con sistemas fotovoltaicos para temas de limpieza plantea el desafío de identificar las mejores tecnologías para este fin, ojalá minimizando los requerimientos directos de un agua obtenida por ejemplo a través de una hidroeléctrica.

Finalmente, se debiera considerar fomentar plantas desalinizadoras multipropósito, es decir, que el uso del agua permeada sea para diferentes propósitos, tales como: agua para consumo humano (NCh409/1.Of2005), agua Industrial (típicamente TDS < 2000 ppm y cloruros < 500 ppm), agua para riego (NCh1333:1978 Mod.1987), agua pura (calderas, turbinas, etc.). Estas plantas, normalmente pueden comercializarse a sanitarias, mineras, entre otros: sanitarias, mineras, otros (APR, sociedades de regantes, polos industriales, entre otros) (ACADES, 2022). Todo lo anterior en una conexión directa como estrategia de mitigación, al utilizar PV como energía eléctrica.



SECCIÓN C
**DESAFÍOS DE
LA DESALINIZACIÓN**



CAPÍTULO 6

INTERACCIÓN DE LA DESCARGA DE SALMUERA CON EL MEDIO FÍSICO

6.1 INTRODUCCIÓN

En este capítulo se describen algunos aspectos relacionados con la evaluación del área de influencia (AI) de descargas de salmuera provenientes de emisarios submarinos. Existen diversas formas de disponer la salmuera proveniente de plantas desalinizadoras (sección 3.3.6). No obstante, la forma convencional de disponer la salmuera en proyectos medianos y grandes suele ser mediante emisarios submarinos. La Figura 6.1a y 6.1b ilustran el lanzamiento de un emisario en la Bahía de Mejillones y muestra el detalle del difusor y las boquillas de descarga (denominadas también portas, risers o jets), que se ubican en el fondo marino durante la fase de operación; mientras que la Figura 6.1c y 6.1d muestran la descarga de salmuera desde una de las boquillas de un emisario y esquematiza una pluma salina sometida a una corriente. Se observan las regiones de campo cercano²⁰, dominada por el diseño del difusor, y la de campo lejano, donde la pluma se mezcla como una corriente de turbidez.

6.2 MODELACIÓN DEL ÁREA DE INFLUENCIA DE UNA DESCARGA DE SALMUERA

En Chile y en el contexto de la evaluación de impacto ambiental de proyectos bajo jurisdicción de la Autoridad Marítima, DIRECTEMAR dispone de una Guía para el

²⁰ Pese a no existir una definición precisa se puede entender el campo cercano como una distancia del orden de metros a decenas de metros en torno al punto de descarga.

modelado de la hidrodinámica y del proceso de mezcla de descargas salinas y térmicas asociadas a proyectos de plantas termoeléctricas y desalinizadoras (Winckler, 2021).

En dicha guía, se define el AI como “el lugar geométrico, en planta, donde se exceden límites máximos admisibles de variables como la salinidad, temperatura u otras sustancias” producto de una descarga proveniente de un emisario submarino. La guía aborda la modelación del comportamiento físico de las plumas de boyantes negativa (efluente más denso que el medio), como la salmuera y boyantes positiva (efluente más liviano que el medio), como aquellas provenientes de sistemas de enfriamiento o de plantas de aguas servidas. En ambos tipos de plumas, la mezcla en el campo cercano está dominada por la boyantes y el momentum de la descarga actuando a una escala espacial del orden de metros y a una escala temporal del orden de minutos. La eficiencia del proceso de mezcla depende del diseño del emisario submarino, de las características del efluente y del medio receptor.

En particular, la hipersalinidad de una descarga de salmuera se traduce en una flotabilidad negativa, aun cuando existan incrementos en la temperatura (que tiende a reducir su densidad) luego del proceso de desalinización en tierra. Una vez descargada, la pluma salina describe una trayectoria aproximadamente parabólica en la región de campo cercano, que es definida por el balance entre el momentum de los chorros y la gravedad. Esta región tiene un alcance de varios metros a pocas decenas de metros, dependiendo de la configuración de la descarga. Una vez que la pluma impacta el fondo, se comporta como una corriente de gravedad, característica de la región de campo lejano. 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. El proceso de mezcla responde a escalas espaciales del orden de decenas de metros.

Figura 6.1. Descarga de salmuera: a) Lanzamiento de un emisario en la Bahía de Mejillones²¹. b) Detalle del difusor y las portas de descarga durante el lanzamiento de un emisario en la misma bahía²². c) Descarga de salmuera desde una porta²³. d) Esquema de una pluma salina sometida a una corriente. Fuente: Elaboración propia y Winckler (2021).

a)



21 <https://vimeo.com/228743252>

22 <https://www.opesltda.cl/emisarios>

23 www.cnbc.com/video/2019/10/20/the-impact-of-desalination-plants.html

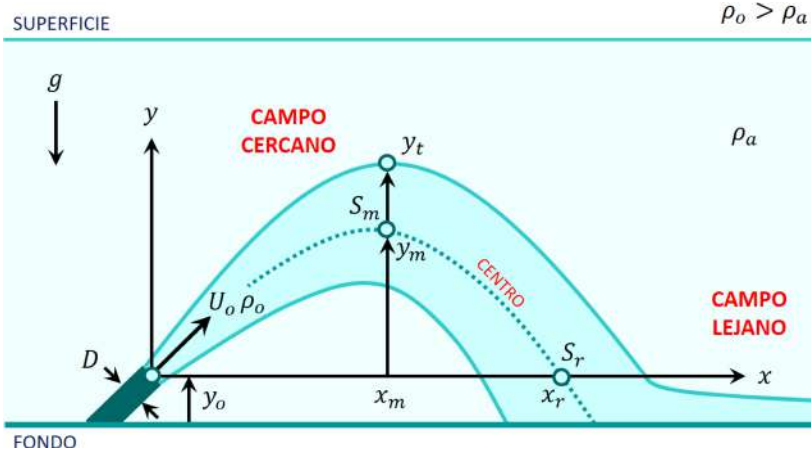
b)



c)



d)



Los esfuerzos por reducir el AI se centran en el campo cercano y se materializan usualmente mediante los emisarios submarinos, cuyos difusores tienen varias boquillas de descarga para maximizar la dilución. La eficiencia del proceso de descarga depende de la profundidad del difusor, de la longitud, tamaño y espaciamiento de boquillas y del patrón de corrientes en el sitio, entre otros factores. 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 pueden causar alteraciones en la comunidad de pastos marinos y sistemas de sedimentos blandos (Jenkins et al., 2012).

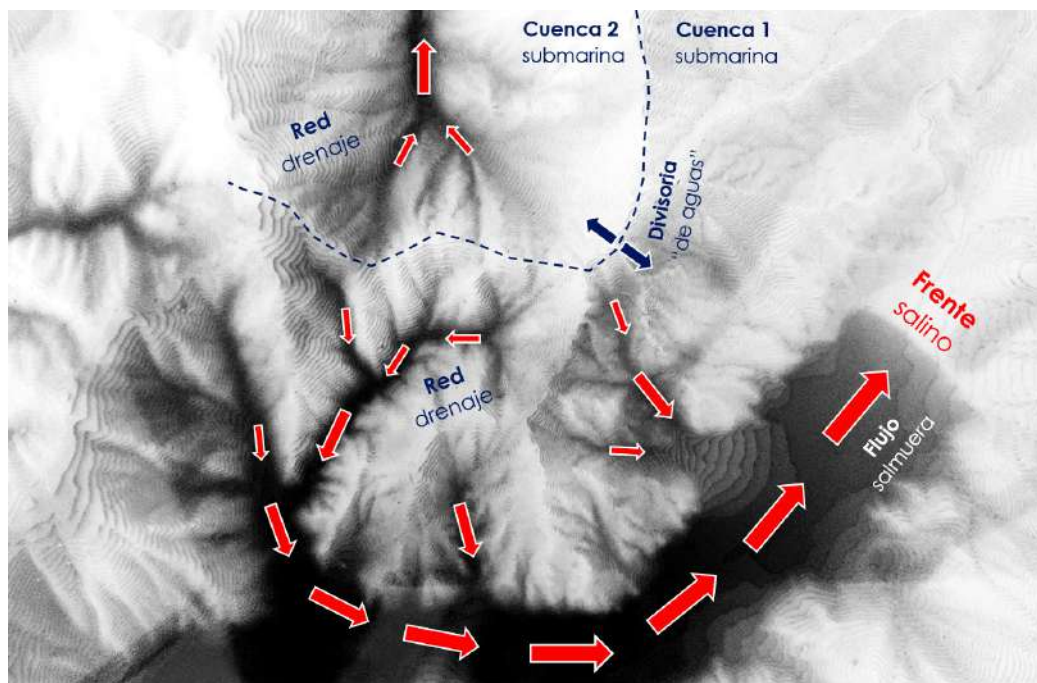


Figura 6.2. Modelo físico que muestra una pluma de boyantes negativa (salmuera) mezclándose en el fondo. Se observan altas concentraciones de la descarga el avance del frente salino hacia las zonas más bajas. El relieve está caracterizado por curvas. Fuente: Laboceano (s.f.)²⁴.

²⁴ <https://ingenieriaoceanica.uv.cl/lab-oceano>

Para estimar el AI de la descarga en el medio, se debe caracterizar el campo hidrodinámico y el proceso de mezcla en un dominio lo suficientemente grande como para incluir la escala de los procesos físicos asociados a la descarga. Las corrientes forzadas por los vientos, marea y oleaje, son las que presentan mayor relevancia en la circulación, pero también existen aquellas generadas cerca de desembocaduras y aquellas generadas por gradientes densimétricos en zonas de mezcla de agua dulce y salada. En la modelación de una pluma de descarga, es necesario identificar los forzantes que generan corrientes cuya magnitud es relevante en el proceso de mezcla. Para ello, es pertinente contar con mediciones simultáneas de vientos, marea y oleaje, de forma de determinar la influencia relativa de cada forzante en el patrón de corrientes. En la actualidad, los estudios oceanográficos asociados a proyectos costeros se rigen bajo la Publicación 3201 Especificaciones técnicas para mediciones y análisis oceanográficos (SHOA, 2019), que exige dos campañas oceanográficas anuales de un mes cada una. La guía de modelación (Winckler, 2021) también recomienda solicitar batimetrías de alta resolución en la descarga pues la salmuera de mezcla y transporta como una corriente de turbidez en el campo lejano, siguiendo la gradiente del terreno.

Para delimitar el AI, se compara la salinidad modelada con límites máximos admisibles. En Chile no existen criterios normativos que definan estos límites y, en concordancia con el Reglamento del SEA (MMA, 2014; Art.11), se recurre a normas internacionales para definirlos (ver Capítulo 10). Winckler (2021) efectúa una revisión de los límites críticos de salinidad en países como Abu Dhabi, EEUU, España, Japón y Omán. Sin embargo, es frecuente utilizar las recomendaciones australianas (ANZECC & ARMCANZ, 2000, 2018), que establecen como estándar ambiental aceptable un incremento inferior a 5%

de la salinidad base del medio marino receptor²⁵. El D.S. 90, por otra parte, no establece límites máximos de salinidad para descarga de residuos líquidos a cuerpos de agua marinos en o fuera de la Zona de Protección Litoral.

La salmuera también puede contener compuestos utilizados en la limpieza de filtros y membranas, anti-incrustantes, anticorrosivos, antifouling, y metales pesados. En la realidad nacional, no obstante, la modelación se remite a evaluar el incremento de salinidad, sin considerar modelos de calidad de aguas, el impacto sobre organismos y los efectos sinérgicos con otras descargas. En otras palabras, se utiliza la salinidad como un proxy de los eventuales impactos al medio. Jenkins et al. (2012) presentan un resumen de referencias bibliográficas sobre los efectos biológicos de la salmuera sobre diversos peces y comunidades bentónicas, efectuados mediante técnicas de laboratorio o estudio de campo, en diferentes lugares y bajo diferentes condiciones de exposición. Este tipo de información podría servir para migrar desde los actuales modelos de cálculo de excesos de salinidad a modelos de impacto ecológico.

En el análisis del AI, se debieran modelar las condiciones medias y extremas a la que la pluma de descarga será sometida durante la vida útil del emisario. Mediante un análisis de sensibilidad, asimismo, se pueden identificar las forzantes que condicionan el proceso de mezcla, optimizar el difusor de descarga y cuantificar la incertidumbre en el cálculo del AI. La modelación puede contemplar desde casos simplificados para cada forzante en forma individual a casos con todas las forzantes actuando simultáneamente, lo que rescata de mejor manera la naturaleza estocástica del proceso de mezcla. La definición de casos debiera considerar: a) una condición de baja circulación asociada a alta concentración cerca de la descarga y extensión reducida de la pluma, b) condiciones medias que se asocian a la operación normal de la descarga y c) condiciones extremas asociadas a baja concentración cerca de la descarga, pero alta extensión de la pluma. En la actualidad, es recomendable evaluar combinaciones de forzantes durante un mes continuo de simulación para condiciones de verano e invierno, pues son consistentes con los requerimientos de la Pub. 3201. Idealmente, deberían contemplarse campañas de mayor duración para proyectos grandes. El Anexo 5 presenta un resumen de elementos de modelación adicionales, basado en Winckler (2021).

6.3 MONITOREO AMBIENTAL DE UNA DESCARGA DE SALMUERA

El monitoreo del medio marino forma parte esencial de la gestión de sistemas de descarga de plumas salinas, 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, construcción, operación, cierre y abandono (Lattemann

²⁵ Disponible en www.waterquality.gov.au/anz-guidelines/resources/previous-guidelines/anzecc-arm-canz-2000 y sucedida por *Revised Water Quality Guidelines (2018)*, disponible únicamente online en www.waterquality.gov.au/anz-guidelines.

& Amy, 2013). Asimismo, debe contemplar el análisis de parámetros físicos, químicos y biológicos en la descarga, medio receptor, sedimentos, flora y fauna marina en su Al. Con el fin de homogeneizar el procedimiento de medición en el marco de la modelación, se sugiere efectuar las mediciones de variables olas, vientos, mareas y corrientes, de acuerdo con los requerimientos establecidos en la Publicación 3201 (SHOA, 2019) en lo relativo a instalación, estrategia de muestreo, fuentes de datos, validación métodos, duración de la medición, análisis y presentación informe.

El programa de monitoreo debe considerar una zona lo suficientemente amplia como para incluir el Al y las zonas de usos especiales del cuerpo de agua. El muestreo busca recolectar muestras representativas del medio para 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 información estadística deseada y en la naturaleza del material a recolectar. Winckler (2021) propone esquemas mínimos para el programa de monitoreo de vientos, corrientes, mareas, oleaje, salinidad y temperatura en la descarga para cuerpos de parcial protegidos como bahías y zonas expuestas (Figura 6.3). Estos esquemas incluyen estaciones de temperatura y/o salinidad en zonas de usos especiales, ejemplificadas mediante una AMERB en los diagramas.

En el monitoreo de vigilancia ambiental de desalinizadoras, además de aquellos puntos indicados en la Figura 6.3, se debiera medir a lo largo de los valles sumergidos a través de los cuales fluye la salmuera (Figura 6.2). La medición debiera efectuarse lo más cercano al fondo, en la medida que la medición o toma de muestras lo permita. Alternativamente, se podrían efectuar ensayos con un trazador inocuo durante el inicio de las operaciones, que en combinación con filmaciones submarinas y señalizaciones (e.g. estacas), permitan identificar la extensión de la pluma de salmuera.

Para caracterizar la estructura vertical del medio receptor, es necesario también medir perfiles verticales de velocidad de corrientes y salinidad en diferentes estaciones del año o condiciones oceanográficas e hidrográficas reconocidas (ejemplos períodos favorables y no favorables a surgencias costeras, periodo seco o húmedo). Esto es necesario pues usualmente habrá cambios en estratificación halina y térmica que varía según la ubicación geográfica, ya que depende de la descarga de ríos (máximo en invierno) o calentamiento superficial (máxima en verano) y de otros factores como la mezcla vertical y corrientes dominantes. La estratificación es relevante en las plumas térmicas que tienden a quedar atrapadas en la picnoclina (capa que exhibe un cambio súbito en su densidad), pero menos importante para plumas de boyante negativa. El posicionamiento del instrumental debe ser conforme a las especificaciones de la Publicación 3109 (SHOA, 2005) y la Publicación 3201 (SHOA, 2019). A objeto de comparar las condiciones ambientales sin o con proyecto, 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.

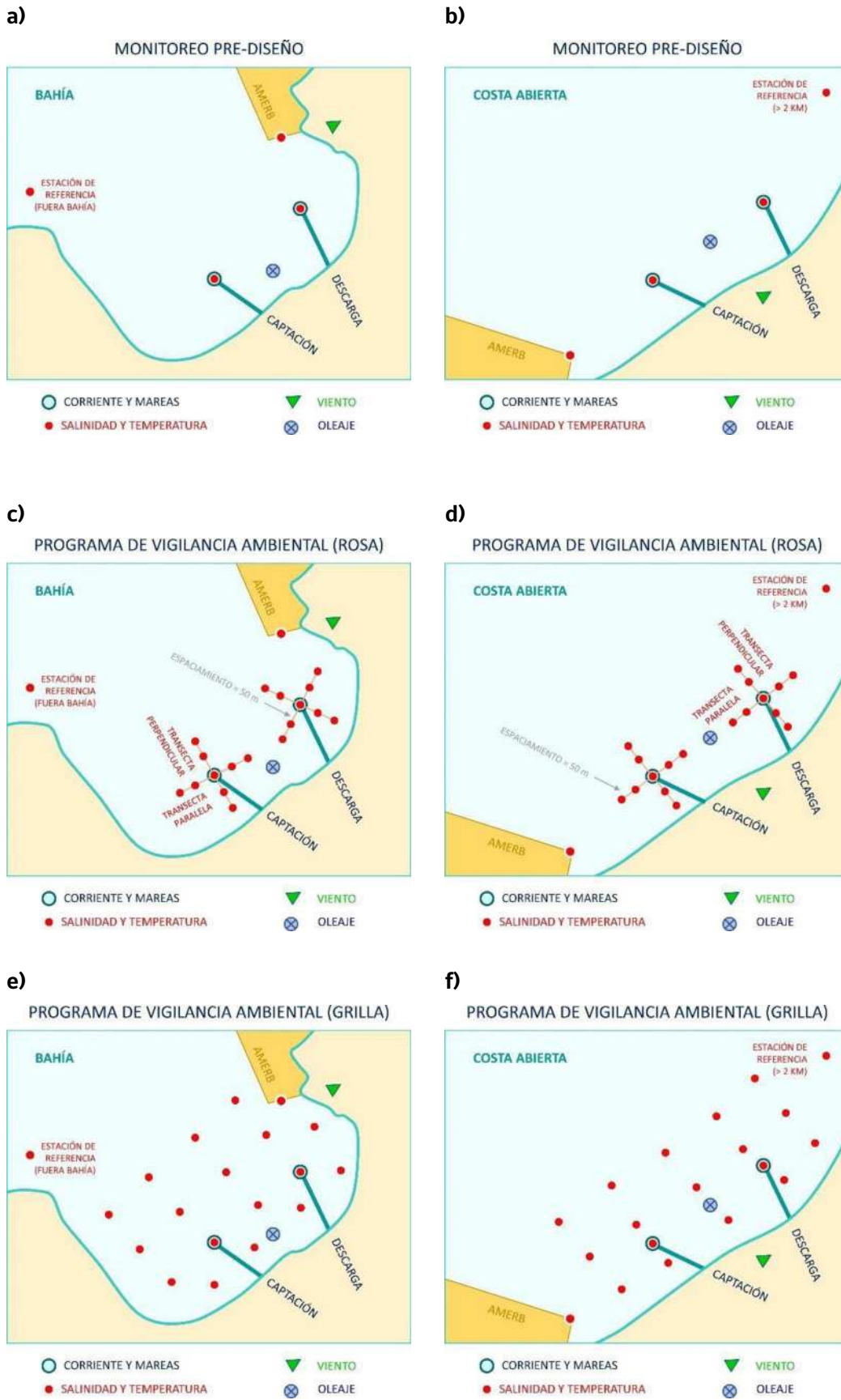


Figura 6.3. Propuestas de posicionamiento de estaciones para el monitoreo para el pre-diseño en a) bahías y b) costas abiertas. c-f) Diferentes esquemas para un programa de vigilancia ambiental. Fuente: Winckler (2021).

6.4 CONCLUSIONES

El alcance y complejidad de la modelación y del monitoreo del sistema de descarga debieran ser acordes al tamaño de la planta, medido a través del caudal de descarga²⁶, o definido por la existencia (o ausencia) de zonas de conservación, manejo o aquellas donde existan especies sensibles. Esto se recoge, parcialmente, en la Guía para la evaluación ambiental de proyectos industriales de desalinización en jurisdicción de autoridad marítima²⁷ (DIRECTEMAR, 2021), que aplica para proyectos cuya capacidad de producción supere los 1.000 m³/d. Asimismo, la modelación y el monitoreo debieran contemplar las fases de levantamiento de la línea base, construcción, operación, cierre y abandono, como se recomienda en la misma guía DIRECTEMAR (2021).

Con el objeto de mejorar la estimación del Área de Influencia, en la modelación se debieran considerar las fluctuaciones diarias, la estacionalidad, las tendencias a largo plazo y los fenómenos extremos (e.g., surgencia, surazos y marejadas) que afectarán el funcionamiento de la descarga durante su vida útil. Aun cuando no sea una práctica en la consultoría actual, se recomienda por ende modelar las descargas (y diseñar los emisarios) considerando proyecciones climáticas de forzantes hidrodinámicos (oleaje, viento y nivel del mar) y físicoquímicos que definen la estratificación de la columna de agua (temperatura superficial, salinidad ambiente y densidad).

Por otra parte, la modelación actualmente se centra en el incremento en la salinidad inducida por la descarga en el medio, sin contemplar la calidad del agua (medida a través de DBO, clorofila y sustancias presentes en la descarga), el impacto sobre organismos (e.g. bioacumulación) y los efectos sinérgicos con otras descargas que podrían ser incorporados en la medida que se desarrolle investigación aplicada a nivel nacional. Para mejorar estas medidas, se deberían estandarizar las bases de datos generadas en estudios existentes (registros y modelos) y que permitirían, por ejemplo, modelar varias descargas en forma simultánea en zonas donde hay un uso industrial intensivo.

En la misma línea, las plantas presentes y proyectadas debieran contar con sistemas de vigilancia y monitoreo continuo que avisen cuando alguna variable sobrepase un umbral determinado y que, simultáneamente, almacenen información en tiempo real y de acceso público. El ejemplo del CENDHOC²⁸ representa un avance en el acceso a este tipo de información, aun cuando su disponibilidad sea gratuita sólo para fines de investigación y su disponibilidad no sea necesariamente estandarizada. Por otra parte, existen grupos de trabajo que han monitoreado la concentración de sal en plumas de descarga mediante grillados espaciales²⁹ que podrían servir de insumo para la calibración y validación de modelos.

²⁶ En este sentido, se podrían seguir ejemplos como los del diseño de estructuras antisísmicas (NCh.433), donde las metodologías de cálculo dependen del tamaño de la edificación, siendo más complejas para edificios altos.

²⁷ <https://www.directemar.cl/directemar/intereses-maritimos/medio-ambiente-acuatico/guias-para-proyectos-de-desalacion>

²⁸ <https://www.arcgis.com/home/item.html?id=3b10e791a3b248cfb7400692b9654a33>

²⁹ Planta de La Chimba, en Antofagasta <http://aquatox.cl/team/>

En forma más ambiciosa, se deberían implementar programas de monitoreo de largo plazo pues son claves para el diseño e implementación de medidas de mitigación efectivas. Para facilitar este proceso desde la concepción de un proyecto, se debiera garantizar que la posición de los instrumentos de medición utilizados en la Línea Base (usualmente usados para calibrar y validar los modelos) sea replicada en el Programa de Vigilancia Ambiental, pues de esa forma se podrían comparar las condiciones ambientales sin o con proyecto. Eventualmente, el plan de monitoreo podría reducir su cobertura en la medida que se identifiquen aquellas estaciones que sean buenas predictoras del comportamiento de la descarga. Se debieran explorar asimismo, herramientas de monitoreo basadas en imágenes satelitales, que hoy se utilizan para monitorear la erosión costera, la apertura de desembocaduras o el tamaño de las plumas de descarga de los ríos. Esta idea, no obstante, requiere de investigación pues su factibilidad aún no está probada.



CAPÍTULO 7

CAPTACIÓN DE AGUA, DESCARGA DE EFLUENTES (SALMUERA, USO DE AGUA DESALADA PARA RECARGA DE ACUÍFEROS Y SU IMPACTO EN SOCIO-ECOSISTEMAS COSTEROS

7.1 INTRODUCCIÓN

En el actual contexto de crisis hídrica debido a sequías meteorológicas e hidrológicas y la mayor demanda de agua, la desalinización ha surgido como una opción de adaptación a los efectos de esta amenaza climática y antrópica (ver Capítulo 2 y 4). Bajo este contexto, la desalinización de agua de mar ha proliferado significativamente a nivel mundial, sobre todo en el Medio Oriente y las costas del Mar Mediterráneo, con una expansión reciente a zonas de Australia, Estados Unidos (California, Florida y Texas) y Chile con una proyección hacia el incremento en las próximas décadas (Ai et al., 2022).

En términos generales, uno de los principales desafíos a solucionar asociados a la desalinización del agua de mar está relacionado con la producción de un concentrado típicamente hipersalino (denominado "salmuera"). A nivel global, la cantidad de salmuera que se produce diariamente ha sido estimada en cerca de 142 Mm³/día (Jones et al., 2019), con una perspectiva que para el año 2030, se alcance una producción de agua producto de 54.000 millones de m³/año, lo cual generaría un volumen de salmuera considerable con posibles consecuencias al medioambiente (Shahzad et al., 2017; Saleh y Mezher 2021).

Es por lo tanto que sin duda, la disposición de la salmuera en la zona costera genera serias preocupaciones por los potenciales impactos ambientales y socio-ecológicos asociados al aumento de la salinidad del agua de mar alrededor de los puntos de los vertidos de salmuera, así como de los productos químicos utilizados en el pre-tratamiento del agua como son los anticalcáreos y antiincrustantes o concentrados en el agua de mar (ver capítulo 3) (Winters et al., 1979; Einav et al., 2002; Lattemann y Höpner, 2008; Roberts et al., 2010; Petersen et al., 2018; Valdés et al., 2021; Elsaid et al., 2020; Ghernaout, 2020; Giwa et al., 2017; Pramanik et al., 2017). Al día de hoy, existe evidencia científica que muestra importantes efectos ecológicos en el área de influencia de emisarios de salmuera, sobre todo en aquellas áreas donde los vertidos ocurren de forma continua sobre aguas superficiales que presentan reducida capacidad de dilución y circulación costeras (Gacia et al., 2007; Palomar y Losada, 2011; Kress, 2019).

En términos generales, los impactos potenciales de la desalinización en el medio marino se podrían separar en dos grandes grupos; los impactos asociados a la captura directa de agua de mar que son principalmente atribuidos a la succión de organismos marinos y su atrapamiento (plancton) cuando la toma de agua es subsuperficial; y por otro lado, los impactos asociados al vertimiento de efluentes como sales concentradas, que generan, entre otros efectos, estrés osmótico en organismos tanto pelágicos como bentónicos, así como impactos negativos en el funcionamiento y estructura de las comunidades y ecosistemas marino costeros (Ihsanullah et al., 2021). Tal como enfatizamos a lo largo de este informe, los impactos asociados a la desalinización del agua de mar podrían dar origen a impactos sinérgicos con otras amenazas climáticas y motores de cambio global como es la sobre-explotación de especies y la crisis de biodiversidad que ya afecta a diversos y múltiples ecosistemas en Chile (Marquet et al., 2019, 2022).

Sin embargo, es importante notar que la extensión y magnitud de los impactos reportados muchas veces dependen de las tecnologías usadas, el volumen de la descarga, lugar de emplazamiento y otros aspectos logísticos, así como también de las condiciones ambientales del destino del vertido, y las características geomorfológicas, geográficas y oceanográficas de la zona costera afectada por la descarga (e.g. salinidad, velocidad de dilución) así como de la importancia ecológica, social y económica de las áreas adyacentes a la planta (ver Capítulos 2 y 6).

De hecho, los impactos ecológicos más relevantes en magnitud y extensión espacial coinciden con zonas oceanográficamente protegidas, con corrientes de baja magnitud, y someras (Roberts et al., 2010), y donde la implementación de medidas de mitigación como reducción de volúmenes de descarga o implementación de adecuados medios de dilución (e.g. uso de difusores) podrían ayudar a mitigar algunos (no todos) de estos efectos (Del Pilar-Ruso et al., 2015; Fernández-Torquemada et al., 2009).

Pese a este no ser un impacto que necesariamente ocurra en zonas costeras, se incluye también en este capítulo el impacto que podría tener el uso de agua desalada como estrategia de recarga o recuperación de acuíferos degradados.

7.2. IMPACTOS DE LA CAPTACIÓN DE AGUA

Durante la captación directa de agua de mar para el proceso de desalinización, el sistema de filtros físicos de la boca de succión tiene efecto de atrapamiento y arrastre de organismos acuáticos en cualquier etapa del ciclo de vida, y absorbe conjuntamente organismos planctónicos, huevos de peces, larvas, entre otros, que resultan dañados o muertos, donde muchos de los cuales son de importancia económica (Petersen et al., 2018; FIPA-SUBPESCA, 2017).

La evidencia científica estima que en un periodo de un año pueden ser absorbidos en promedio alrededor de 3,7 billones de larvas de peces (ver McClary et al., 2013, citado por Cooley et al., 2013), mientras que aquellos organismos que sobreviven a la succión del agua presentan importantes daños fisiológicos debido a los drásticos cambios de presión y velocidad de las bombas que se generan durante el proceso de succión, así como por el uso de químicos como cloro y otros anti-corrosivos e anti-incrustantes que son usados al final del proceso de desalinización (FIPA, 2016-53; Drami et al., 2011). Es importante destacar que estos impactos dependen de la condiciones de corriente y desaparecen en aquellos casos donde el agua de desalinización no proviene directamente del mar sino que por ejemplo de acuíferos costeros (ver Capítulo 3).

7.3 IMPACTOS DE LA DESCARGA DE SALMUERA Y OTROS RESIDUOS DE LA DESALINIZACIÓN

La incorporación de agua de mar desalinizada en embalses, plantas de tratamiento de aguas residuales y riego agrícola se ha incrementado en años recientes (Birnhack et al., 2011; Gude, 2016) y se le han agregado otros usos; la recarga gestionada de acuíferos (RGA), como por ejemplo para el caso de acuíferos costero en Israel utilizando un estanque de infiltración (Ganot et al., 2018). La RGA es una práctica de gestión del agua en la que el exceso de agua se almacena en el acuífero para su consumo futuro (Dillon, 2005) o, como acción de restauración de humedales asociados a acuíferos explotados por faenas mineras. Esta práctica acarrea serios riesgos asociados para la biodiversidad. Si bien es esperable que el agua utilizada presente muy baja o nula carga microbiana (lo cual podría minimizar el riesgo de introducir especies exóticas en el ecosistema del acuífero), las propiedades del agua desalinizada a ser inyectada en el acuífero son muy distintas y no estará en equilibrio con el agua del acuífero.

En este sentido, la experiencia internacional ha mostrado que el uso de agua desalinizada mediante OR podría tener distintos impactos. Esto puede incluir el enriquecimiento del agua desalinizada en iones como Na^+ , Ca^{2+} y HCO_3^- , producto del post tratamiento de la OR. Esta diferencia puede afectar la interacción entre el agua y el sedimento del acuífero (Ronen-Eliraz, 2017), donde habitan y son abundantes los virus, bacterias y arqueas (e.g., Flynn et al., 2013; Pan et al., 2017; Hylling et al., 2020), con un importante rol en los ciclos biogeoquímicos dentro del acuífero y por lo tanto en las características químicas del mismo (e.g., Anantharaman et al., 2016). Además, la mayor cantidad de oxígeno disuelto en el agua desalinizada puede afectar directamente las

comunidades de bacterias y arqueas presentes en el acuífero, si consideramos que en el interior el acuífero es un ambiente anaeróbico.

La evidencia reportada señala que las condiciones geoquímicas de un acuífero puede afectar la abundancia de bacterias y esta a su vez la abundancia de virus (Hylling et al., 2020). Esto podría tener como consecuencia una disminución de la diversidad microbiana (Ginige, 2013). A su vez, dado el rol de las comunidades microbianas en los ciclos biogeoquímicos dentro del acuífero, es muy probable que esta comunidad sea la fuente de nutrientes del agua que emerge del acuífero y se mezcla con las fuentes mixosalinas, sosteniendo de este modo los tapetes microbianos superficiales de los cuales dependen otras especies desde invertebrado y algas hasta vertebrados, como por ejemplo en las lagunas asociadas a salares en el norte de Chile..

7.3.1. CALIDAD DEL AGUA

La calidad y la cantidad de la salmuera se rigen por la calidad del agua de alimentación, el proceso de pretratamiento, el proceso de desalinización, la tasa de recuperación de agua y la técnica de eliminación (Panagopoulos et al., 2019). El mayor problema asociado a la desalinización de agua de mar es el impacto negativo que tiene la salmuera o rechazo en la calidad de la masa de agua receptora.

El vertimiento de salmuera al océano genera un aumento de la salinidad en el sitio de descarga y área de influencia (radio de influencia de la pluma) debido a que las sales en disolución saturada o precipitada comienzan lentamente a disolverse en sus iones constituyentes dado su producto de solubilidad o KPS1. Los iones resultantes de esta disolución son Cl^- , Na^+ , Mg^{2+} , K^+ , Ca^{2+} , SO_4^{2-} , HCO_3^- , CO_3^{2-} (sistema carbonatos) así como los metales traza (todos presentes naturalmente en el agua de mar) pero que, concentrados por el proceso de desalinización, podrían generar concentraciones tóxicas para los micro-organismos y múltiples especies (Omerspahic et al., 2022; Panagopoulos et al., 2019).

El proceso de desalinización conlleva no sólo a un aumento en la concentración de sales, sino también al aumento de los otros constituyentes mayoritarios y minoritarios que contienen naturalmente el agua de mar (Omerspahic et al., 2022; Valdez et al., 2021). Un aumento de concentración de sales en el océano afecta el balance de cationes y aniones o alcalinidad total (AT), una variable clave que determina la capacidad del agua para neutralizar los ácidos (Anderson et al., 1999). Un aumento de la AT también impacta en el equilibrio carbonatos/bicarbonatos que regulan la precipitación y disolución de carbonato de calcio biogénico presente en las estructuras duras (conchas, esqueletos) de microalgas, moluscos y muchas otras taxas.

Durante la operación, pre y post-tratamiento de una planta desalinizadora, se usan productos químicos como biocidas, anti-incrustantes, antiespumantes, cloro o cobre que son vertidos al agua de mar junto a la salmuera (Panagopoulos y Haralambous, 2020). Por otra parte, en el proceso de desalinización se utilizan detergentes en bajas dosis durante la limpieza de las membranas de ósmosis inversa (OI). La carga de productos químicos utilizados durante el pre-tratamiento como biocidas, junto con

los subproductos del proceso de desinfección, pueden presentar eco-toxicidad en el medio marino (Kim et al., 2015). Los subproductos de la desinfección (DBP), al reaccionar con materia orgánica natural presente en el agua de alimentación, tienen algunos efectos ecotoxicológicos en la vida humana y en organismos vertebrados (Kim, et al., 2015; Yu et al., 2015). La adición de anti incrustantes para controlar la formación de incrustaciones debido a sales poco solubles, que mantiene la productividad de la planta desalinizadora (Peñate y García-Rodríguez, 2012) tienen una toxicidad relativamente baja y su destino ambiental se controla por dilución, lo que reduce cualquier riesgo de efectos negativos; sin embargo, su pobre degradabilidad es un gran inconveniente (Drenkova-Tuhtan et al., 2021). Por otro lado, también se vierten los coagulantes que son agregados durante el pre-tratamiento para mejorar la eliminación de partículas suspendidas y muy finas que contiene hierro y sales de aluminio que inducen algunos efectos de coloración y turbidez en las aguas receptoras (Belkin et al., 2017).

Los metales pesados en la salmuera pueden exceder las concentraciones naturales existentes en el agua de mar y tener efectos eco-toxicológicos adversos en la biota marina si no se tratan y eliminan adecuadamente (Frank et al., 2019; Petersen et al., 2018; Sharifinia et al., 2019). El concentrado de efluentes líquidos de una planta desalinizadora contiene un alto porcentaje de sales solubles y metales pesados, por lo tanto, la descarga de concentrados del emisario debido a sus características fisico-químicas podría tener varios efectos sobre la salud del medio ambiente (Roberts et al., 2010; Sharifinia et al., 2019; OMS, 2007). Por ejemplo, existe evidencia de aumento en las concentraciones de metales pesados como Cobre (Cu) y Plomo (Pb) en sedimentos en la zona de influencia del emisario de plantas desalinizadoras, reportándose además acumulación de cobre en algas e invertebrados asociados a plantas de desalinización (Roberts et al., 2010) los que eventualmente podrían alcanzar niveles que generen efectos deletéreos para el desarrollo de tanto organismos autótrofos procariontes como eucariontes (Yang et al., 2019).

7.3.2. ESPECIES, COMUNIDADES Y ECOSISTEMAS

Aunque existen muchos estudios que reportan efectos negativos significativos en distintos niveles de organización biológica (e.g. Roberts et al., 2010; Fernández-Torquemada et al., 2019), la magnitud de los impactos son variables y dependen de muchos factores que se describirán en este capítulo. No obstante, los programas de control y monitoreo ambiental de algunas plantas desalinizadoras suelen mostrar que los impactos en algunos casos son pequeños y localizados si se toman medidas adecuadas de mitigación (e.g. Abdul Azis et al., 2003; Grossowicz et al., 2021).

En términos generales, los impactos negativos se asocian a las características salinas de la salmuera y a una dilución inadecuada o insuficiente de ésta, lo que provoca que el área de influencia de la salmuera y sus efectos se extienda avanzando por el fondo dada su mayor densidad respecto al agua de mar (ver Capítulo 6), afectando principalmente a las comunidades bentónicas que se encuentran presentes en el área de vertido y zonas adyacentes (Gacía et al., 2007; Frank et al., 2017).

En relación a los impactos relacionados con cambios en la salinidad, salvo algunas pocas especies (o poblaciones) que pueden desarrollarse en un amplio rango de concentraciones ambientales de salinidad (eurihalinos³⁰), y que principalmente viven en ambientes estuarinos (e.g., *Galaxias maculatus*, teleósteo (Urbina et al., 2013); *Hemigrapsus crenulatus*, crustáceo (Urbina et al., 2010), la gran mayoría de las especies marinas y costeras presentan rasgos fisiológicos adaptativos que les permiten habitar exclusivamente en agua dulce o agua salada (estenohalinos³¹). Esto es debido principalmente a que la mayoría de las especies costeras y marinas mantienen una concentración interna de sales y agua constante (osmo y iono reguladores) a expensas del funcionamiento de varias proteínas de membrana (transportadores) que les permiten el intercambio activo de sales y agua en contra de un gradiente natural de concentración (Urbina et al., 2013). Este intercambio activo y el mantenimiento de la concentración y equilibrio de sales interna implica costo energético que afecta el desempeño fisiológico (crecimiento) y el *fitness* del individuo (reproducción y sobrevivencia) (ver Urbina y Glover, 2015).

En resumen, dado que la cantidad y proporción de sales en células y tejidos son fundamentales para mantener el volumen celular, todos aquellos organismos osmoconformadores, es decir aquellos que mantienen un ambiente osmótico interno constante a pesar de los cambios en su ambiente externo, son altamente sensibles a cambios salinos del medio. Algunos de estos ejemplos son discutidos a continuación.

Estudios científicos identifican que el incremento de la salinidad interfiere el metabolismo del nitrógeno y carbono lo que reduce los procesos fotosintéticos en especies de macroalgas (Sadhvani, 2004), lo que puede causar importantes impactos sobre las cadenas tróficas costeras. Por otro lado, un reciente estudio de modelación realizado en el Mar Mediterráneo evidencia una disminución en la biomasa en la mayoría de los grupos funcionales al comparar escenarios con y sin la presencia de plantas desalinizadoras. Los resultados de este estudio indican además que, si la descarga de salmuera viene asociada al vertimiento de aguas más calientes (plantas de tipo MSF y destilación termal), los efectos son mayores sobre la estructura y funcionamiento de la red trófica que se traduce en una disminución general de la biomasa de los diferentes grupos funcionales (Grossowicz et al., 2022).

Respecto a la comunidad planctónica, algunos estudios sugieren que no existen impactos significativos asociados a la descarga de salmuera sobre la composición comunitaria y abundancia de zooplancton asociados a la descarga de salmuera en las costas de Israel (Grossowicz et al., 2021); por el contrario, Chesher (1971) registró reducción en las abundancias de plancton y disminución en la presencia de organismos sésiles sobre los fondos duros, como equinodermos, briozoos, ascidias y ostras en las costas de Florida (EEUU). Sin embargo, es necesario recalcar que los impactos sobre

30 Los organismos eurihalinos son aquellos organismos acuáticos que son capaces de vivir en aguas que poseen un amplio rango de concentración de sales

31 Los organismos estenohalino son aquellos organismos acuáticos (generalmente peces) que solo son capaces de vivir en un estrecho rango de concentración de sales.

las comunidades planctónicas suelen minimizarse en áreas con corrientes intensas y mezcla, por lo que el principal impacto se encuentra limitado al área de descarga del efluente (Abdul Azis et al., 2003).

Otros impactos a tener en cuenta están relacionados con aquellos observados en organismos de menor tamaño como, por ejemplo, las bacterias heterotróficas, encargadas de reciclar nutrientes a través de la descomposición de la materia orgánica (Forehead et al., 2013; Frank et al., 2017). Frank et al. (2017) alerta de los efectos de la descarga de salmuera y el estrés osmótico sobre bacterias en los sedimentos marinos lo que podría afectar la actividad metabólica de la comunidad bacteriana bentónica junto con su abundancia y composición de especies.

Algunos estudios recientes sobre el efecto de cambios en salinidad en huevos y larvas de peces de importancia comercial en Chile muestran una disminución en la expresión del gen (y expresión de enzimas) de la eclosión, y finalmente en la eclosión de la larvas de anchoveta, así como cambios en la flotabilidad de los huevos en la columna de agua, producto del efecto combinado de los cambios en salinidad del agua de mar así como de la composición de aminoácidos libres en el medio interno de los huevos (Castro et al., 2019, 2021). Estos efectos se corresponden con otros estudios hechos a nivel global en otras especies de peces que reportan efectos comparables para estadios tempranos como huevos y larvas de peces (Lee et al., 1981; Kawaguchi et al., 2009, 2013). Por otro lado, Whitmarch et al. (2021) evaluaron el impacto de los residuos salinos de una planta desalinizadora de 100 GL/año en los ensambles de peces templados del sur de Australia sin encontrar pruebas de que los residuos salinos tuvieran un efecto perjudicial en las poblaciones de peces cercanas, registrando una diversidad y abundancia de especies comparables a las observadas en los lugares no afectados por la salmuera.

Respecto a los ecosistemas bentónicos, la evidencia científica demuestra que los principales impactos ambientales de los vertidos de la salmuera están asociados a cambios de la abundancia y diversidad de las comunidades bentónicas sensibles y poco tolerantes a cambios en la salinidad (Sharifinia et al., 2019). Del Pilar-Ruso et al. (2008), que examinó el efecto de la descarga de salmuera sobre las comunidades de invertebrados de fondos blandos (infauna) por un período de dos años en la costa de Alicante (España), documenta un cambio de la composición y diversidad de las comunidades de fondos blandos (ambiente dominado por nematodos). Adicionalmente, se han evidenciado efectos negativos como disminución de las tasas de crecimiento, reducción de tasas fotosintéticas, baja supervivencia, densidad y cobertura en pastos marinos (e.g. *Posidonia oceanica* o *Posidonia australis*) de España o Australia (Sanchez-Lizaso et al., 2008; Sharifinia et al., 2019). Por otro lado, se ha observado una reducción de la abundancia de organismos bentónicos sensibles a incrementos de salinidad en estudios realizados en ecosistemas mediterráneos de España, como son los equinodermos (ej. *Echinaster sepositus* o *Holothuria spp*) o alteraciones en la diversidad y abundancia de las comunidades de fondos blandos (e.g. Polychaeta o Amphipoda) presentes en el área de vertido (Fernandez-Torquemada et al., 2013; del Pilar et al., 2015). Estos impactos también se han reportando en Key West (EEUU)

donde se apreció que la descarga de salmuera generó la desaparición de las comunidades originarias siendo éstas reemplazadas por organismos como poliquetos serpúlidos, sabélidos y crustáceos balano propios de zonas estresadas ambientalmente (Sadhvani, 2004). Otros estudios muestran evidencias de la vulnerabilidad de los anfipodos frente al aumento de la salinidad producido por instalaciones de planta de desalinización (de-la-Ossa-Carretero et al., 2016).

Experimentos llevados a cabo con especies de macroalgas chilenas sugieren diferencias en tolerancias (Buschmann et al., 2004), por lo que un aumento en la salinidad podría llevar a cambios en la composición y dominancia comunitaria. Se han observado efectos sobre comunidades de macroalgas intermareales y submareales, un componente importante de los ecosistemas costeros chilenos que proveen alimento, hábitat y refugio a gran número de invertebrados y peces (Santelices, 1990; Pérez-Matus et al., 2017; Villegas et al., 2019), y cuyas especies están actualmente sobreexplotadas. Más aún la literatura sugiere que en general las macroalgas son sensibles a la salinidad (Kirst, 1990), afectando negativamente a su tasa fotosintética y aumentando su estrés oxidativo cuando están expuestas a cambios en las salinidades por la influencia de los vertidos de salmuera (Rodríguez-Rojas et al., 2020).

Finalmente, los cambios reportados en distintos niveles de organización biológica repercuten sobre la biodiversidad. En este contexto, las Naciones Unidas bajo el Programa de Acción Global para la Protección del Ambiente Marino y las Actividades basadas en Tierra (Global Programme of Action for the Protection of the Marine Environment from Land-based Activities³²), se ha focalizado en mitigar y reducir los impactos de las actividades humanas realizadas en las zonas continentales evitando impactos adversos sobre la biodiversidad marina entre las cuales considera la operación de plantas de desalinización debido al impacto asociado tanto a la captación como a la descarga de efluentes (salmuera, metales pesados, y otros) en el ambiente marino (Winters et al., 1979; Einav et al., 2002; Lattemann y Höpner, 2008; Roberts et al., 2010; Petersen et al., 2018; Valdés et al., 2021; Elsaid et al., 2020; Ghernaout, 2020; Giwa et al., 2017; Pramanik et al., 2017).

7.3.3. SISTEMAS SOCIO-ECOLÓGICOS Y SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

En la eventualidad de ocurrencia de estos efectos reportados a nivel de organismo o ecosistemas (estructura y funcionamiento), estos pueden escalar y tener efectos sobre los sistemas socioecológicos y los servicios ecosistémicos que entregan las costas y los océanos a los seres humanos. Ejemplos de estos efectos están asociados a la actividad pesquera y el turismo. Lamentablemente, al día de hoy, no existen estudios ni evidencia que determinen los impactos de la desalinización a escala de sistemas socio-ecológicos.

³² <https://www.unep.org/resources/toolkits-manuals-and-guides/global-programme-action-protection-marine-environment-land>

En relación a las pesquerías, es clave reconocer cómo el fortalecimiento de los modelos de gobernanza costera y la participación de comunidades y pescadores con sus organizaciones ha sido fundamental para avanzar hacia el manejo sustentable de zonas costeras. En Chile existe una importante pesca artesanal e industrial que cumple roles críticos en sistemas alimentarios nacionales y globales, y que basado en los impactos reportados a nivel internacional y nacional (ver arriba) pueden ser potencialmente impactados por la desalinización como consecuencia de los vertidos de salmuera y otros compuestos, así como de la captación de agua. La magnitud de estos efectos dependerá del tamaño de las operaciones, la tecnología utilizada, posibles efectos sinérgicos con otros estresores y las condiciones oceanográficas locales.

Las pesquerías de recursos bentónicos, susceptibles a ser impactadas, son gestionadas por políticas de cogestión en la cual se otorgan derechos de uso territorial y de acceso exclusivos a las organizaciones de pescadores artesanales en unidades territoriales de entre 30 y 150 hectáreas aproximadamente a lo largo de un amplio rango geográfico. Al día de hoy, en Chile, existen más de 750 áreas concesionadas para recursos bentónicos (AMERBs), lo cual representa una extensión aproximada de 124.000 hectáreas que se complementa con decenas de espacios costeros que son gestionados por pueblos originarios (ECMPOs). La salmuera, que tiene una densidad más alta que el agua de mar, se puede esparcir por el fondo marino en aguas costeras poco profundas afectando a organismos bentónicos y algas (ver Capítulos 3 y 6). Al día de hoy, el valor económico de estos potenciales impactos no ha sido evaluado y dependerá del número de larvas absorbidas o dañadas, así como de la pérdida de calidad del agua. En este contexto, al día de hoy, es relevante avanzar hacia una gestión adecuada de captaciones, considerando distancias mínimas y zonas fuente o sumidero de larvas para diferentes especies hidrobiológicas (sin interés comercial) y recursos hidrobiológicos (con interés comercial).

Además de los recursos bentónicos pueden existir impactos sobre otras pesquerías que pueden afectar tanto a pescadores artesanales como industriales. Por ejemplo, las pesquerías de pequeños pelágicos, gestionadas en Chile mediante la política de planes de manejo, pueden ser afectadas si la descarga de salmuera se libera en ambientes de baja circulación. Como se evidencia más arriba, importantes pérdidas de huevos y larvas en zonas costeras de reproducción pueden generarse a raíz de la captación y los efluentes de la desalinización. Adicionalmente un efecto térmico puede, a su vez, afectar los procesos de calidad del agua y dar como resultado concentraciones más bajas de oxígeno disuelto que afectan a estas pesquerías.

De este modo, los impactos deben ser estudiados y discutidos al interior de instancias de gestión adecuadas, como los planes de manejo pesquero liderados por la Subsecretaría de Pesca (SUBPESCA), ya que éstas representan arenas de acción colectiva, claves en la gestión pesquera. Las pesquerías y sus contribuciones económicas y culturales dependen del reclutamiento natural y de factores ambientales, por lo que conocer cuáles son los puntos críticos a considerar y así poder diseñar estrategias nacionales de desalinización que consideren la aceptación social de este tipo de iniciativas es clave a lo largo de la costa.

Adicionalmente a las pesquerías, el turismo es el quinto sector que produce más ingresos en Chile, valorado en más de US\$3 mil millones en 2016. Durante la última década, el buceo recreativo ha crecido considerablemente en Chile. Casi 7000 chilenos recibieron certificaciones PADI en 2019, en comparación con la década anterior. Durante los últimos 15 años, las certificaciones PADI chilenas han crecido en promedio ~17% al año. Estudios en Chile que evalúan las percepciones de satisfacción de buzos recreativos han demostrado la importancia de la observación de alta diversidad, especies litorales costeras como peces de roca e invertebrados en seleccionar sitios para el buceo (Biggs et al., 2016). Estas especies, que dependen de la salud de ambientes costeros someros, podrían ver disminuidas sus abundancias, según lo indicado en secciones anteriores, afectando el potencial turístico recreativo del buceo en Chile.

Finalmente, la acuicultura es una actividad económica relevante en diferentes regiones de Chile. Las plantas de desalinización de agua de mar pueden tener un impacto adverso sobre actividades de acuicultura en el medio ambiente marino. Sin embargo, la literatura que evalúa impactos sobre especies es heterogénea en la magnitud de éstos y los efectos son dependientes de las condiciones específicas de diseño y localización. En este contexto, pareciera clave establecer un programa de investigación asociado a evaluar los potenciales impactos de la desalinización sobre la acuicultura.

7.4 IMPACTOS DEL USO DE AGUA DESALADA PARA LA RECARGA DE ACUÍFEROS

La incorporación de agua de mar desalinizada en embalses, plantas de tratamiento de aguas residuales y riego agrícola se ha incrementado en años recientes (Birnhack et al., 2011; Gude, 2016) y se le han agregado otros usos; la recarga gestionada de acuíferos (RGA), como por ejemplo para el caso de acuíferos costero en Israel utilizando un estanque de infiltración (Ganot et al., 2018). La RGA es una práctica de gestión del agua en la que el exceso de agua se almacena en el acuífero para su consumo futuro (Dillon, 2005) o, como acción de restauración de humedales asociados a acuíferos explotados por faenas mineras. Esta práctica conlleva serios riesgos asociados para la biodiversidad. Si bien es esperable que el agua utilizada presente muy baja o nula carga microbiana (lo cual podría minimizar el riesgo de introducir especies exóticas en el ecosistema del acuífero), las propiedades del agua desalinizada a ser inyectada en el acuífero son muy distintas y no estará en equilibrio con el agua del acuífero. En este sentido, la experiencia internacional ha mostrado que el uso de agua desalinizada mediante OR podría tener distintos impactos. Esto puede incluir el enriquecimiento del agua desalinizada en iones como Na^+ , Ca^{2+} y HCO_3^- , producto del post tratamiento de la OR. Esta diferencia puede afectar la interacción entre el agua y el sedimento del acuífero (Ronen-Eliraz, 2017), donde habitan y son abundantes los virus, bacterias y arqueas (e.g., Flynn et al., 2013; Pan et al., 2017; Hylling et al., 2020), con un importante rol en los ciclos biogeoquímicos dentro del acuífero y por lo tanto en las características químicas del mismo (e.g., Anantharaman et al., 2016). Además, la mayor cantidad de oxígeno disuelto en el agua desalinizada puede afectar directamente las comunidades

de bacterias y arqueas presentes en el acuífero, si consideramos que en el interior el acuífero es un ambiente anaeróbico.

La evidencia reportada señala que las condiciones geoquímicas de un acuífero pueden afectar la abundancia de bacterias y ésta, a su vez, la abundancia de virus (Hylling et al., 2020). Esto podría tener como consecuencia una disminución de la diversidad microbiana (Ginige, 2013). A su vez, dado el rol de las comunidades microbianas en los ciclos biogeoquímicos dentro del acuífero, es muy probable que esta comunidad sea la fuente de nutrientes del agua que emerge del acuífero y se mezcla con las fuentes mixosalinas, sosteniendo de este modo los tapetes microbianos superficiales de los cuales dependen otras especies desde invertebrado y algas hasta vertebrados, como por ejemplo en las lagunas asociadas a salares en el norte de Chile.

7.5. CONCLUSIONES

Como las plantas de desalinización de agua de mar pueden tener un impacto adverso en el medio ambiente marino, existe la posibilidad de que el avance de la desalinización a nivel mundial pueda comprometer el cumplimiento de algunos de los compromisos de desarrollo sostenible. Sin embargo, un mayor acceso al agua es importante para permitir muchas otras de las dimensiones sociales y económicas del desarrollo sostenible (ver Capítulos 4 y 5). Es por esta razón, que al día de hoy existe un desafío mayor en buscar estrategias de adaptación al cambio climático que reduzcan las vulnerabilidades y exposición de los sistemas humanos y naturales, evitando el diseño y la implementación de medidas de mal-adaptación (IPCC, 2022).

En el caso de la desalinización en Chile, existen diversos desafíos a abordar a corto y mediano plazo, principalmente relacionados con la gestión y la mitigación de los impactos ambientales, que lamentablemente, al día de hoy, requieren de mayor estudio. Esta situación hace urgente avanzar en la generación de información, nuevos y mejorados instrumentos de gestión, nuevos modelos de gobernanza, así como en el desarrollo y la implementación de tecnologías, el manejo de los residuos, incluyendo su re-utilización, el monitoreo y la modelación de ambiente marino costero, entre otros (ver Capítulo 3).

En particular y basado en los potenciales impactos, se requiere:

- a. Definir y clasificar los impactos y su magnitud de acuerdo con el volumen descargado por las plantas desalinizadoras, así como las características hidrológicas, oceanográficas, y de exposición y sensibilidad de ecosistemas y socio ecosistemas marinos de las zonas aledañas a estas plantas.
- b. Realizar un análisis de la situación existente y una línea base que levante escalas de variabilidad espacio temporal adecuadas y de la sensibilidad del ecosistema, en el campo cercano y lejano de la descarga de emisarios para proyectos de media y gran escala, es clave en el marco del estudio de evaluación de los impactos ambientales que esta actividad pueda generar. Se debiera efectuar un mapeo de especies claves (e.g. autótrofos, corales de agua fría). Autótrofos pueden ser indicadores del bentos (algas pastos marinos).

- c. Tal como se ha señalado en este informe la literatura tanto nacional como internacional ha reportado impactos de las salmueras a distintos niveles de organización, desde individuos a especies, poblaciones y ecosistemas. Sin embargo, el conocimiento de los impactos de un incremento en la salinidad en todos estos niveles es muy pobre aún a nivel nacional por lo que es urgente generar información básica respecto de la respuesta de especies claves (e.g. especies bioingeniería, depredadores claves, recursos para dimensionar y mitigar potenciales impactos).
- d. En cuanto a la evaluación de los requerimientos establecidos en los programas de vigilancia ambiental (PVA), existe evidencia de una gran heterogeneidad en los requerimientos implementados para el seguimiento ambiental de los vertidos de salmuera de entre los proyectos de desalinización de similares características aprobados con Resolución de Calificación Ambiental (RCA). Asimismo, se identifican requerimientos no acordes al control de un vertido de salmuera, y que más bien parecen responder al control de descargas de otro tipo de industrias (e.g. vertido de una planta de aguas residuales), o requerimientos que responden más bien a una fase de proyecto diferente a la de operación (e.g. fase de construcción o estudios previos). Específicamente, la normativa actual en Chile se apoya en la norma D.S. N°90, que establece requerimientos generales para vertidos industriales a cuerpos acuáticos.

En el contexto de la desalinización, considera un gran número de requerimientos irrelevantes y omite otros relevantes para un vertido de salmuera y sus potenciales consecuencias ambientales (ver también Capítulo 10). Por ello, se acentúa la necesidad de establecer una regulación ambiental específica para vertidos de salmuera, que esté apoyada por el mejor criterio científico conocido hasta la fecha (ver Sola et al., 2019). Acorde a los resultados obtenidos, se recomienda revisar los requerimientos exigidos en los PVAs de Chile, incluyendo descriptores esenciales para la vigilancia de los efectos de los vertidos de salmuera en el medio marino cuando no están presentes, y eliminando los descriptores innecesarios que generan costes económicos añadidos sin aportar herramientas efectivas para el diagnóstico ambiental. La definición de estos requerimientos debe ir de la mano del mejor conocimiento científico hasta la fecha y ser flexible para adaptarse a las condiciones específicas de cada proyecto de desalinización y a la mejor evidencia científica.

Dentro de estos programas de monitoreo se debe incluir la observación de metales. El Programa de Observación del Ambiente Litoral (P.O.A.L) realiza mediciones de parámetros en la columna de agua y sedimentos marinos³³. La sedimentología debiera ser muestreada con cores y analizar los primeros 5 cm (cada 1 cm) para determinar la composición de sedimentos recientes, incluyendo metales traza (ej: Muñoz et al., 2022) y presencia de quistes. Ello, en contraste con

³³ <https://www.directemar.cl/directemar/intereses-maritimos/p-o-a-l-programa-de-observacion-del-ambiente-litoral/programa-de-observacion-del-ambiente-litoral-p-o-a-l>

la Res. 3612 que implica que las capas de sedimento se mezclan dando origen a dilución de señales de posible contaminación. Además, la Res. 3612³⁴ menciona que en algunos casos se debe realizar la medición de sulfuros, pero al no estar establecida la metodología, por lo general no se realiza dicha medición. Este elemento podría indicar la presencia de quistes, pero dada la volatilidad y la dificultad que requiere su análisis, sería mejor cambiarlo por presencia o ausencia de quistes. La presencia de quistes según su concentración podría ser indicador de que en ciertas condiciones ambientales el sector de toma de agua tendría mayores probabilidades de enfrentarse a floraciones algales nocivas (FAN).

- e. En relación con el Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental (SEIA), este instrumento de gestión ambiental se ha convertido en la herramienta legal de gestión más importante para prevenir y/o adoptar las medidas de mitigación adecuadas para minimizar el impacto medioambiental del desarrollo de un proyecto de desalinización (Elsaid et al., 2020; Sola et al., 2019). Durante su desarrollo, se incluyen una serie de herramientas administrativas y estudios de evaluación ambiental para identificar los posibles impactos ambientales asociados a las plantas de desalinización, con el fin de adoptar las medidas preventivas, medidas de mitigación y programas de vigilancia ambiental adecuados para el seguimiento de los efectos de los vertidos de salmuera sobre los ecosistemas costeros (Sadhvani Alonso and Melián-Martel, 2018). En particular, es importante que los impactos se evalúan utilizando protocolos estadísticos robustos como los son las comparaciones Antes-Después, Control-Impacto o modelo BACI (por sus siglas en inglés, véase Chevalier et al., 2019).
- f. Otros instrumentos de gestión ambiental importante, pero que apenas se aplican, sería contar con normas secundarias de calidad en las bahías en que se instalen plantas desalinizadoras.
- g. Se recomienda que las descargas debiesen al menos realizarse fuera de zona de protección litoral, y luego de estudios oceanográficos y ecológicos que aseguren impactos restringidos a metros desde la descarga.
- h. Gobernanza participativa. Como muchas pesquerías en Chile (pelágicas, demersales bentónicas) son gestionadas a partir de una política pública que crea los Comités de Manejo, espacios intersectoriales que promueven la participación de los pescadores (artesanales/industriales) en la administración de los recursos pesqueros (Ahmad y Baddour, 2014), en conjunto con representantes de las agencias gubernamentales, y representantes de las plantas procesadoras, pareciera ser adecuado que los impactos y decisiones de localización de las plantas desalinización debieran ser consultados a priori y analizados en el contexto de estos comités. Idealmente la toma de decisiones debe incluir dimensiones de equidad distributiva, de representación y de procedimientos.

³⁴ R. EX. N° 3612-2009 Aprueba Resolución que Fija las Metodologías para Elaborar la Caracterización Preliminar de Sitio (CPS) y la Información Ambiental (INFA). (F.D.O. 06-11-2009). (Última Modificación. Res. Ex. N° 1933-2021).

De esta forma se fortalece la justicia ambiental asociada a estas iniciativas (Estévez et al., 2021).

- i. Sin embargo, al igual que para evaluaciones en pesquerías, es clave realizar estudios en Chile, ya que un estudio reciente realizado en el sur de Australia ha constatado un aumento significativo de la abundancia de peces de ambientes templados en la zona de efluente de una planta desalinizadora en comparación con la situación anterior a la construcción de la planta y cuando ésta no descargaba (Kelaheer et al., 2020). Estos estudios ponen de manifiesto la necesidad de estudiar cómo el diseño y localizaciones específicas pueden influir importantemente en generar impactos sobre ecosistemas marinos y los servicios que pueden sustentar.
- j. Finalmente, en el contexto actual de Chile con una baja cantidad de estudios que aborden los impactos de la desalinización es clave avanzar en una agenda de investigación que permita comprender los impactos en especies de importancia ecológica, comercial y en biodiversidad, con la participación de pescadores y otros actores claves en la gestión pesquera, para así poder diseñar iniciativas de desalinización que pudiesen tener los menores impactos y mayor aceptabilidad social. La experiencia comparada internacional no pareciera ser suficiente para avanzar en esta línea y es clave desarrollar los estudios, sociales, ecológicos y oceanográficos necesarios en la zona costera de Chile.



CAPÍTULO 8

DESAFÍOS EN EL USO DEL AGUA DESALINIZADA COMO FUENTE DE AGUA POTABLE

8.1 INTRODUCCIÓN

El uso de agua desalinizada como fuente de agua potable fue discutida en el Capítulo 4 como una de las opciones de implementación de medidas de adaptación a los impactos del cambio climático en Chile. En este capítulo se discuten los desafíos asociados a la implementación de esta opción.

A pesar de la proliferación de la desalinización para obtener agua potable en las últimas décadas, son escasas las investigaciones que profundizan en cómo impacta en los hábitos y prácticas de uso y consumo de agua a nivel doméstico, o en la salud de los consumidores. Estas se han desarrollado principalmente en países del medio oriente y Australia, donde dependen principalmente de la desalinización de agua de mar para abastecimiento humano (Ben Zaken et al., 2020; Dolnicar & Schäfer, 2009; Shlezinger et al., 2018; Shomar & Hawari, 2017). Tanto en las investigaciones internacionales, como en recientes publicaciones de escala nacional (Fragkou & McEvoy, 2016; Villar-Navascués & Fragkou, 2021; Fragkou et al., 2021), se ha buscado analizar qué ocurre una vez que existe acceso al agua desalinizada como fuente de agua potable. En términos generales, las investigaciones han identificado distintos aspectos en torno a la aceptabilidad de la calidad del agua producida y estrategias domésticas que podrían vulnerar el derecho humano al agua potable. Por otro lado, existen otros aspectos del consumo de agua desalinizada en torno a la salud de la población y la incertidumbre asociada a sus impactos.

En las últimas décadas, se ha producido un aumento considerable en la capacidad de producción global de agua desalinizada, pasando de 5 millones de metros cúbicos

por día (m³/d) en 1980 a 90 millones m³/d en nuestros días (Williams, 2022). A nivel global, un 62% del agua desalinizada - de un total de 15.906 plantas de desalinización operacionales - se produce para consumo humano (Jones et al., 2019). En el caso de Israel, el 70% del agua doméstica se provee mediante agua desalinizada (Government Israel, 2018). Estos datos demuestran que la desalinización ha aportado en la problemática de la escasez hídrica y la consecuente amenaza para el derecho humano al agua, al menos en relación con la disponibilidad de agua para consumo humano.

Este fenómeno tiene su correlato en Chile, donde existe un creciente interés por la instalación de plantas de desalinización de aguas de mar, particularmente en la región de Antofagasta y Valparaíso (Fragkou y Budds, 2020). Chile es el país latinoamericano con mayor desarrollo en plantas desalinizadoras para consumo humano. Hay aproximadamente más de 700.000 personas que consumen agua desalinizada (exclusivamente, o mezclada con agua continental potabilizada) abastecidas por las 4 plantas más importantes para consumo humano, ubicadas en el norte del país (Tabla 8.1). Estas se complementan con plantas más pequeñas que abastecen de APR (Agua Potable Rural) en el norte (región de Antofagasta) y centro del país (región de Valparaíso), pero cuya producción y población abastecida son insignificantes en términos de volumen.

Tabla 8.1.

Principales plantas desalinizadoras para consumo humano en Chile (de mayor escala).

Fuente: Elaboración propia según base de datos de este informe (ver detalles en Capítulo 3 y Anexo 4) e información pública de Aguas Antofagasta, ECONSSA y Aguas del Altiplano.

Nombre	Año de inauguración	Empresa a cargo	Capacidad de producción	Ciudades que abastece	Comentarios
Planta Desalinizadora de Arica	1998	Aguas del Altiplano	413 l/s en EIA; 208 l/s según Planes de Desarrollo 2017-2032	Aproximadamente 30% de Arica (más de 70.000 habitantes)	Primera planta de desalinización industrial moderna en el país y la única que opera con agua salobre.
Planta Desalinizadora Norte	2003	Aguas Antofagasta	1.070 l/s	100% de Mejillones (14.000 habitantes) 80% de Antofagasta (362.000 habitantes)	En 2022 empezó la ampliación de la planta para aumentar su producción a más de 1.500 l/s, para que abastezca la totalidad de la ciudad de Antofagasta.

Nombre	Año de inauguración	Empresa a cargo	Capacidad de producción	Ciudades que abastece	Comentarios
Planta Desalinizadora de Tocopilla	2020	Aguas Antofagasta	75 l/s	La totalidad de la ciudad de Tocopilla (>23.000 habitantes)	Primera ciudad mayor de 20.000 habitantes que se abastece exclusivamente por agua desalinizada
Planta Desalinizadora de Agua de Mar para la región de Atacama	2022	ECONSSA	450 l/s	Caldera, Chañaral, Copiapó y Tierra Amarilla (unos 340.000 habitantes)	Primera planta estatal desalinizadora de agua de mar, diseñada para alcanzar 900 l/s en una segunda etapa y 1.200 l/s en la etapa final.

8.2 IMPACTOS DEL USO Y CONSUMO DE AGUA DESALINIZADA A NIVEL DOMÉSTICO

Estudios internacionales sobre percepciones y actitudes han concluido que las personas no conocen la definición y el patrón de suministro local de AMD (Agua Marina Desalinizada), algunas tienen preocupación por sus impactos organolépticos, tienen creencias positivas y negativas (preocupación sobre el costo, seguridad, salud y medio ambiente), percepción de falta de conocimiento y afirman que la información de los científicos influiría en su decisión de beber AMD (Dolnicar & Schäfer, 2009; Shomar & Hawari, 2017; Chen, 2015), todos estos aspectos tienen implicaciones importantes para la política del agua y plantea la necesidad de abordar la consulta pública al introducir agua de fuentes alternativas.

8.2.1 ACEPTABILIDAD DE LA CALIDAD DEL AGUA POTABLE

Por una parte, la aceptabilidad del agua potable está definida por las características organolépticas que se perciben a través de los sentidos, tales como el olor, color y sabor. Bajo este contexto, el agua potable debe ser incolora, inodora e insípida y cumplir con un marco regulatorio apropiado para su producción, que identifique y monitoree las particularidades de la fuente (el mar) para poder ser consumida por las personas, tal como lo recomienda la OMS (2011). Independientemente de la fuente de agua potable, si no es aceptada por su calidad puede significar que no sea considerada fiable para su uso potable, de manera que la población buscará otras medidas, menos fiables, para poder utilizar y consumir agua potable de “buena calidad” (OMS, 2018). Además, el rechazo del agua potable puede ser reflejo de cambios en la calidad del agua debido al sistema de abastecimiento, por lo cual, tanto la calidad como el sistema deben ser monitoreados y no presentar deficiencias en las operaciones de su tratamiento (OMS, 2018).

Sobre la fuente, se ha identificado que el mar no es considerado como seguro para su futuro tratamiento y consumo, dada la ocurrencia de episodios de contaminación, mareas rojas, basura doméstica, entre otros; o bien, porque no cuenta con los minerales necesarios para su consumo, que el agua continental sí contiene (OMS, 2018). Estos hitos podrían definir futuros comportamientos de las personas definidos por la desconfianza y rechazo a la utilización del agua desalinizada para su consumo directo, obligando a la búsqueda de un agua que se considere segura.

Por otra parte, la mezcla de agua desalinizada con agua subterránea o agua potable de otras fuentes suele ser una forma de aumentar la confiabilidad y flexibilidad del suministro de agua (OMS, 2011). Sin embargo, esta práctica puede tener implicaciones en la calidad, el sabor y las características minerales del agua, afectando la percepción de calidad, en especial si la mezcla es intermitente y la proporción de mezcla va cambiando (OMS, 2011).

Profundizando en lo que ocurre a escala doméstica, Harris et al. (2018) sostienen que la percepción de la calidad depende del nivel socioeconómico, género, origen étnico y las fuentes de agua disponibles. Además, esta depende fuertemente de las trayectorias de vida, tanto individuales como colectivas de las personas, que definen las expectativas que existen sobre el agua potable, y por lo tanto, cada contexto geográfico, económico, cultural y político; favorece (o no) la aprobación hacia el consumo y utilización de agua potable desalinizada a nivel doméstico. Un ejemplo de esto es la percepción diferenciada entre quienes han crecido y se han desarrollado en un territorio árido, en comparación con quienes migraron hacia un territorio árido, y recientemente están incorporando el agua potable desalinizada en sus prácticas domésticas. También la percepción y actitudes pueden ser distintas para las mujeres que cumplen labores en torno a los cuidados y tareas domésticas, y sienten preocupación por la posible exposición de los demás integrantes del hogar a un agua "insegura".

A nivel nacional, Fragkou et al. (2021) indican que, en el caso de Antofagasta, la introducción y mezcla de agua de diferentes fuentes - continental y marítima - ha tenido implicancias en la calidad del agua y cambios en el sabor, impactando en la percepción de los consumidores (Fragkou & McEvoy, 2016).

8.2.2. ESTRATEGIAS DOMÉSTICAS

Estudios sobre la aceptabilidad de agua de fuentes alternativas demuestran que existen variaciones en el propósito del uso del agua y diferencias de percepción en Bélgica, Noruega, Israel, Australia, Los Ángeles (Estados Unidos), Canadá, México, Japón y Jordán (Hurlimann & Dolnicar, 2016). En particular, la preferencia del agua embotellada por sobre el agua de la llave para consumo humano (beber) ha sido estudiada para el caso de aguas recicladas y aguas desalinizadas, demostrando que su aceptación está relacionada con la confianza existente en las instituciones, autoridades, y percepción de riesgo.

Los estudios realizados por Fragkou & McEvoy (2016) en comunidades que reciben agua desalinizada en Los Cabos (México) y Antofagasta (Chile) indican que los usuarios prefieren consumir agua embotellada para beber. Este resultado puede explicarse

por la mala calidad del agua potable existente anteriormente, la preocupación de que no sea suficientemente higiénica, la percepción de riesgo sobre la salud (que genere enfermedades), y la desconfianza en el servicio o las instituciones (Fragkou & McEvoy, 2016). En relación con esto, la comunicación tiene un efecto fundamental en la percepción y disposición a usar fuentes de agua alternativa.

Esto ha tenido efectos concretos sobre el uso efectivo que se le da al agua potable desalinizada. Así, en un estudio realizado a 100 hogares en Antofagasta, dos tercios de los hogares (66%) indican que el agua de la llave no es utilizada para consumo directo, lo que dice relación con la percepción de las personas, con la confianza en las instituciones de gobernanza de las aguas y también con la calidad de las aguas (Fragkou y McEvoy, 2016; Fragkou et al., 2021). Los estudios que han buscado relacionar el agua desalinizada con la percepción de la población respecto de su calidad, han demostrado que un 80% de la población entrevistada tiene una mala percepción de la calidad y compra agua embotellada para su consumo, a pesar de que el agua desalinizada sí cumple con los estándares requeridos por la normativa chilena (Villar-Navascués y Fragkou, 2021). Por lo demás, el agua desalinizada presenta las tarifas más altas de suministro de agua potable del país (Fragkou y McEvoy, 2016).

8.2.3. SALUD DE LA POBLACIÓN

Aunque el proceso de desalinización generalmente proporciona una barrera importante para agentes patógenos y contaminantes químicos, el uso de agua desalinizada podría tener un impacto en la salud (OMS, 2011). Los estudios en salud han evaluado las concentraciones en agua potable y séricas³⁵ en seres humanos de algunos elementos esenciales comparando el período previo y posterior a la introducción de AMD, o comparando ciudades con y sin AMD. Las principales conclusiones de estos estudios apuntan hacia una disminución de los niveles séricos de magnesio posterior al uso de AMD (Ben Zaken et al., 2020; Koren et al., 2017), una ingesta de Yodo por debajo del requerimiento promedio en ciudades con AMD (Ovadia et al., 2016) y una amplia variabilidad de concentraciones de sustancias químicas inorgánicas mayores y menores que están por debajo o sobre los límites recomendados por la OMS para agua potable (Rizk, 2009).

En estos estudios la principal recomendación fue que la calidad del agua potable debe evaluarse con múltiples parámetros de calidad y no solo los relacionados con su pH y conductividad eléctrica. Un estudio reportó la presencia de bromato en agua potable proveniente de AMD en concentraciones muy superiores al agua embotellada y agua de pozo (Aliewi et al., 2017). Dos estudios investigaron la presencia de especies infecciosas en muestras de AMD, donde se encontraron cianobacterias principalmente en embalses de agua urbanos y cianotoxinas en muestra de agua rurales relacionadas al transporte del agua en camiones cisterna (Chatziefthimiou et al., 2016) y especies de protozoos tanto en AMD y agua de pozo comparado con agua embotellada (Hawash et al., 2015).

³⁵ La concentración sérica es la medida de un compuesto que se encuentra en el líquido de la sangre.

Los estudios que investigaron los efectos en salud comparando lugares con y sin AMD, o antes y después de la introducción de AMD, se enfocan en resultados en la salud debido a una disminución del contenido de elementos esenciales y anomalías electrolíticas del AMD. Los resultados apuntan hacia una asociación positiva con cardiopatía isquémica (Shlezinger et al., 2018), trastorno por deficiencia de Yodo no autoinmune (Ovadia et al., 2016) y plausibilidad para el desarrollo de cáncer (Nriagu, et al., 2016) con un mayor riesgo de cáncer debido a un nivel superior al aceptable de bromato en AMD (Alomirah et al., 2020). Otros estudios sobre efectos en la salud no mostraron diferencias en el desarrollo de Diabetes Mellitus, cáncer colorrectal y demencia (Shlezinger et al., 2018; Ben Zaken 2020), no obstante, los períodos de seguimiento no fueron suficientemente extensos para el desarrollo de estas condiciones relacionadas con exposiciones de largo plazo.

Finalmente, el agua producida por la desalinización contiene concentraciones más bajas de calcio y magnesio que agua de otras fuentes, y aunque la dieta sigue siendo la principal fuente de elementos esenciales, el consumo de agua entrega cantidades complementarias que pueden ser relevantes para algunas personas (OMS, 2011; 2018). La deficiencia en calcio y magnesio puede resultar más grave en mujeres y adultos mayores, en particular, aquellos con riesgo de mortalidad por cardiopatía isquémica (OMS, 2011). Aunque es apropiado considerar la remineralización con sales de calcio y magnesio, la decisión debe tomarse en conjunto con las autoridades de salud y nutrición en relación con la ingesta dietética total de minerales nutrientes.

8.3 MARCO ACTUAL DE NORMATIVAS DE AGUA POTABLE Y CONSUMO HUMANO DE AGUA DESALINIZADA

Las fuentes de agua para desalinizar pueden ser de mar o aguas salobres, ya sea superficial o subterránea. Estas tienen un alto contenido natural de iones, siendo el objetivo del tratamiento removerlos. El agua desalinizada, por lo tanto, es baja en minerales, corrosiva y con baja capacidad de buffer. Para abordar esto, prácticas comunes son la mezcla con otras aguas y la remineralización (OMS, 2011) (ver detalles en Capítulo 3). La norma chilena de calidad de agua potable NCh409/1Of.2005, incluye parámetros de calidad y muestreo para aguas continentales superficiales o subterráneas, sin considerar las aguas desalinizadas. No se considera, por lo tanto, el proceso de remineralización de agua desalinizada (necesario para su consumo humano), y tampoco existe una obligación normativa por parte del proveedor del servicio para remineralizar el agua desalinizada.

La Norma NCh409/1.Of2005 no incluye el calcio o la dureza total, no establece concentraciones mínimas para estos parámetros, y tampoco para el magnesio. Por otro lado, estas aguas pueden tener virus patógenos, bacterias y parásitos (los cuales deben ser tratados de acuerdo a la NCh409/1.Of2005); además de una variedad de contaminantes químicos como boro, yoduro, bromuro, potasio y sodio, lo cuales podrían requerir un tratamiento adicional (OMS, 2011). Si bien el proceso de desalinización es una barrera importante para contaminantes químicos y patógenos, esta barrera no es

absoluta, y los problemas asociados podrían tener un impacto en la salud pública, en especial los relacionados a la estabilización y remineralización. Por esto, deben ser abordados en un Plan de Manejo de Riesgo a la Salud y en un plan seguridad hídrica a nivel doméstico, específico al caso (OMS, 2011).

La reforma al Código de Aguas promulgada el año 2022, incorpora el reconocimiento del derecho humano al agua y al saneamiento como un derecho esencial e irrenunciable que debe ser garantizado por el Estado. Este reconocimiento se complementa con otras reformas en que se incorpora la función de subsistencia de las aguas, que implica asegurar el consumo humano, el saneamiento y el uso doméstico de subsistencia para las personas, como un deber público de la Administración del Estado. El aseguramiento de ese derecho humano, como se deduce de la Observación General N° 15 del Comité de Derechos Económicos, Sociales y Culturales de año 2002, implica cumplir con indicadores de disponibilidad, calidad, y accesibilidad al agua (Pulgar, 2020: 103-104; Recabarren Santibañez, 2016; Ochoa, 2013). Dado el actual escenario hídrico de Chile, han surgido diversas propuestas para asegurar el derecho en cuestión, entre las que se cuenta a la desalinización. Esta tecnología capaz de incorporar nuevos volúmenes de agua para distintos usos se ha presentado como una solución a problemas relativos a la baja disponibilidad hídrica, así como problemas con la calidad del agua potable, particularmente en zonas áridas y semiáridas en donde existen conflictos en torno a los múltiples usos de agua (Fragkou y McEvoy, 2016).

Como resulta evidente, el principal aporte que puede hacer la desalinización es el aumento de la oferta hídrica, pues permite generar o crear nuevas fuentes de agua fresca, para sus distintos usos (Williams, 2022). Tanto a nivel mundial (Williams, 2022) como en el territorio nacional (Fragkou et al., 2021) el aumento de la oferta hídrica que propone la desalinización de agua de mar ha sido promovido como una solución para el desarrollo urbano e inmobiliario, al entregar factibilidad en el suministro de agua potable.

Particularmente en la zona norte y centro de nuestro país, existe una situación crítica entre los distintos usuarios que compiten por acceder a las aguas, lo que se relaciona particularmente con actividades como la agricultura de exportación y la minería, sectores económicos con una representación significativa en el PIB de nuestro país (Plaza, 2017). Este aspecto, se ahonda en el Capítulo 2 del documento. Ahora bien, el solo hecho de que exista una mayor oferta hídrica no significa una mejora en los estándares de cumplimiento del derecho humano al agua, no sólo porque dichos estándares apuntan a más que la disponibilidad, sino también porque la naturaleza jurídica del agua desalinizada no es necesariamente la misma que la del agua. En este mismo sentido también es importante mencionar que una inadecuada planificación del uso del territorio (especialmente en zonas costeras que están sujetas a expansiones urbanas no planificadas, Andersen & Balbontin, 2021) puede aumentar consistentemente esta brecha hídrica independiente de la posibilidad de aumentar la oferta de agua.

Como se desprende de lo discutido en los Capítulos 2 y 4 de este Informe, un primer elemento a considerar es el entendimiento de la escasez hídrica como un concepto socialmente construido en función de los procesos hidrológicos y meteorológicos que determinan la disponibilidad de aguas, en conjunto con otras dimensiones como los

estilos de vida, el crecimiento de la población y la administración de las aguas y sus usos con distintas finalidades (Zambrano-Bigiarini y Baez-Villanueva, 2019; Fragkou y McEvoy, 2016).

En tal sentido, la desalinización sólo será un mecanismo que posibilite el ejercicio del derecho humano al agua, en la medida en que se incorpore como una solución adicional al robustecimiento de la gobernanza de las aguas y las zonas costeras. Lo anterior, incluyendo las consideraciones relativas al derecho fundamental a vivir en un medio ambiente libre de contaminación, como presupuesto fáctico para el ejercicio de otros derechos humanos.

Así como la experiencia nacional da cuenta de los beneficios y necesidades cubiertas con la desalinización de agua, también se debe considerar el aumento de la demanda hídrica relacionada a estos procesos. En tal sentido, el caso de La Chimba en la comuna de Antofagasta da cuenta de cómo el abastecimiento de agua potable por este método ha facilitado el desarrollo inmobiliario en la zona, lo que tiene como consecuencia un aumento de los usuarios de este servicio público desde el año 2006 a la fecha (Fragkou y McEvoy, 2016). Desde la entrada en vigor de la planta de La Chimba en 2003, se ha instalado la idea de sustituir completamente el suministro de agua potable de la comuna de Antofagasta por el agua desalinizada, asegurando la disponibilidad de aguas para el desarrollo de la minería en la región (Fragkou et al., 2021). Lo anterior debe analizarse, además, en el contexto de la provisión privada de los servicios sanitarios en Chile. Por ejemplo, en el caso de La Chimba, Aguas Antofagasta, empresa sanitaria de Antofagasta Minerals, destinó 17 de los 19 millones de litros cúbicos producidos al año 2016 a la provisión de aguas de las empresas mineras del conglomerado (Fragkou y Budds, 2020).

8.4 CONCLUSIONES

Siendo el agua un bien común natural, calificado como bien nacional de uso público, y siendo priorizado su abastecimiento de acuerdo con la modificación reciente del Código de Aguas, parece recomendable que el uso preferente de las fuentes naturales (donde estén disponibles) sea el consumo humano y que, por lo tanto, la desalinización tienda a sustituir o complementar otros usos. Por lo mismo, parece importante que cuando se autorice el uso del agua de mar para desalinizar, se considere la posible liberación de los derechos de aguas para el consumo humano (a modo de compensación) o, en casos calificados, que un porcentaje del volumen de agua desalinizada se destine a asegurar el consumo humano. Lo anterior permitiría mejorar las condiciones de disponibilidad.

La calidad del agua potable desalinizada debe evaluarse con múltiples parámetros de calidad a nivel nacional, según lo observado por la OMS y estudios internacionales, además de los relacionados con su pH y conductividad eléctrica: es decir, se deben incluir concentraciones mínimas de elementos vitales, la dureza total y el calcio, tanto

para el agua desalinizada como para toda provisión de agua potable³⁶. Es de especial importancia, en este sentido, que se asegure que las aguas desalinizadas, destinadas a consumo humano, contengan todos los elementos propios del agua potable. Es decir, existe la necesidad de dictar una normativa adecuada que reconozca el agua desalinizada como fuente de agua potable, y defina los parámetros que deben cambiar en sus límites.

La vigilancia de la calidad del agua debe ser constante y relacionada a los problemas asociados al agua desalinizada, incluyendo la vigilancia de los problemas de salud asociados a la exposición al agua desalinizada tanto de corto como de largo plazo. Además, se debe considerar un mayor monitoreo ambiental a nivel doméstico y comunitario, que permita mejorar la calidad del servicio entregado.

Se requiere el fortalecimiento de los estándares de calidad de agua potable y del control de dicha calidad, mejorando la resolución de la instrumentación de análisis para alcanzar los Límites de Detección del Método (LDM) establecidos por los estándares para aplicar normas de calidad.

Finalmente, dado el carácter de derecho humano del acceso al agua y el saneamiento, es recomendable que las tarifas consideren ese carácter, asegurando la accesibilidad y evitando que las poblaciones vulnerables tengan cobros superiores que puedan ser producidos por el aumento de costos que signifique la desalinización, como también, por las estrategias domésticas que se pueden desarrollar por el rechazo de los consumidores a su calidad (como la compra de agua embotellada o filtros domésticos).

36 Además, se debe tener especial cuidado con los siguientes elementos que pueden requerir acciones adicionales para su eliminación: boro (borato), bromuro, yoduro, sodio y potasio (OMS, 2011)



CAPÍTULO 9

FUENTE DE ENERGÍA UTILIZADA EN LA DESALINIZACIÓN

9.1 INTRODUCCIÓN

Siendo la provisión de energía uno de los insumos claves en la operación de una planta desalinizadora (Capítulo 3), resulta clave evaluar, con el antecedente histórico de cerca de 150 años descrito en la sección 3.3, la relación existente entre el uso de fuentes de energía y la desalinización en nuestro país, marcando su comienzo a través de nuestra principal energía renovable.

Los posibles acoplamientos entre tecnologías de desalinización y fuentes de energía renovable son descritos en la sección 3.3, relevando el gran potencial que posee nuestro país para integrar nuestras abundantes tecnologías renovables con distintas opciones tecnológicas para la desalinización (Palma-Behnke et al., 2021). La siguiente tabla resume los consumos energéticos requeridos para los distintos procesos de desalinización.

Tabla 9.1.
Consumo de energía en los principales procesos de desalinización.

Fuente: Al-Karaghoulí y Kazmerski (2013).

Tecnología	Capacidad típica de la unidad [m ³ /día]	Consumo de energía eléctrica [kWh/m ³]	Consumo de energía térmica [MJ/m ³]	Equivalente de energía eléctrica a térmica [kWh/m ³]	Volumen L H ₂ O/kg H ₂	Calidad del agua producto [ppm]
MSF	50.000-70.000	2,5-5	190-282	15,83-23,5	11	~10
MED	5.000-15.000	2-2,5	145-230	12,2-19,1		~10
MVC	100-3.000	7-12	-	-		~10
TVC	10.000-30.000	1,6-1,8	227	14,5		~10
SWRO	hasta 128.000	4-6*	-	-		400-500
BWRO	hasta 98.000	1,5-2,5	-	-		200-500
ED	2-145.000	2,64-5,5	-	-		150-500

Notas: Abreviaturas de la tabla: MSF - flash multietapa; MED - destilación multietapa; MVC - compresión mecánica de vapor; TVC - compresión térmica de vapor; SWRO: ósmosis inversa con agua de mar; BWRO: ósmosis inversa con agua salobre; ED - electrodiálisis.

* consumo con sistema de recuperación de energía; ** rango con valores bajos de TDS.

Estos valores también se aprecian en estudios más recientes sobre la materia (Soliman et. al., 2021).

La alta salinidad aumenta la demanda de energía en los SWRO, mientras que el efecto de la temperatura en el consumo energético no está del todo claro. Los equipos de recuperación de energía y las bombas de alta eficiencia pueden reducir el consumo de energía, pero el consumo energético global de la planta no puede explicarse sólo por estos factores. El consumo de energía también se ve afectado por la calidad y la cantidad del agua requerida (Al-Karaghoulí y Kazmerski, 2013). Los valores de referencia que han sido publicados para el caso de Chile son de 4,2 (Planta Norte ex-La Chimba) y 4,3 (Planta Coloso) kWh/m³ (Kim et al., 2019), mientras que ACADES (2022) informa un valor de 2,8 kWh/m³ (Desalinizadora de Atacama) en línea con los valores reportados en la literatura revisada en los capítulos 3 y 4 de este informe. Sin embargo, la revisión realizada por Kim et al. (2019, p. 7) reporta un consumo adicional de 14 kWh/m³ para transportar el agua hacia arriba de la cordillera en el caso de la Planta Coloso. Si bien este resultado no es generalizable a las demás plantas, sí es indicativo de que la energía necesaria para la impulsión puede representar un consumo energético sustantivo.

Asimismo, las tecnologías de desalinización pueden asociarse con un acoplamiento directo a tecnologías renovables y los consumos energéticos correspondientes. La siguiente tabla resume estos resultados.

Proceso	Capacidad típica [m ³ /día]	Demanda de energía térmica [kWh/m ³]	Costo de producción de agua [USD/m ³]
Destilación solar	< 100	solar pasiva	1,3-6,5
MEH solar	1-100	térmica: 29,6 eléctrica: 1,5	2,6-6,5
MD solar	0,15-10	45-59	10,5-19,5
Estanque solar / MED	20.000 - 200.000	térmica: 12,4-24,1 eléctrica: 2-3	0,71-0,89
Estanque solar / RO	20.000 - 200.000	4-6 (SW) 1,5-4(BW)	0,66-0,77
CSP solar / MED	> 5.000	térmica: 12,4-24,1 eléctrica: 2-3	2,4-2,8
Panel PV / RO	< 100	4-6 (SW) 1,5-4(BW)	11,7-15,6 6,5-9,1
Panel PV / EDR	< 100	1,5-4	10,4-11,7
Eólica / RO	50 - 2.000	4-6 (SW) 1,5-4(BW)	6,6-9,1 (cap. pequeña) 1,95-5,2 (1000 m ³ /d)
Eólica / MVC	< 100	7-12	5,2-7,8
Geotérmica / MED	80	térmica: 12,4-24,1 eléctrica: 2-3	2-2,8

Tabla 9.2.
Consumo de energía según tipo de energía renovable.
Fuente: Al-Karaghoulí y Kazmerski (2013).

Nota: Abreviaturas de la tabla: MEH - humidificación multiefecto; MD - destilación con membrana; MED - destilación multiefecto; RO - ósmosis inversa; CSP - concentrador de potencia solar; Panel PV - Panel fotovoltaico; EDR - electrodiálisis reversible; MVC - compresión mecánica de vapor.

9.2 SELECCIÓN DE TECNOLOGÍAS Y CONSUMO DE ENERGÍA ASOCIADO

La selección de una tecnología de desalinización concreta debería considerar varios factores, como las condiciones específicas del lugar, el tipo y la calidad del agua de alimentación, la disponibilidad de energía, la economía e impactos ambientales. En el caso del agua de mar, el consumo de energía y el costo de producción de agua del proceso de ósmosis inversa (RO) es el menor de todos los procesos de destilación (MSF, MED y VC). Esto se debe a los avances tecnológicos de las membranas, a la alta eficiencia de los equipos de recuperación y a la mayor eficiencia de las bombas. Para la desalinización de agua salobre los dos métodos más económicos son la RO y la ED (electrodiálisis). La RO suele ser más rentable cuando el TDS (total de sólidos disueltos) es superior a 5.000 ppm, mientras que la desalinización por electrodos es más rentable para concentraciones inferiores.

Es importante señalar que algunas zonas en el Desierto de Atacama y de la región de Magallanes han sido clasificadas como áreas con alto potencial de ERNC a nivel mundial (Palma-Behnke et al., 2021), por lo que el abastecimiento de energía para plantas desalinizadoras en dichas zonas es factible en principio.

La capacidad de desalinización instalada actualmente en el país asciende a 8.820 l/s, mientras que la capacidad instalada del parque solar se encuentra cercana a los 6.000 MW, lo que representa 42.000 MWh/día con un factor de planta de 29% (ver Capítulo 5). Considerando el rango de referencia 2-6 kWh/m³ utilizado en los cálculos del

capítulo 5 el consumo de energía de las unidades de desalinización en operación en Chile se encontraría en un rango aproximado entre 1.500 y 4.500 MWh/día, es decir entre un 3,6% y un 10,7% de la generación diaria del parque solar únicamente, sin tomar en cuenta otras energías renovables, como la eólica, la geotérmica, la hidráulica y la biomasa. Es importante mencionar que esta estimación no toma en cuenta la impulsión de agua, la cual puede representar una parte importante del consumo energético de las desalinizadoras chilenas, especialmente en aquellas que se impulsa agua hacia la cordillera. Por otro lado, para la capacidad de desalación proyectada de 38.744 m³/s, equivalentes a 140.069 m³/h, se requieren cada hora entre 280 MWh y 840 MWh, lo que equivale a un parque solar de entre 1.000 MW y 3.000 MW de capacidad instalada. Dada una capacidad de almacenamiento de agua desalada, un acople con generación ERNC variable puede ser una buena opción para reducir los actuales vertimientos.

En el escenario descrito en la sección 3.3, en el cual se llevan a término todas las ampliaciones y proyectos de desalinización catastrados en este informe, la capacidad instalada de desalinización llegaría a 38.744 l/s, un incremento de más de 4 veces la capacidad instalada actual. Por otro lado, se ha estimado que el potencial energético de la zona norte de Chile es de 1.521 GW y el potencial de todo el país llegaría a los 2.375 GW, de los cuales, 2.238 GW corresponden a energías solares (PV y CSP) (Palma-Behnke et al., 2021). Si bien el país cuenta con las condiciones naturales para que el parque ENRC crezca sustancialmente, es necesario mencionar que el cambio climático puede afectar algunas de las variables más relevantes para los proyectos de ER en Chile -temperatura, velocidad del viento e irradiación solar- especialmente para las tecnologías solar, eólica e hidráulica.

En escenarios de cambio climático publicados recientemente (CCG, 2022), se ha advertido una notable disminución de las precipitaciones en la región centro-sur del país, que ya ha sido atribuida, en parte, al cambio climático antropogénico. Por otro lado, los resultados del proyecto ARClím señalan que la generación hidroeléctrica podría verse afectada debido al descenso en las precipitaciones y que el aumento en la temperatura constituye un alto riesgo para la transmisión eléctrica en el norte del país. Además, la disminución en vientos en el centro y sur del país podría tener algún impacto en la generación eólica en dicha zona (Palma-Behnke et al., 2021). Por tanto, es fundamental que el crecimiento de la capacidad de desalinización se encuentre alineado con el crecimiento del parque energético, y que se consideren, en la medida de lo posible, los efectos del cambio climático en dicho escenario. En este sentido, entender la complementariedad de nuestras fuentes renovables puede ser clave.

9.3 CONCLUSIONES

Los acoplamientos entre tecnologías de desalinización y fuentes de energía renovable son evidentes a la luz de una transición energética focalizada en alcanzar la carbono-neutralidad en un país de gran potencial de energías renovables, cerca de un centenar de veces superior a las necesidades proyectadas. Los requerimientos energéticos para la desalación son comparativamente menores al potencial total de

generación (en un factor cerca de quinientas a mil veces menor considerando el agua necesaria para la fabricación equivalente de hidrógeno).

A modo de ejemplo, utilizando nuestro parque solar actual (6.000 MW), se requeriría entre un 3,6% y un 10,7% de su producción de energía para abastecer el total de la capacidad existente de desalinización (8.535 l/s). Asimismo, es importante mencionar que esta estimación no toma en cuenta la impulsión de agua, la cual puede representar una parte importante del consumo energético de las desalinizadoras chilenas, especialmente en aquellas que se impulsa agua hacia la cordillera. Por otra parte, las reducciones de inyecciones de energía renovable (vertimiento) debido a congestiones en los sistemas de transmisión y problemas operaciones pueden aumentar este valor.

A lo anterior se suma que el cambio climático puede afectar algunas de las variables más relevantes para los proyectos de ER en Chile, impactando su producción (ejemplo reducción del recurso hídrico en la zona central). En este sentido, entender la complementariedad de nuestras fuentes renovables y el desarrollo del sistema interconectado nacional cobran especial relevancia.



SECCIÓN D
**ASPECTOS NORMATIVOS/
ADMINISTRATIVOS**



CAPÍTULO 10

NATURALEZA JURÍDICA DEL AGUA DESALINIZADA, TÍTULOS HABILITANTES PARA SU EXTRACCIÓN Y EVALUACIÓN AMBIENTAL

10.1 INTRODUCCIÓN

A pesar del aumento progresivo de la instalación de plantas desalinizadoras de agua de mar en los últimos años, **no existe una regulación específica** relativa a su extracción, proceso, tratamiento, distribución, así como sobre su uso por parte de actividades industriales, ni para consumo humano. En este capítulo se tratan en general aspectos normativos relativos al uso de agua desalinizada, y el proceso de obtención de esta nueva fuente de agua a través de la tecnología de la desalinización. Primero se incluye una revisión de la regulación actual para después tratar distintas brechas normativas y las indicaciones al proyecto de ley. Estos aspectos normativos generales son complementados con aspectos específicos como el ordenamiento territorial (Capítulo 11) y aspectos administrativos relacionados con el rol del estado y los privados en el desarrollo de este tipo de proyectos (Capítulo 12).

10.2 REGULACIÓN ACTUAL

Hasta ahora, **sólo existen** normas para obtener concesiones (de uso de porciones o “parcelas” de mar y/o de costa, pero no para extraer el agua) o autorizaciones (construcción de obras, servidumbres sobre terreno fiscal o particular) y, en su caso, sujeción a las certificaciones y/o verificación de calidad dependiendo del tipo de uso del agua que se produce (para consumo humano se aplican las NCh 409/1 Of.2005 y 409/2 Of.2005, o para el uso industrial, riego u otros usos la NCh 1333).

Respecto al ingreso al SEIA, no existe norma especial, pero la mayoría de los proyectos ingresan mediante una declaración de impacto ambiental o un estudio de impacto ambiental. La evaluación es muy diferente en ambos casos, especialmente en la calidad y cantidad de información que debe entregarse en los estudios de impacto ambiental. Además, sólo en ellos existe la obligación del titular del proyecto de hacer "seguimiento" de las variables ambientales en el tiempo. Además, cuando el proyecto ya está operativo, si las variables ambientales se han comportado de manera distinta a lo evaluado, se podría pedir la "revisión" de la resolución de calificación ambiental por el Servicio de Evaluación Ambiental de oficio, el titular y las comunidades afectadas. Esta revisión no procede respecto de las declaraciones de impacto ambiental. Además, la participación ciudadana es obligatoria sólo en los Estudios, mientras que en las declaraciones se debe solicitar a la autoridad y además, se deben cumplir varios otros requisitos. En ambos casos, declaraciones o estudios, se deberá acreditar la normativa vigente, que en este caso es muy escasa o deficiente.

10.3 BRECHAS NORMATIVAS

Considerando la normativa existente, para Rojas y Delpiano (2016, y vigente hasta hoy) quedan aún pendientes preguntas relativas a: 1) la ordenación territorial y uso de agua de mar; 2) la planificación estatal en construcción de obras hidráulicas e iniciativa privada en actividades económicas reguladas; 3) formas de garantía y/o cumplimiento de la cobertura del derecho humano al agua; 4) evaluación adecuada de los impactos ambientales de los proyectos; y 5) el régimen jurídico-institucional del agua de mar y del agua extraída.

Algunos de estos puntos se tratan en otros Capítulos de este informe. Los temas asociados a la ordenación territorial se tratan en el Capítulo 11. Los temas asociados al rol del Estado y la iniciativa privada se tratan en el Capítulo 12. Aspectos relacionados con temas asociados a uso de agua desalinizada como derecho humano al agua se tratan en Capítulo 8. En este capítulo en particular se tratan los aspectos de evaluación de impactos ambientales de proyecto (complementado con Capítulos 6 y 7) y el régimen jurídico-institucional del agua de mar y del agua extraída.

10.4 BRECHAS NORMATIVAS EN PROYECTO DE LEY SOBRE DESALINIZACIÓN

En este apartado se especifican observaciones a las indicaciones al proyecto de ley presentadas por el Gobierno de S. Piñera el 9 de marzo de 2022.

10.4.1 NATURALEZA JURÍDICA DEL AGUA DE MAR.

Dado que el agua de mar costera e incluso el fondo marino (dentro de las 200 millas marinas) forman parte del dominio público, resulta fácil concluir que **el agua de mar es un bien público.**

Esta naturaleza jurídica pública debiera traducirse en el **reconocimiento normativo, de un conjunto de potestades y obligaciones**, hasta ahora insuficientes, tanto para el Estado (como la protección, gestión, utilización directa o concesionada, inspección, sanción, e incluso recuperación o reversión por razones de utilidad pública etc.), como para los inversionistas (especialmente obligaciones ambientales y relacionadas al derecho humano al agua) y para todo ciudadano (defensa del bien público, ahorro en el consumo etc.)

Las indicaciones al proyecto de ley consideran el agua de mar como un bien nacional de uso público (art. 1º) y, además, en el proceso de otorgamiento de la concesión (*debería agregar "en su ejercicio y término*), la DGA tendrá presente el resguardo del interés público. ¿Qué se entiende por interés público en esta ley? Consiste en la priorización de las aguas desalinizadas para el consumo humano, el saneamiento y la preservación de los ecosistemas y el uso productivo sustentable (art. 4º). Esto coincide además con el nuevo art. 5 y 5 bis del Código de Aguas en virtud de la Ley Nº 21.435 del 6 de abril de 2022.

Esta priorización opera en el Código del Agua, por ejemplo, cuando hay dos o más solicitudes que compiten por el agua en un determinado sector; y acá, en las indicaciones al proyecto de Ley sobre desalinización, explica que la DGA en ciertos casos, pueda exigir a los titulares de concesiones para usos productivos, que entreguen un porcentaje para consumo humano.

10.4.2 TÍTULO PARA EXTRAER EL AGUA DE MAR

Como el uso privativo de alguna porción de costas, agua de mar y fondo marino, puede ser incompatible con otros usos, se requiere obtener un título administrativo para usar y aprovechar privativamente esos componentes (concesión que ya se solicita). Sin embargo, debería exigirse otra concesión para extraer el agua del mar y además, considerar qué exigir según el destino final del uso de dichas aguas. Así, si su finalidad es abastecer de agua potable a la población, a esa primera concesión de producción deberá sumarse una segunda concesión, pero de otro tipo: de servicio público.

Las indicaciones al proyecto de ley consideran una concesión otorgada por la DGA (cambio importante), para extraer agua que daría derecho además al uso del borde costero, por un plazo máximo de 30 años, renovable, onerosa y caducable. Ella puede transferirse, arrendarse etc., lo que implica un mercado de estas concesiones, con la sola **exigencia de informar** a la DGA como comunicación administrativa ante lo cual la Administración puede ejercer poder de veto o de subsanación (Rodríguez Font, 2003). En cambio, se requiere una autorización, si una planta destinada al consumo humano y/o saneamiento pasa a ser utilizada principalmente para actividades productivas. En síntesis, según el proyecto de ley, los cambios **entre usos productivos** no requieren autorización de la DGA sólo que se le informe con la limitación antes indicada.

10.4.3 NATURALEZA JURÍDICA DEL AGUA UNA VEZ EXTRAÍDA (DESALINIZADA O NO)

Sobre la naturaleza jurídica del agua ya extraída y desalinizada, en la actualidad, ella constituye un bien distinto del agua de mar, que deriva de la explotación que la concesión permite. Es un bien mueble que sometida a los procesos correspondientes, podrá ser destinada a consumo humano, uso industrial, riego etc. La pregunta que sigue es **¿se podría vender o comercializar? la respuesta no es clara:**

Por un lado, las indicaciones al proyecto de ley indican que el agua de mar es un bien nacional de uso público y luego que "Las concesiones que para estos fines otorgue el Estado **no entregan dominio alguno a su titular** sobre los bienes nacionales de uso público que pudieran comprenderse en la concesión, y sólo habilitan su uso y goce para las actividades propias de la concesión." (art. 1 incisos 1º y cuarto). Según esta norma, el titular no adquiere el dominio y sólo podría usarla para los fines de su concesión y consumirla en sus procesos. Sin embargo, como se trata de un producto nuevo, distinto al agua de mar, y no existe una norma que expresamente diga que sigue siendo bien nacional de uso público (como lo decía el proyecto de ley original), se podría interpretar que este producto (agua desalinizada) ya no es un bien de uso público, y ha pasado al dominio del titular de la concesión, quien podría entonces comercializarla.

10.4.4 OBLIGATORIEDAD DE INGRESAR AL SEIA

Existe consenso en incluir las plantas desalinizadoras con todos sus componentes en una letra específica del art. 10 de la Ley ambiental. Actualmente ingresan por las obras que comprende: acueductos (letra a) o los sistemas de agua potable (letra o).

La duda es si todas deben ingresar al SEIA o excluir las de menor capacidad. Por ejemplo, la Guía 2021 de DIRECTEMAR, considera evaluar ambientalmente plantas industriales con capacidad de producción mayor a los mil m³/día. En España es de 3 mil. Las indicaciones al proyecto de ley consideran el **ingreso obligatorio de los "proyectos para la extracción de agua de mar y/o desalinización", delegando a un Reglamento del MMA determinar umbrales de ingreso y requisitos (art. 17), lo que parece adecuado.**

10.4.5 REGULACIÓN DE ASPECTOS PARTICULARES, POR EJEMPLO, RESIDUOS, SEGUIMIENTO ETC.

Estos debieran quedar en principio, subsumidos en la **Resolución de Calificación Ambiental (RCA)** del proyecto. Sin embargo, hay al menos tres **problemas** que deberán ser asumidos por la autoridad ambiental en el reglamento o bien, que se imponga una solución a estos temas en el proyecto de ley: 1) sólo se exige "seguimiento" a los proyectos que ingresen mediante Estudio de Impacto Ambiental; 2) insuficiencia del D.S. 90 para regular parámetros asociados al proceso de desalinización (ver

Capítulo 3 sobre sustancias empleadas en pretratamiento)³⁷; y 3) la inexistencia de normas de calidad secundaria en bahías, importante y clave para evaluar los efectos de la captación y descarga de la salmuera y otras sustancias al mar.

Complementariamente, de acuerdo con lo presentado en el Capítulo 6 para delimitar el Área de Influencia (AI) de una descarga de salmuera, se compara la salinidad modelada con límites máximos admisibles. En Chile no existen criterios normativos que definan estos límites y, en concordancia con el Reglamento del SEA (MMA, 2014; Art.11), se recurre a normas internacionales para definirlos (ver más detalles en Capítulo 6).

10.5 CONCLUSIONES

Considerando la regulación existente y las indicaciones realizadas al proyecto de ley, identificamos las siguientes recomendaciones. Definir magnitud para ingreso de proyectos al SEIA y cómo se evaluarán proyectos que no estén obligados a ingresar. Sugerir una norma exigente en el SEIA, mientras no tengamos normas de calidad en las bahías, debería ser aplicable a las declaraciones y Estudios de impacto ambiental. Se requiere una norma que exija a todos los proyectos que ingresen al SEIA, realizar línea de base, modelaciones y monitoreos; pues en la actualidad el seguimiento sólo se exige en los estudios de impacto ambiental. Sugerir qué otras Guías podrían actualizarse o crearse (en el Ministerio del Medio Ambiente) para la evaluación y seguimiento de proyectos. Sugerir qué cambios son necesarios en el D.S. 90.

37 De acuerdo con la literatura revisada, algunos de los compuestos empleados en el pretratamiento que posteriormente se descargan en el flujo de rechazo son: coagulantes (sales férricas, sales de aluminio, polielectrolitos, entre otros), biocidas (principalmente compuestos clorados), controladores de cloro (bisulfitos), antincrustantes (ácidos poliacrílicos, ácidos carboxílicos, ácidos polimaleicos, organofosfatos, polifosfatos, fosfonatos, polímeros aniónicos, y otros polímeros industriales) para carbonatos, sulfatos y otras sales en la membrana, y finalmente inhibidores de corrosión. El D.S. 90 incluye aluminio, cloruros, fósforo total, hierro, pH, temperatura, sólidos suspendidos totales, sulfatos y sulfuros dentro de la definición de fuente emisora. Sin embargo, dentro de los límites máximos para la descarga a cuerpos de agua marinos no están incluidos los sulfatos que pueden resultar de la reacción de bisulfito sódico con oxígeno. Fuera de la zona de protección litoral, no están incluidos cloruros, fósforo, hierro ni sulfatos.



CAPÍTULO 11

PLANIFICACIÓN TERRITORIAL / COSTERA

11.1 INTRODUCCIÓN

La planificación territorial en Chile está destinada a ordenar y planificar el territorio urbano y rural definiendo los usos del suelo en los asentamientos humanos por medio de instrumentos de planificación. Las plantas desalinizadoras localizadas en la zona costera deben cumplir ciertas condiciones establecidas por los instrumentos de planificación territorial (IPT) para las infraestructuras sanitarias, aunque existen brechas considerables y desafíos, sobre todo desde la perspectiva de un uso sustentable de la costa, aspectos que se abordarán en este capítulo.

Desde los aspectos netamente **territoriales**, los principales problemas a enfrentar en Chile son:

- a. La localización y emplazamiento:** Las plantas desalinizadoras no necesariamente se ubican en zona costera, pero cuando se localizan en ella, todos los requerimientos territoriales establecidos se enmarcan en el espacio físico que es jurisdicción de la Autoridad Marítima y requieren de una concesión para su operación. Este espacio físico va desde la línea de playa a los 80 metros de ancho medidos desde la costa u orilla de mar, riberas de lagos o de ríos navegables hacia tierra firme y caletas, hasta una distancia de 12 millas náuticas medidas desde la línea de la más baja marea (D.F.L.(M.) N°292, 1953, Artículo 6°). En su ubicación en el borde costero, las plantas podrían presentar los típicos impactos ambientales relacionados a las infraestructuras energéticas, como el potencial daño a los ecosistemas y paisajes costeros en su riqueza biológica y turismo. Por ejemplo, los humedales se ven afectados por el estrés salino, debiendo recuperarse mediante procesos de restauración (Huang et al., 2021). En los asentamientos humanos, la concentración de instalaciones industria-

les podría eventualmente perpetuar la falta de mixtura de usos de suelo, impidiendo a los municipios reconvertir el suelo industrial, debido a que ya se ha planteado como un destino apropiado para las termoeléctricas que se cierran por el Plan de descarbonización (Utreras, 2022; Reporte sostenible, 2020). También, el área requerida para una planta desalinizadora por ósmosis inversa es de unos 10.000 m² por lo general (Sadhvani, Veza & Santana, 2005), la que instalada en zonas bajas, impediría el uso y acceso público de una gran proporción de la costa. Este aspecto sí es regulado en otros países, destacando el California Coastal Act en California, Estados Unidos.

Desde la ciencia, ya se han desarrollado ejercicios metodológicos para la localización óptima o la definición de áreas prioritarias de localización con evaluación multicriterio para la construcción y operación de plantas desalinizadoras en Chile, llegando a determinar que sólo el 4,54% del territorio está calificado como altamente apto para su localización de un total de 114.450 km² (García-Bartolomei, et al., 2022).

- b. La demanda por energía:** Debido al alto requerimiento de energía utilizada en el proceso de desalinización, el uso de energías no renovables tiene un impacto indirecto en el medio ambiente. Por otro lado, el acceso a energías renovables cercanas, como campos eólicos o solares puede impactar grandes extensiones de terrenos y demandar presupuestos excesivos (ver Capítulo 9).
- c. La descarga en la cuenca:** En la gestión y disposición del concentrado (salmuera y metales pesados), preocupan los posibles cambios en la economía local, servicios ecosistémicos y en la biodiversidad con consecuencias socio-territoriales en zonas bajas de las cuencas. La descarga puede crear afectaciones en los humedales costeros, la actividad pesquera y el turismo, impactando, por ende, a las comunidades (Rodríguez & Reul, 2010; Huang et al., 2021). Pese a esto, existen ejemplos de medidas de mitigación para minimizar los impactos ambientales del manejo de las descargas, tales como las implementadas exitosamente en España (Sola et al., 2020). Se recomienda revisar en profundidad el Capítulo 7, que trata las evidencias de las descargas de los efluentes en los sistemas socioecológicos, las cuales pueden ser desde inofensivas a significantes. De todas formas, sigue existiendo una brecha importante de información sobre los potenciales impactos en los asentamientos costeros y en sus vocaciones territoriales, es decir, en los aspectos que aborda la planificación territorial.

11.2 INSTRUMENTOS DE PLANIFICACIÓN TERRITORIAL

En los aspectos referentes a la localización geográfica de las plantas desalinizadoras en interacción con los usos de suelo, los principales instrumentos de planificación que existen para determinar la ubicación y emplazamiento de estos proyectos aún no funcionan de manera coordinada, existiendo algunas limitaciones que se abordarán a continuación:

- a. Los **Instrumentos de Planificación Territorial (IPT)** tales como los planes reguladores comunales, seccionales, intercomunales y metropolitanos:
- i) Determinan los usos de suelo (Residencial, Equipamiento, Actividades Productivas, Infraestructura, Espacio Público, Área Verde), pero solo dentro de los límites urbanos. El tipo de uso de suelo reconocido para las plantas desalinizadoras es el de “infraestructura sanitaria” y “actividad productiva”. Si son identificadas como inofensivas, pueden instalarse también en zonas que permitan equipamiento inofensivo.
 - ii) Permiten, en caso de una edificación en un área sensible de la costa, determinar un área especial de restricción, las que se definen como áreas planificadas que, en razón de su especial destino o naturaleza, están sujetas a restricciones de diverso grado en cuanto a su urbanización y edificación.
 - iii) En caso de que se logre la declaración de un humedal urbano, todo IPT deberá incluirlos en calidad de área de valor natural, para efectos de establecer las condiciones bajo las que deberán otorgarse los permisos de urbanizaciones o construcciones que se desarrollen en ellos. Hasta ahora, se han reconocido 90 humedales³⁸ (MMA, 2022).
- b. El **Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental (SEIA)**, donde el gobierno regional, las municipalidades y la autoridad marítima deben pronunciarse sobre la compatibilidad territorial del proyecto (urbana y rural). Considerando que los Planes Regionales de Ordenamiento Territorial (PROT) no están vigentes aún, el análisis se limita a revisar los IPT vigentes, incluyendo la Estrategia de Desarrollo Regional vigente. Para el caso de plantas de desalinización de tipo sanitario se entiende admitido por la norma específica de la Superintendencia de Servicios Sanitarios como planta de agua potable (SISS, Ley 18902). En cambio, para plantas de desalinización de uso industrial, se requiere de una zonificación específica dentro del límite urbano y fuera de éste puede acogerse mediante un Informe de Factibilidad para Construcciones Ajenas a la Agricultura³⁹ (SAG, 2020).
- c. Las **normas que regulan las áreas protegidas**, incluyendo especialmente las áreas Marinas Costeras Protegidas de múltiples usos, Zonas Ramsar, Espacios Costeros Marinos de los Pueblos Originarios y Humedales Urbanos en áreas costeras dentro de límites urbanos. Sin embargo, esta normativa generalmente no contiene prohibiciones a actividades o bien, los planes de manejo no están elaborados. Además, estas normas no están debidamente integradas con los IPT ni con la zonificación borde costero. Otras áreas que no son protegidas pero podrían ser consideradas como limitantes de localización son las AMERB (Áreas de Manejo y Explotación de Recursos Bentónicos) en las cuales se otorgan derechos de uso o explotación exclusiva sobre los recursos bentónicos (invertebrados bentónicos y algas), presentes en sectores geográficos previamente delimitados y autorizados por el Servicio Nacional de Pesca.

³⁸ <https://humedaleschile.mma.gob.cl/humedales-urbanos/>

³⁹ <https://www.sag.gob.cl/ambitos-de-accion/informe-de-factibilidad-para-construcciones-ajenas-la-agricultura-en-area-rural-ifc>

- d. Las **normas que regulan el pronunciamiento de la Comisión de Zonificación del Uso del Borde Costero** que tienen por objeto establecer sus múltiples usos. Sin embargo, este proceso ha demostrado baja incidencia, ya que plantea zonificaciones a gran escala o microzonificaciones con alcance limitado y no acordes al desarrollo real (Skewes, 2017). Desde la justicia ambiental territorial, Hervé (2010) plantea que al decidir la zonificación, se debe evitar concentrar usos similares e instalar cerca proyectos incompatibles.
- e. Las **normas para obtener una concesión marítima** están consideradas en el D.S. N° 2 de 2005, Reglamento que debe implementar el Ministerio de Defensa Nacional, a través de la Subsecretaría para las Fuerzas Armadas, el cual será sustituido por un nuevo reglamento en elaboración⁴⁰ (Ministerio de Defensa Nacional, S.f). Sin embargo, la experiencia ha demostrado que estos condicionamientos no han sido suficientes para la protección de las zonas costeras y no se complementan con las exigencias establecidas por los IPT.

11.3 CONCLUSIONES

Considerando las limitaciones de los instrumentos identificados más arriba, en Chile todavía no existen o funcionan de manera coordinada, IPTs precisos para determinar una ubicación adecuada y sustentable de las plantas desalinizadoras en el territorio nacional, considerando factores sociales y ambientales, así como sus efectos acumulativos y sinérgicos en su paisaje y biodiversidad. A esto se suma una falta de visión del territorio en su conjunto, y una reflexión sobre los posibles impactos que este tipo de proyectos puede tener sobre el desarrollo de los asentamientos humanos. Además, existe desconocimiento del marco jurídico administrativo, más una falta de integración y coordinación intersectorial. Según esto, se identificaron las siguientes brechas de gestión, brechas de información y brechas normativas:

BRECHAS DE GESTIÓN

Se requiere una actualización más rápida de los IPT en las comunas costeras y que sus condiciones sean consideradas en los procesos de aprobación de las concesiones marítimas. Además, se debe realizar el traspaso de competencias de los PROT a las regiones para que los PROT ya elaborados puedan ser implementados o se empiecen a confeccionar. Otro aspecto importante a considerar es la actualización de los mapas de riesgos o de amenazas en las zonas donde se instalarán las futuras plantas desalinizadoras ya que, en caso de ser la fuente principal de agua potable para los asentamientos, éstos se considerarán infraestructura crítica.

Por otro lado, se deben re-evaluar la escala, las competencias y compatibilidades de las Zonificaciones de Usos del Borde Costero, para incorporar lineamientos respecto a la instalación de plantas desalinizadoras. Finalmente, las evaluaciones deben conside-

⁴⁰ <https://www.defensa.cl/tramites/asuntos-maritimos/nuevo-reglamento-de-concesiones-maritimas/>

rar impactos directos e indirectos de los proyectos, como también la evaluación comparativa o complementaria con acciones de conservación y/o reutilización de agua.

BRECHAS NORMATIVAS

Se requieren reglas legales claras, para determinar la localización de estos proyectos, considerando la gran cantidad de instrumentos aplicables y así evitar la concentración excesiva de instalaciones, incorporando principios de justicia ambiental y equidad territorial, como el no concentrar usos similares o no permitir que se acepten usos incompatibles. Por ejemplo, al observar el mapa de Región de Atacama (Figura 11.1) se visualiza como convergen plantas desalinizadoras con áreas para la acuicultura, áreas de manejo y protección de recursos bentónicos, y áreas marinas protegidas.

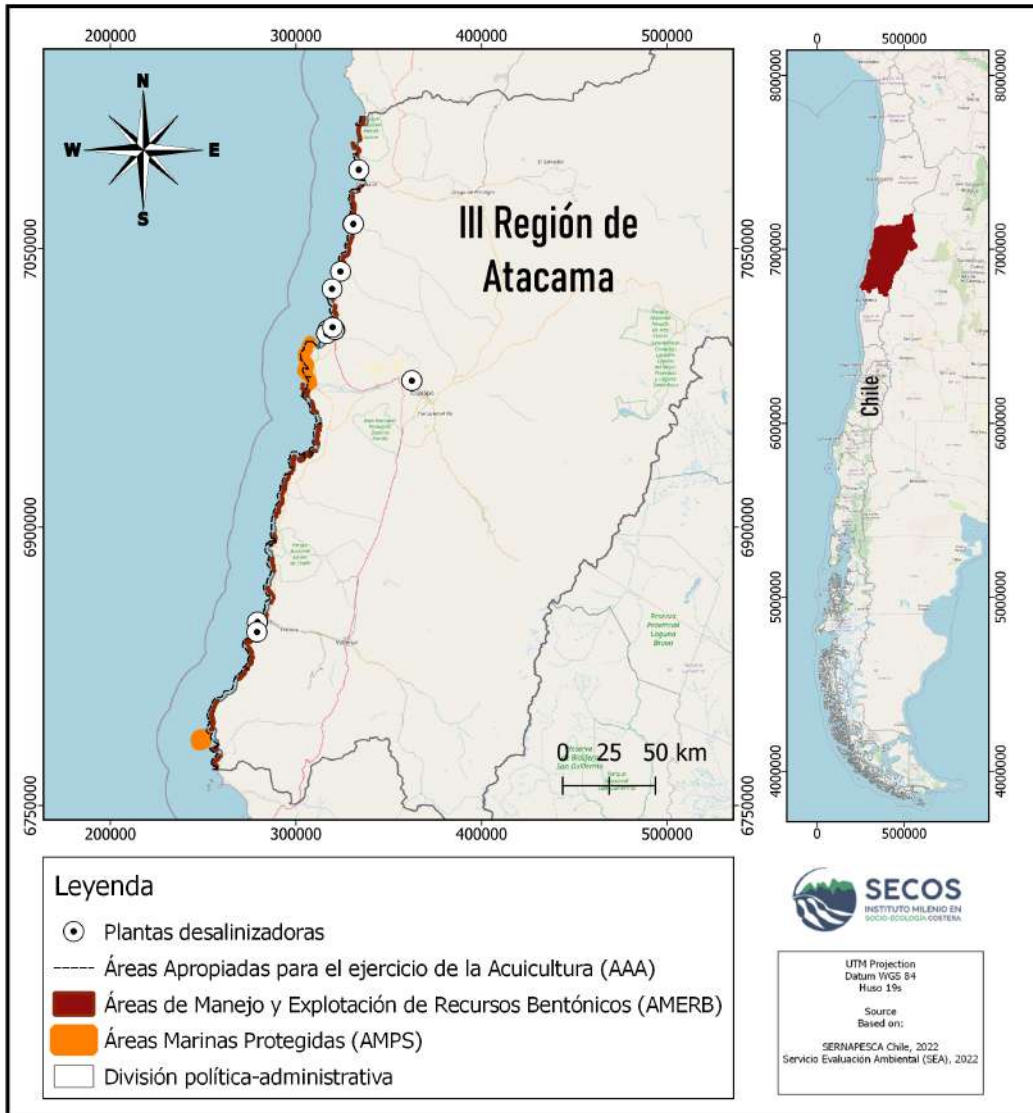


Tabla 11.1.
Plantas desalinizadoras en la Región de Atacama.

Fuente: Instituto Milenio en Socio-Ecología Costera SECOS, 2022 (gentileza Dra. Laura Farías).

Se requiere una regulación específica o una política pública para el “uso sustentable” de la zona costera, definida en la ley Marco de Cambio Climático como el espacio o interfase dinámica de anchura variable dependiendo de las características geográficas donde interactúan los ecosistemas terrestres con los acuáticos, ya sean marinos o continentales (art. 3) o zona marítimo-terrestre, y no limitarse al borde costero. Hay ejemplos a seguir, como ocurre en EEUU con la “California Coastal Act” -ley aprobada en 1976- que regula la zona costera con un permiso especial, denominado “coastal development permit” (California Coastal Commission, 2022).

Esta ley indica que las actividades proyectadas en la zona costera deben ser sometidas a la comisión, la cual evalúa los posibles impactos a través de procesos participativos que incluyen la visión de la ciencia y las comunidades costeras. Regulaciones similares se encuentran también en Australia e Israel (Alterman y Pellach, 2021). Por tanto, esto es una oportunidad en la discusión del proyecto ley sobre el uso de agua de mar para la desalinización (Boletín 11.608-09) que actualmente no incluye criterios de localización específicos ni la forma en que se evaluarán los impactos de estos proyectos, sino que deja este importante tema a las normas vigentes que regulan los bienes públicos y la respectiva zonificación dispuesta en los IPT y la zonificación del borde costero. El proyecto de ley indica que debe elaborar una Estrategia Nacional de Desalinización que considere los siguientes instrumentos: IPT; Política Nacional de Ordenamiento Territorial; Zonificaciones de Borde Costero; Políticas, planes, programas e instrumentos de gestión ambiental y de cambio climático; Instrumentos de gestión del riesgo de desastres aplicables al borde costeros, y otros instrumentos normativos o regulatorios pertinentes.

Entonces, se necesitan criterios de localización, para así mejorar su integración con los IPT, o modificaciones a la Ley de Urbanismo y Construcción o avanzar en una ley de costas que delimita la zona costera más allá de los 80 metros⁴¹. Por supuesto es muy relevante la discusión si esta zona solo corresponde a los límites del dominio público. En específico respecto de la ley sobre el uso de agua de mar para la desalinización (Boletín 11.608-09) se observa que el reglamento será expedido por el Ministerio de Obras Públicas, Ministerio del Medio Ambiente y también el Ministerio de Vivienda y Urbanismo. En este reglamento se determinarán los criterios, requisitos, condiciones, antecedentes y exigencias en el sistema de evaluación de los proyectos.

Se requiere que la futura ley sobre Servicio de Biodiversidad y Áreas Protegidas considere reglas especiales para velar por los potenciales impactos de este tipo de proyectos o similares, en la biodiversidad de ecosistemas *protegidos*, especialmente en áreas marinas costeras.

Por último, hay que mejorar la regulación de los PROT en cuanto a en qué aspectos serán vinculantes. Hasta ahora lo son para establecer las condiciones que se deberán exigir a los proyectos de actividades productivas e infraestructura que se ubiquen en zonas no declaradas para ese tipo de uso como preferente.

⁴¹ Ver <https://www.observatoriodelacosta.cl/>

BRECHAS DE INFORMACIÓN (ESTUDIOS Y EVALUACIÓN DE IMPACTO)

Se necesitan estudios que analicen las zonas planificadas por los IPT vigentes en las áreas donde operan las actuales plantas desalinizadoras, así como verificar si son zonas de equipamiento, zonas de equipamiento especial u otras. Además, los impactos ambientales de las plantas desalinizadoras operativas en comunidades y territorios deben poner especial énfasis en: 1) impactos socio ambientales de la fase de construcción e implementación 2) impactos socio ambientales derivados de la operación y disposición final de los residuos de salmuera y metales pesados en ecosistemas marinos, paisajes costeros-marinos y humedales costeros. Por otro lado, se debe estudiar la potencial pérdida de competitividad de los asentamientos costeros por efecto de cambios en la actividad turística y pesquera, que puede verse afectada por la salmuera y otros metales pesados en las emisiones, por la temperatura de la descarga y por las especies que son succionadas (ver Capítulo 7). Atención se debe prestar a los posibles impactos que puede generar el acceso al agua desalinizada en zonas que anteriormente no tenían el recurso. Esta disponibilidad debe ir acompañada de una planificación en el territorio ya que puede impulsar el desarrollo de asentamientos humanos y por ende, generar otros impactos en el uso de suelo.

Se deben estudiar también los posibles impactos sobre áreas de alto valor para la Conservación (Sitios Prioritarios actualizados), los impactos en cambios de alimentación en hogares y de cultivos y productos agrícolas por efecto del consumo de agua desalinizada (ver Capítulo 8), y la demanda de energía versus abastecimiento de agua (ver Capítulo 9). También, será relevante contar con estudios de amenazas naturales recurrentes y eventos extremos derivados del cambio climático, sobre el emplazamiento y funcionamiento de plantas desalinizadoras⁴².

Finalmente, existen posibles sinergias y oportunidades, como el desarrollo de agua potable rural a partir de pequeñas plantas en asentamientos rurales con escasez hídrica, la posibilidad de planificar el uso público de agua desalinizada en infraestructura verde-azul para las ciudades, y crear una mejor gobernanza para las zonas marítimas-terrestres y/o zona costera.

⁴² Este es un punto que de acuerdo a lo establecido en la Ley Marco de Cambio Climático, todo proyecto de inversión va a necesitar considerar como parte de su proceso de evaluación de impactos ambientales.



CAPÍTULO 12

FINANCIAMIENTO Y MODELO DE NEGOCIOS

En este capítulo se presenta una discusión de las alternativas para el financiamiento del desarrollo proyectos de desalinización. En la primera sección se discute el tipo de proyectos desde la perspectiva de la financiación. Luego se presenta una acotada revisión de la experiencia internacional para este tipo de proyectos. Posteriormente se discute el contexto regulatorio nacional relevante para la desalinización y por último se concluye con recomendaciones.

12.1 FINANCIAMIENTO Y DEMANDA POR AGUA DESALINIZADA

El financiamiento de la construcción y operación de instalaciones de desalinización puede darse en un contexto de inversiones privadas (e.g. la minería o el turismo), de proyectos de interés público (e.g. agua potable) o mixto como pueden ser las desalinizadoras multipropósito. En el primer caso el que asume el riesgo de la inversión es un inversionista privado, en el segundo una agencia o empresa del estado y en el último depende de los acuerdos previos establecidos entre los actores involucrados. En todos estos casos el financiamiento puede venir de un banco u otras instituciones financieras nacionales o internacionales. El primer caso no es significativamente distinto a otras inversiones y el modelo de negocio puede estar basado en contratos de largo plazo para la provisión de agua desalinizada. Además de normativas que aplican a otros proyectos (e.g. ambiental, concesión marina), las regulaciones deben ser claras para dar seguridad jurídica (ver Capítulo 10) y reducir los riesgos (Alvez et al., 2020) y de esta forma promover su desarrollo. Los proyectos de interés público pueden usar financiamiento público, privado o mixto, dependiendo del modelo regulatorio utilizado.

12.2 EXPERIENCIA INTERNACIONAL

Tradicionalmente, el financiamiento del costo de capital de grandes obras de infraestructura hidráulica la realizan los gobiernos a través de deuda, que luego pagan a través de la recaudación vía tarifas y cobros por agua (Greer 2020). Sin embargo, debido al aumento de costos de construcción y al complejo escenario fiscal para los gobiernos, muchos han buscado innovar en el financiamiento de grandes proyectos de infraestructura, principalmente a través de sistemas de concesiones (PPP, public-private partnerships).

Los PPP han ganado popularidad durante las últimas dos décadas, aunque aún representan una proporción menor, 1% a 3%, del total de proyectos de infraestructura, con foco en el sector transporte y vivienda (Greer et al., 2021).

La desalinización es una industria donde se ha utilizado el financiamiento a través de concesiones. Greer et al. (2021) analizó una base de datos global para explorar la variación temporal y geográfica de las concesiones, así como el esquema específico de concesión utilizado. Del total de 21.729 proyectos de desalinización analizados, un 2,66% se financiaron a través de concesiones, donde predominan los esquemas BOO (Build, Own, Operate) y BOT (Build, Operate, Transfer). Wolfs & Woodroffe (2001) proponen un marco para estructurar y financiar proyectos de desalinización a través de esquemas BOO (Build, Own, Operate) y BOT.

Greer et al. (2021) enfatizan la idea de que los esquemas de concesiones deben diseñarse a la medida de cada proyecto, objetivos y preferencias con respecto al riesgo. En el caso de Israel, se consideró que el esquema BOT con concesiones a 25 años es efectivo para distribuir el riesgo entre el Estado y el sector privado. En ese caso, el Estado asegura que toda el agua desalinizada producida es comprada por una entidad estatal (Mekorot), aunque esta no sea necesaria. En particular, se acuerda un precio fijo en función de la capacidad de la planta desalinizadora y un precio variable sujeto al volumen de agua desalinizada que efectivamente es producido (Bismuth et al., 2016). El proceso de planificación de la desalinización en Israel se describe en detalle en Dreizin et al. (2008) y en Bismuth et al. (2016).

Para el caso de agua potable, Crookes (2018) encontró que la desalinización es una alternativa costo-efectiva para abordar la escasez hídrica en Cape Town, y que incluso podría resultar en una reducción de tarifas para todos los tipos de usuarios, particularmente bajo un esquema progresivo por bloques (IBT, increasing block tariffs) que tome en cuenta la escasez.

En el caso de Australia, la viabilidad financiera de la desalinización depende de la posibilidad de contar con una red de infraestructura y con institucionalidad que permita transferencias de agua (físicas o virtuales) entre distintos usuarios (Porter et al., 2015). Además, sería clave el desarrollo modular de estas plantas, expandiendo la capacidad en etapas a medida que se hace necesario. Así, el costo medio de largo plazo de la desalinización resulta menor que el de la alternativa de embalses, permitiendo postergar la necesidad de grandes presas (Porter et al., 2015) y reduciendo el riesgo de sobredimensionamiento por efectos de una menor precipitación futura. Naturalmente

por ser una medida estructural (ver sección 4.2 de este informe), la desalinización implica una mayor rigidez financiera y un mayor riesgo de no recuperar la inversión.

12.3 CONTEXTO REGULATORIO NACIONAL

Actualmente en Chile son dos los marcos regulatorios más relevantes para el financiamiento de proyectos de interés público. Por una parte, están las concesiones a cargo del Ministerio de Obras Públicas que financia todo tipo de obras desde puertos, puentes, embalses y que en este caso trabaja en forma coordinada con la Dirección de Obras Hidráulicas. El sistema de concesiones se basa en la idea de que parte del financiamiento de las obras se recupera con las ventas de servicios que estas generarán.

Por otra parte, en el contexto regulatorio de las empresas sanitarias estas deben realizar obras como parte de su plan de desarrollo para asegurar la provisión de agua potable a sus clientes. Este plan y sus obras debe ser visado por la Superintendencia de Servicios Sanitarios (SISS), y pueden ser incorporados a las tarifas.

Esto abre la discusión respecto de hasta qué punto debe ser el cliente quien cubra los costos de inversión y operación de las plantas. En el caso de los clientes urbanos existe un subsidio para hogares de bajos recursos, por lo que la pregunta es si otros hogares, de mayores ingresos, debieran cubrir estos costos o debieran ser subsidiados. En el caso de los hogares rurales atendidos por Sistemas Sanitarios Rurales (SSR), se debe resolver quién debiera cubrir el mayor costo de operación, el estado o los hogares por sobre un nivel de ingresos.

El agua de mar se caracteriza por ser extremadamente abundante (no rivalidad) y de acceso abierto. Estas dos condiciones sugieren que su extracción no debiera limitarse. Sin embargo, el proceso de extracción, desalinización y posterior conducción puede tener efectos no deseados en el medio ambiente costero afectando sus ecosistemas y asentamientos humanos, si no se realiza de forma adecuada. Es decir, estas variables debieran ser la base para planificar y regular su desarrollo (ver Capítulos anteriores).

Otra consideración importante es que una vez previstas las limitantes socio-ambientales se debe tener en cuenta la verdadera demanda existente por este recurso (agua desalinizada) por parte de los distintos usos. Esta demanda tiene requisitos diversos en cuanto a calidad, oportunidad y ubicación, que además son distintos en las diferentes zonas del país (ver Capítulo 4).

Respecto del proyecto de ley sobre desalinización (Boletín N° 11.608-09) se debe mencionar que deja fuera la regulación de extracción de agua de mar para otros fines y se concentra en la provisión de agua desalada a partir de concesiones entregadas por la DGA y el desarrollo de una estrategia nacional y regionales. Como se discutió antes no parece razonable limitar el uso del agua de mar dada su característica de bien público. No obstante, la propuesta de concesiones podría tener un rol de coordinación y ordenamiento de las iniciativas. Por una parte, podría dar un marco más claro y expedito para el desarrollo de proyectos al reducir la incertidumbre del proceso, pero por otro estaría agregando pasos administrativos que podrían retrasar su desarrollo.

Otra debilidad del proyecto de ley, es la falta de claridad respecto de la propiedad

del agua desalinizada. Si esta no queda bien definida (ver sección 10.3.3) la inversión privada podría verse reducida.

12.4 CONCLUSIONES

Tomando en cuenta la experiencia internacional y el contexto regulatorio nacional, se proponen las siguientes recomendaciones. Estimar adecuadamente las demandas por agua desalinizada, considerando las demandas de agua en cada cuenca y las fuentes alternativas más económicas. Esto requiere un enfoque sistémico a nivel de cuencas e incluso un enfoque regional multi-cuencas. Ajustar el marco regulatorio actual para el desarrollo de inversiones con financiamiento del estado que permita múltiples propósitos. Dar certeza jurídica a la propiedad del agua desalinizada, para incentivar el desarrollo, lo que para algunos se lograría dando la propiedad del agua desalinizada y que para otros, en cambio, sería complejo, por los conflictos similares que existen respecto a la propiedad de las aguas servidas tratadas (lo que es materia del proyecto de Ley discutido en este informe).

SECCIÓN D
**SÍNTESIS Y
RECOMENDACIONES**



CAPÍTULO 13

RECOMENDACIONES GENERALES

En los capítulos anteriores se han entregado antecedentes que dan cuenta de las oportunidades, desafíos y brechas respecto del desarrollo de la desalinización en Chile. A continuación, se entregan una serie de recomendaciones al respecto.

Lograr la seguridad hídrica, en relación con los impactos del cambio climático es uno de los desafíos que se ha impuesto en todos los compromisos de Chile en esta materia desde la Ley Marco de Cambio Climático, la ECLP y la NDC. **La desalinización debe ser considerada dentro de las opciones que se estudien para lograr el desafío de la seguridad hídrica.** En base a la experiencia comparada con países donde la desalinización tiene un mayor desarrollo, se puede señalar que incorporar la desalinización puede tener distintos objetivos ya sea para un uso permanente entregando una fracción del agua requerida por el sistema o como respaldo para enfrentar los periodos de mayor escasez. Su objetivo de uso debería ser evaluado caso a caso.

La desalinización debe ser considerada como parte del sistema de gestión del agua a nivel de cuenca y no como un sistema independiente, con el fin de apuntar hacia una gestión integrada del agua en su globalidad. En este sentido la desalinización como medida de adaptación debería ir acompañada de otras medidas de gestión orientadas a la reducción de la demanda. Esta opción debe ser considerada dentro de las múltiples opciones existentes (en este caso dentro de las opciones que apuntan a aumentar la disponibilidad de agua) para lograr la seguridad hídrica tomando una perspectiva integral a escala de cuenca. **En este sentido su estudio debe ser considerado en el Plan de Adaptación de Recursos Hídricos y los Planes Estratégicos de Recursos Hídricos de las cuencas del país. Complementario a lo anterior se recomienda su estudio a través de una Política Nacional de Desalinización.** La desalinización también puede aportar a la estrategia de reducción de emisiones de gases de efecto invernadero ayudando el desarrollo de distintas estrategias de mitigación, entre otros de la estrategia de desarrollo de Hidrógeno Verde.

Para incentivar el desarrollo de esta estrategia se debe dar certeza jurídica a la propiedad del agua desalinizada, lo que para algunos se lograría dando la propiedad del agua desalinizada y que para otros, en cambio, sería complejo, por los conflictos similares que existen respecto a la propiedad de las aguas servidas tratadas (lo que es materia del proyecto de Ley discutido en este informe) (materia del proyecto de Ley que se discute en la siguiente sección). Se debe también ajustar el marco regulatorio actual para el desarrollo de inversiones con financiamiento del estado que permita múltiples propósitos.

Para poder desarrollar esta tecnología de manera sustentable se deben, sin embargo, resolver una serie de desafíos. Algunos de estos son transversales al desarrollo de distintos tipos de proyectos productivos, mientras que otros son desafíos específicos a esta tecnología en particular.

Dentro de los desafíos transversales está el **correcto uso del territorio en zonas costeras**⁴³. Al respecto se requiere una regulación específica o una política pública, con criterios de localización y de justicia ambiental, para el uso sustentable de la zona costera (unidad no definida por nuestra normativa) o zona marítimo-terrestre, como ocurre en EEUU con la Ley de Costas (1976), la California Coastal Act, que regula la zona costera con un permiso especial, denominado “coastal -development permit”, donde este tipo de actividades debe ser sometida a la comisión costera, la cual evalúa los impactos derivados a través de procesos participativos que incluyen la visión de la ciencia y las comunidades costeras. Regulaciones similares se encuentran también en Australia e Israel. Adicionalmente considerando los instrumentos actualmente en operación en Chile se recomienda:

- Actualizar los Instrumentos de Planificación Territorial (IPTs) más rápidamente en las comunas costeras y considerar sus condiciones en los procesos de aprobación de las concesiones marítimas.
- Realizar el traspaso de competencias de los Planes Regionales de Ordenamiento Territorial (PROT) a las regiones para que los PROT ya elaborados puedan ser implementados o se empiecen a confeccionar
- Mejorar la regulación de los PROT en cuanto a en qué aspectos serán vinculantes. Hasta ahora lo son para establecer las condiciones que se deberán exigir a los proyectos de actividades productivas e infraestructura que se ubiquen en zonas no declaradas para ese tipo de uso como preferente.
- Actualizar los mapas de riesgos o de amenazas en las zonas donde se instalarán las futuras plantas desalinizadoras.
- Re-evaluar la escala, las competencias y compatibilidades de las Zonificaciones de Usos del Borde Costero, para incorporar lineamientos respecto a la instalación de plantas desalinizadoras.

Aparte de este desafío transversal se pueden destacar un conjunto de otros desafíos específicos para los cuales se proponen una serie de recomendaciones.

⁴³ Pese a que la desalinización no necesariamente se tiene que desarrollar en la zona costera, el uso más común actualmente es éste.

El agua desalinizada tiene potencialmente múltiples destinos. En particular el **uso de agua desalinizada como fuente de agua potable** ha ido creciendo en el tiempo. Satisfacer las necesidades de agua potable y saneamiento de la población es una prioridad en Chile en comparación con la satisfacción de necesidades de agua para usos productivos. Sin embargo, se requiere resolver una serie de desafíos respecto del uso de agua desalinizada para cubrir esta necesidad para lo cual se recomienda:

- Fortalecer los estándares de calidad de agua potable proveniente de aguas desalinizadas, aumentando la resolución de la instrumentación de análisis para alcanzar los Límites de Detección del Método (LDM) para aplicar normas de calidad y asegurar que las aguas desalinizadas contienen todos los elementos propios del agua potable. Incluir concentraciones mínimas de sales y compuestos químicos necesarios para la salud en la norma de calidad del agua potable, incluyendo la dureza total y el calcio, tanto para el agua desalinizada como para toda provisión de agua potable.
- Vigilar los problemas de salud asociadas a la exposición al agua desalinizada tanto de corto como de largo plazo.
- Incorporar normativa con requerimiento de monitoreo ambiental a nivel doméstico-comunitario del agua desalinizada en la NCh409/1.Of2005, incorporando Encuesta SISS que permita mejora continua del servicio entregado.
- Considerar el derecho humano al agua y el saneamiento en las tarifas de agua potable proveniente de la desalinización para asegurar la accesibilidad y evitar que las poblaciones vulnerables tengan cobros superiores debido al aumento de costos que signifique la desalinización.

Por otra parte, siendo el agua un bien común natural, calificado como bien nacional de uso público, parece recomendable que el **uso preferente** de las fuentes naturales, cuando estén disponibles, sea el consumo humano y que, por lo tanto, la desalinización tienda a sustituir o complementar otros usos. Por lo mismo, parece importante que cuando se autorice el uso del agua de mar para desalinizar, se considere la **posible liberación de los derechos de aguas** para el consumo humano (a modo de compensación) o en casos calificados que un porcentaje del volumen de agua desalinizada se destine a asegurar el consumo humano.

Otro de los posibles usos del agua desalinizada es la **recarga de acuíferos o para la restauración de cuerpos de agua degradados**. Al respecto cabe señalar la necesidad de analizar cuidadosamente el medio y los ecosistemas para que el contraste de composición fisicoquímica con la masa de agua receptora no genere interacciones no deseadas en el medio. Las zonas donde ocurre la mezcla de aguas con características muy diferentes son químicamente activas y generan cambios importantes (pH, salinidad, composición iónica) tanto en la composición del agua como en el medio físico y ecológico.

La evidencia internacional y nacional destaca una serie de **impactos posibles asociados al desarrollo de los proyectos de desalinización** tanto en su etapa de construcción como en su etapa de operación. Estos impactos se asocian a la captación

de agua a ser desalinizada (puede ser agua de mar o agua de acuíferos salobres), la descarga de salmuera y la emisión de gases de efecto invernadero y otros contaminantes producto de la generación de electricidad requerida para este tipo de proyectos.

Estos impactos están relacionados con el diseño y tamaño del proyecto de desalinización. Por ejemplo, la captación de agua desde el mar implica mayores impactos que la captación de agua desde acuíferos salobres. Existe evidencia también respecto a la implementación de procedimientos integrales e incluso disruptivos que evitan las descargas de las salmueras de ósmosis inversa mediante recuperación de agua y obtención de un subproducto valorizado (e.g. descarga cero líquido).

Al respecto de la evaluación y seguimiento de los potenciales impactos de la desalinización se entregan las siguientes recomendaciones generales.

- **Considerar reglas especiales en la futura Ley sobre Servicio de Biodiversidad y Áreas Protegidas (SBAP)** para velar por los potenciales impactos de este tipo de proyectos o similares en áreas marítimas costeras. De manera complementaria se deben establecer Líneas Base Ambientales y Normas Secundarias de Calidad en bahías que potencialmente pueden alojar este tipo de proyectos.
- Se deben **definir las magnitudes y condiciones por las cuales los proyectos de desalinización deban ingresar al Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental**. Hoy los proyectos ingresan de manera indirecta (no integral) ya sea por ser obras que comprenden: acueductos (letra a del reglamento del SEIA) o los sistemas de agua potable (letra o). En esta definición se debe considerar el tamaño mínimo de ingreso.

En términos de consideraciones específicas, respecto de la evaluación y seguimiento ambiental de estos proyectos se recomienda:

- En términos de la **participación ciudadana** en el proceso de evaluación:
 - Promover la amplia participación de actores relevantes (pescadores, artesanales e industriales, representantes de las agencias gubernamentales) en los procesos de evaluación de impacto y decisiones de localización.
 - Garantizar que las opiniones de las minorías se tengan en cuenta y que las voces de los más vulnerables de la sociedad sean escuchadas en la toma de decisiones
 - En términos de las metodologías y estándares para realizar la evaluación de impactos
 - Establecer una regulación ambiental específica para vertidos de salmuera, que esté apoyada por el mejor criterio científico conocido hasta la fecha.
 - Emplear el mejor conocimiento científico hasta la fecha y ser flexible para adaptarse a las condiciones específicas de cada proyecto de desalinización.
 - Que la modelación de la pluma de descarga considere una batimetría de precisión, que permita visualizar las cuencas y valles submarinos por donde debiera mezclarse la salmuera en el campo cercano⁴⁴.

⁴⁴ Pese a no existir una definición precisa se puede entender el campo cercano como una distancia del orden de metros a decenas de metros en torno al punto de descarga.


- Caracterizar la hidrodinámica de la columna inferior de agua en los estudios oceanográficos para analizar la zona donde la salmuera se mezclará (como una corriente de turbidez).
 - Considerar parámetros relacionados con impactos ecológicos en la delimitación del área de influencia sin centrarse sólo en el exceso de salmuera respecto de un umbral.
 - Reconocer la diferencia de impactos potenciales en función del tamaño del proyecto de desalinización.
 - Promover y considerar también la reutilización y valoración de las salmueras en usos productivos como la agricultura o extracción de minerales.
- En términos del **monitoreo y plan de seguimiento** de proyecto:
 - Implementar monitoreo del medio biótico siguiendo metodología BACI (Before After Control Impact).
 - Disponer de un sistema de monitoreo continuo de la descarga en tiempo real y con acceso instantáneo a entes fiscalizadores.
 - Implementar monitoreo de asentamiento larval en la zona intermareal.
 - Que la línea base y del programa de vigilancia ambiental (PVA) considere las mismas estaciones, de modo de evaluar el impacto de la descarga una vez en operación.
 - Revisar PVAs e incluir -si no están presentes- descriptores esenciales para vigilar los efectos de los vertidos de salmuera en el medio marino (u otros medios receptores), y eliminar descriptores innecesarios que no aportan herramientas efectivas para el diagnóstico ambiental y generan costos adicionales.
 - Cuando la captura es subsuperficial es necesario un monitoreo de la evolución de la interfase agua dulce-agua de mar tierra adentro y en base a modelos conceptuales de funcionamiento basados en datos del propio acuífero costero.

Se debe asegurar que la **fuerza de energía para la desalinización** (sea que ésta se use como fuente de agua para la seguridad hídrica o como apoyo para el desarrollo de estrategias de mitigación) provenga de energía renovable para asegurar que no exista un aumento en la emisión de gases de efecto invernadero. De acuerdo con las proyecciones presentadas esto implica poder disponer del orden de entre 280 MWh y 840 MWh, lo que equivale a un parque solar de entre 1.000 MW y 3.000 MW de capacidad instalada. Dado estos altos requerimientos es indispensable tener una coordinación entre los procesos de planificación eléctrica y energética (incluyendo Planeación Energética de Largo Plazo y Estrategia Nacional de Hidrógeno Verde) con una estrategia de desalinización.

Considerando las múltiples incertidumbres asociadas a los impactos potenciales de la desalinización se **recomienda avanzar en una agenda de investigación** para comprender los impactos en especies de importancia ecológica, comercial y biodiversidad, con la participación de pescadores y otros actores claves en la gestión pesquera, para

poder diseñar iniciativas de desalinización que tengan los menores impactos y mayor aceptabilidad social. En específico se recomienda implementar un programa de investigación por cinco años para generar información básica sobre la respuesta de especies claves (e.g. especies bioingeniería, depredadores claves, recursos) y funciones claves (e.g. productividad) ante un incremento en la salinidad.

Finalmente, complementando el trabajo iniciado en este informe, se recomienda **generar y mantener un catastro público actualizado sobre instalaciones de desalinización** operativas, paralizadas y proyectos en curso, incluyendo: caudales de alimentación, procesamiento y descarga; ubicación georreferenciada de toma de alimentación, procesamiento y descarga; fuente de alimentación; tipo de sistema de descarga; tipo de pretratamiento; consumo energético; fuentes de energía; empresa operadora; empresa(s) o ente(s) propietario(s); *ultimate beneficial owner* del ente propietario.



CAPÍTULO 14

CONSIDERACIONES PROYECTO

LEY SOBRE EL USO DE AGUA DE MAR PARA

LA DESALINIZACIÓN (BOLETÍN 11.608-09)

En enero de 2018 a través de una moción de los senadores Isabel Allende, Alejandro Guillier, Felipe Harboe, Adriana Muñoz y Jorge Pizarro ingresó a tramitación el proyecto de Ley Sobre el uso de agua de mar para la desalinización (Boletín 11.608-09). Desde su ingreso a tramitación el proyecto de ley se encuentra en el Primer Trámite Constitucional recibiendo **Indicaciones Sustitutivas** por el Ejecutivo (gobierno de S. Piñera) en marzo 2022 a través del Oficio N 450-369. Se entregan a continuación algunas consideraciones sobre este proyecto Ley y las indicaciones sustitutivas del Ejecutivo. Varias de estas consideraciones fueron propuestas en los Capítulos 11, 12 y 13.

Una primera consideración relevante tiene relación con aclarar que, dado el título y foco de este proyecto de Ley, éste **no puede ser entendido como el proyecto de Ley que trata sobre todos los aspectos** de la desalinización en Chile. Esto parecería ser una obviedad considerando los múltiples matices que tiene el desarrollo de esta tecnología. Así, por ejemplo, el uso de agua de mar no es la única manera en la que se desarrolla la desalinización, sino que también se pueden utilizar aguas subterráneas salobres ubicadas en la plataforma continental. Por ende, el proyecto de Ley quedaría limitado en sus alcances respecto de un tratamiento amplio de las distintas alternativas para el desarrollo de la desalinización, pues **sólo se limita al uso de agua de mar**.

Sumado a lo anterior, es importante insistir que hay muchos aspectos que deben ser tratados en **normativas específicas complementarias**, en particular se han destacado en este informe aspectos relacionados con la normativa del uso de agua potable y la normativa ambiental, entre otros. Pese a que es imposible el tratamiento de todos estos temas en el proyecto de Ley se debiese dejar una mención respecto de la necesidad de promover mejoras normativas y administrativas para asegurar una correcta evaluación, implementación y operación de este tipo de proyectos.

Sin perjuicio de lo anterior respecto de los temas que son el foco del Proyecto de Ley (y en particular de las Indicaciones que sustituyeron su texto original) se pueden destacar las siguientes consideraciones:

- Respecto del proceso de otorgamiento de concesiones para el uso de agua de mar considerando el interés público:
 - Se debe aclarar qué se entiende por interés público en la ley.
 - Se deben agregar consideraciones a este interés respecto no solo del otorgamiento de las concesiones, sino también para limitar su ejercicio y/o poner término a ellas.
- Respecto del título para extraer el agua se debe aclarar si se requiere autorización de la DGA cuando haya cambio en el destino de agua desalada entre usos productivos.
- Respecto de la naturaleza jurídica del agua una vez extraída se debe aclarar la posibilidad de vender o comercializar esta agua.
- Respecto a la normativa ambiental, el proyecto de ley no se hace cargo del principio precautorio, en virtud del cual, ante la incerteza científica de los efectos que una actividad pueda provocar al medio ambiente, se obliga a la autoridad tomar medidas para evitarlo, hasta que se avance a escenarios de mayor certeza. Así, respecto de las descargas de salmueras y metales pesados en cada zona marino-costera en que se instale, se hace necesario una norma preventiva, considerando que el D.S. 90 es insuficiente y no existen normas de calidad secundaria vigente en ninguna bahía de Chile. Se sugiere, por ejemplo, considerar en el proyecto de ley, una norma que obligue que todo proyecto que ingrese al SEIA, mientras no exista una norma de calidad secundaria en la respectiva bahía, deberá siempre tener línea de base y seguimiento (hoy limitado a los estudios de impacto ambiental), sea que ingrese mediante una declaración o estudio de impacto ambiental.
- Respecto de temas de ordenamiento territorial: en el proyecto de Ley no se incluyen criterios de localización o de justicia ambiental específicos, sino que se deja este tema a las normas que hoy regulan el uso de los bienes públicos y la zonificación dispuesta en los IPT y en el borde costero. Para la planificación territorial es muy relevante que el proyecto de ley definiera estos criterios y mejore su integración con los instrumentos existentes (de planificación territorial y la zonificación del borde costero) y de los futuros Planes Regionales de Ordenamiento Territorial, proponiendo también modificaciones a la Ley de Urbanismo y Construcción y las demás pertinentes. Para evaluar la localización de las plantas, será fundamental que en el proyecto de ley se incorporen criterios socioambientales relacionados con los impactos en las comunidades tanto en la fase de construcción e implementación como en la operación y disposición final de los residuos. Se deben analizar los posibles impactos en los asentamientos humanos, ya que la introducción de nuevas fuentes de agua puede generar presión sobre los recursos costeros, que sin una visión global del territorio puede tener efectos negativos. Se sugiere que en la nueva ley se definan los métodos para evaluar estos impactos mediante procesos participativos que incluyan tanto la visión científica como de las mismas comunidades



REFERENCIAS Y ANEXOS

REFERENCIAS CAPÍTULO 2

- Aceituno, P., Boisier, J. P., Garreaud, R., Rondanelli, R., & Rutllant, J. A. (2021). Climate and Weather in Chile. En B. Fernández & J. Gironás (Eds.), *Water Resources of Chile* (Vol. 8, pp. 7–29). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-56901-3_2
- Álvarez-Garreton, C., Boisier, J. P., Garreaud, R., Seibert, J., & Vis, M. (2021). Progressive water deficits during multiyear droughts in basins with long hydrological memory in Chile. *Hydrology and Earth System Sciences*, 25(1), 429–446. <https://doi.org/10.5194/hess-25-429-2021>
- Álvarez-Garreton, C., Mendoza, P. A., Boisier, J. P., Addor, N., Galleguillos, M., Zambrano-Bigiarini, M., Lara, A., Puelma, C., Cortes, G., Garreaud, R., McPhee, J., & Ayala, A. (2018). The CAMELS-CL dataset: Catchment attributes and meteorology for large sample studies - Chile dataset. *Hydrology and Earth System Sciences*, 22(11), 5817–5846. <https://doi.org/10.5194/hess-22-5817-2018>
- CCG-UC. (2022). Escenarios climáticos para Chile: Evidencia desde el Sexto Informe del IPCC. Centro de Cambio Global, Pontificia Universidad Católica de Chile.
- Chacón Zenteno, M. J. (2021). Análisis del funcionamiento del programa de agua potable rural (APR) ante problemas de abastecimiento y ausencia de saneamiento en la zona Sur de Chile: Caso del APR Bahía Mansa. <https://repositorio.uchile.cl/handle/2250/182520>
- Delgado, V., Stehr, A., & Sánchez, A. (2021, diciembre). Los Planes Estratégicos de Recursos Hídricos en Cuencas, en el Proyecto que fija la Ley Marco de Cambio Climático: Primer Trámite Legislativo. Delgado, Stehr y Sánchez, 2021 - DACC. *Eco-Reflexión*, 1(9), 1–19.
- DGA. (2017a). Actualización del Balance Hídrico Nacional (SIT; No. 417). Dirección General de Aguas, Gobierno de Chile. <https://snia.mop.gob.cl/repositorioldga/handle/20.500.13000/6718>
- DGA. (2017b). Estimación de la demanda actual, proyecciones futuras y caracterización de la calidad de los recursos hídricos en Chile. Dirección de General de Aguas, Gobierno de Chile. <https://snia.mop.gob.cl/repositorioldga/handle/20.500.13000/6960>
- DGA. (2018). Aplicación de la Metodología de Actualización del Balance Hídrico Nacional en las cuencas de las Macrozonas Norte y Centro. Dirección de General de Aguas, Gobierno de Chile. <https://snia.mop.gob.cl/repositorioldga/handle/20.500.13000/6718>
- DGA. (2019). Aplicación de la Metodología de Actualización del Balance Hídrico Nacional en las cuencas de las Macrozonas Sur y Parte Norte de la Macrozona Austral. Dirección de General de Aguas, Gobierno de Chile. <https://snia.mop.gob.cl/repositorioldga/handle/20.500.13000/7038>
- DGA. (2022). Decretos declaración zona de escasez vigentes [Text]. Ministerio de Obras Públicas - Dirección de General de Aguas, Gobierno de Chile. <https://dga.mop.gob.cl/administracionrecursoshidricos/decretosZonasEscasez/Paginas/default.aspx>
- Escenarios Hídricos 2030. (2018). Radiografía del Agua: Brecha y Riesgo Hídrico en Chile. <https://escenarioshidricos.cl/publicacion/radiografia-del-agua-brecha-y-riesgo-hidrico-en-chile/>
- Fariñas-Barahona, D., Ayala, Á., Bravo, C., Vivero, S., Seehaus, T., Vijay, S., Schaefer, M., Buglio, F., Casassa, G., & Braun, M. (2020). 60 Years of Glacier Elevation and Mass Changes in the Maipo River Basin, Central Andes of Chile. *Remote Sensing*, 12(10), 1658. <https://doi.org/10.3390/rs12101658>
- Fernández, B., & Gironás, J. (2021). Droughts. En B. Fernández & J. Gironás (Eds.), *Water Resources of Chile* (pp. 173–187). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-56901-3_8
- Fundación Amulen. (2019). Pobres de Agua: Radiografía del agua rural en Chile. Preparado por Centro de Cambio Global UC y Centro de Derecho y Gestión del Agua para Fundación Amulen. https://www.fundacionamulen.cl/wp-content/uploads/2020/07/Informe_Amulen.pdf
- Garreaud, R. D., Boisier, J. P., Rondanelli, R., Montecinos, A., Sepúlveda, H. H., & Veloso, Aguila, D. (2020). The Central Chile Mega Drought (2010–2018): A climate dynamics perspective. *International Journal of Climatology*, 40(1), 421–439. <https://doi.org/10.1002/joc.6219>
- González-Reyes, A., Jacques-Copper, M., Bravo-Lechuga, C., Garreaud, R., & Rojas, M. (en revisión). Evolution of Heatwaves in Chile since 1980. *Weather and Climate Extremes*.
- Hess, K., Schmidt, S., Nüsser, M., Zang, C., & Dame, J. (2020). Glacier Changes in the Semi-Arid Huasco Valley, Chile, between 1986 and 2016. *Geosciences*, 10(11), 429. <https://doi.org/10.3390/geosciences10110429>
- Jaramillo, C., & Acevedo, R. (2017). Contabilidad de huella hídrica utilizada en la estimación de la huella hídrica de cinco sectores económicos a nivel nacional (Informe elaborado para Escenarios Hídricos 2030) [Technical Report].

Marquet, P. A., Gaxiola, A., Ávila-Thieme, M. I., Pica-Téllez, A., Vicuña, S., Alaniz, A., Etcheberry, G., González, D., Jara, V., & Menares, L. (2022). Las tres brechas del desarrollo sostenible y el cierre de la brecha ambiental en Chile: Oportunidades para una recuperación pospandemia más sostenible y con bajas emisiones de carbono en América Latina y el Caribe. <https://repositorio.cepal.org/handle/11362/47883>

MOP. (2022). Ley 21435 REFORMA EL CÓDIGO DE AGUAS (2022). <https://www.bcn.cl/leychile/navegar?idNorma=1174443>

Robson, B. A., MacDonell, S., Ayala, Á., Bolch, T., Nielsen, P. R., & Vivero, S. (2022). Glacier and rock glacier changes since the 1950s in the La Laguna catchment, Chile. *The Cryosphere*, 16(2), 647–665. <https://doi.org/10.5194/tc-16-647-2022>

Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F. S., Lambin, E. F., Lenton, T. M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H. J., Nykvist, B., de Wit, C. A., Hughes, T., van der Leeuw, S., Rodhe, H., Sörlin, S., Snyder, P. K., Costanza, R., Svedin, U., ... Foley, J. A. (2009). A safe operating space for humanity. *Nature*, 461(7263), 472–475. <https://doi.org/10.1038/461472a>

Stehr, A., & Aguayo, M. (2017). Snow cover dynamics in Andean watersheds of Chile (32.0–39.5° S) during the years 2000–2016. *Hydrology and Earth System Sciences*, 21(10), 5111–5126. <https://doi.org/10.5194/hess-21-5111-2017>

Stehr, A., Álvarez, C., Álvarez, P., Arumí, J. L., Baeza, C., Barra, R., Berroeta, C. A., Castillo, Y., Chiang, G., Cotoras, D., Crespo, S. A., Delgado, V., Donoso, G., Dussaillant, A., Ferrando, F., Figueroa, R., Frêne, C., Fuster, R., Godoy, A., ... Yévenes, M. (2019). Recursos hídricos en Chile: Impactos y adaptación al cambio climático. Informe de la mesa Agua [Informe de la mesa Agua]. Comité Científico COP25; Ministerio de Ciencia, Tecnología, Conocimiento e Innovación.

Vicuña, S., Barranco, L. M., Berroeta, C., Marengo, J. A., Pacheco, P., Pérez-Fernández, J., Picado, F., Pulido-Velazquez, M., Scott, C. A., Scribano, R., & Tomasella, J. (2020). Recursos Hídricos. En J. M. Moreno, C. Laguna-Defior, V. Barros, E. Calvo Buendía, J. A. Marengo, & Ü. Oswald Spring (Eds.), *Adaptación frente a los riesgos del cambio climático en los países iberoamericanos* (pp. 199–236). McGraw-Hill. <https://riocadappt.com/wp-content/uploads/LibroCompleto.pdf>

REFERENCIAS CAPÍTULO 3

Abu Qdais, H. (2008). Environmental impacts of the mega desalination project: The Red-Dead Sea conveyor. *Desalination*, 220(1–3), 16–23. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2007.01.019>

Aguas Antofagasta. (2020). Inicios de la Desalación en Chile [Text]. Aguas Antofagasta. <http://www3.aguasantofagasta.cl/DESALAR/chile.html#content15-2a>

Ahmad, N., & Baddour, R. E. (2014). A review of sources, effects, disposal methods, and regulations of brine into marine environments. *Ocean & Coastal Management*, 87, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2013.10.020>

Alkai, A., Mossad, R., & Sharifian-Barforoush, A. (2017). A Review of the Water Desalination Systems Integrated with Renewable Energy. *Energy Procedia*, 110, 268–274. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2017.03.138>

Amio Water Treatment Ltd. (2022). Purification Technology [Text]. Amio Water. <http://www.amiowater.com/technology>

Arellano Escudero, N. (2019). Tecnologías de la energía solar en la industria de los nitratos (1872–2012). Exploraciones en los archivos de una historia fragmentada. En *Tendencias y perspectivas de la cultura científica en Chile y América Latina. Siglos XIX-XXI* (p. 147* – 172). RIL Editores. <https://doi.org/10.32457/ISBN9789568454395392019-ED1>

B2B Media Group. (2022). Catastro de Plantas Desalinizadoras y Sistema de Impulsión de Agua de Mar en Chile 2022–2023 (VII versión). B2B Media Group SPA. <https://www.imercados.cl/>

Bahar, R., Hawlader, M. N. A., & Woei, L. S. (2004). Performance evaluation of a mechanical vapor compression desalination system. *Desalination*, 166, 123–127. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2004.06.066>

Balcik-Canbolat, C., Sengezer, C., Sakar, H., Karagunduz, A., & Keskinler, B. (2020). A study on near zero liquid discharge approach for the treatment of reverse osmosis membrane concentrate by electrodialysis. *Environmental Technology*, 41(4), 440–449. <https://doi.org/10.1080/09593330.2018.1501610>

Birkett, J. D. (1984). A brief illustrated history of desalination: From the bible to 1940. *Desalination*, 50, 17–52. [https://doi.org/10.1016/0011-9164\(84\)85014-6](https://doi.org/10.1016/0011-9164(84)85014-6)

Chung, H. W., Nayar, K. G., Swaminathan, J., Chehayeb, K. M., & Lienhard V, J. H. (2017). Thermodynamic analysis of brine management methods: Zero-discharge desalination and salinity-gradient power production. *Desalination*, 404, 291–303. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2016.11.022>

Curto, D., Franzitta, V., & Guercio, A. (2021). A Review of the Water Desalination Technologies. *Applied Sciences*, 11(2), Art. 2. <https://doi.org/10.3390/app11020670>

- Dawoud, M. A., & Al Mulla, M. M. (2012). Environmental Impacts of Seawater Desalination: Arabian Gulf Case Study. *International Journal of Environment and Sustainability*, 1(3). <https://doi.org/10.24102/ijes.v1i3.96>
- Dehwah, A. H. A., & Missimer, T. M. (2016). Subsurface intake systems: Green choice for improving feed water quality at SWRO desalination plants, Jeddah, Saudi Arabia. *Water Research*, 88, 216–224. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.10.011>
- Drioli, E., Ali, A., & Macedonio, F. (2015). Membrane distillation: Recent developments and perspectives. *Desalination*, 356, 56–84. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2014.10.028>
- Elsaid, K., Kamil, M., Sayed, E. T., Abdelkareem, M. A., Wilberforce, T., & Olabi, A. (2020). Environmental impact of desalination technologies: A review. *Science of The Total Environment*, 748, 141528. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141528>
- Fernández-Torquemada, Y., Carratalá, A., & Sánchez Lizaso, J. L. (2019). Impact of brine on the marine environment and how it can be reduced. *DESALINATION AND WATER TREATMENT*, 167, 27–37. <https://doi.org/10.5004/dwt.2019.24615>
- Fundación Aqueae. (2021, agosto 23). Historia de la desalinización del agua [Text]. Fundación Aqueae. <https://www.fundacionaqueae.org/historia-de-la-desalinizacion-del-agua/>
- Gabbrielli, E. (2013). Early history of desalination in Latin America. *IDA Journal of Desalination and Water Reuse*, 5(2), 91–98. <https://doi.org/10.1179/2051645213Y0000000011>
- García, A. (2015, octubre 23). Agua y sal: La historia de la desalación [Text]. iAgua; iAgua. <https://doi.org/10/23/agua-y-sal-historia-desalacion>
- Grossowicz, M., Varulker, S., Koren, N., & Gal, G. (2021). Desalination plants do not impact the diversity or abundance of zooplankton of the Israeli coast. *Desalination*, 511, 115097. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2021.115097>
- Herrera-León, S., Cruz, C., Kraslawski, A., & Cisternas, L. A. (2019). Current situation and major challenges of desalination in Chile. *DESALINATION AND WATER TREATMENT*, 171, 93–104. <https://doi.org/10.5004/dwt.2019.24863>
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146585>
- Jenkins, S., Paduan, J., Roberts, P., Schlenk, D., & Weis, J. (2012). Management of Brine Discharges to Coastal Waters Recommendations of a Science Advisory Panel (Technical Report N° 694). Southern California Coastal Water Research Project. https://www.waterboards.ca.gov/water_issues/programs/ocean/desalination/docs/dpr051812.pdf
- Jones, E., Qadir, M., van Vliet, M. T. H., Smakhtin, V., & Kang, S. (2019). The state of desalination and brine production: A global outlook. *Science of The Total Environment*, 657, 1343–1356. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.076>
- Kelaker, B. P., Clark, G. F., Johnston, E. L., & Coleman, M. A. (2020). Effect of Desalination Discharge on the Abundance and Diversity of Reef Fishes. *Environmental Science & Technology*, 54(2), 735–744. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b03565>
- Kress, N., Gertner, Y., & Shoham-Frider, E. (2020). Seawater quality at the brine discharge site from two mega size seawater reverse osmosis desalination plants in Israel (Eastern Mediterranean). *Water Research*, 171, 115402. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115402>
- Lee, S., Choi, J., Park, Y.-G., Shon, H., Ahn, C. H., & Kim, S.-H. (2019). Hybrid desalination processes for beneficial use of reverse osmosis brine: Current status and future prospects. *Desalination*, 454, 104–111. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2018.02.002>
- Lu, K. J., Cheng, Z. L., Chang, J., Luo, L., & Chung, T.-S. (2019). Design of zero liquid discharge desalination (ZLDD) systems consisting of freeze desalination, membrane distillation, and crystallization powered by green energies. *Desalination*, 458, 66–75. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2019.02.001>
- Mackey, E. D., Pozos, N., James, W., Seacord, T., Hunt, H., & Mayer, D. L. (2011). Assessing Seawater Intake Systems for Desalination Plants. Water Research Foundation.
- Maino Prado, V., & Recabarren Rojas, F. (Eds.). (2011). Historia del agua en el desierto más árido del mundo. Matte Editores.
- Missimer, T. M., Hogan, T. W., & Pankratz, T. (2015). Passive Screen Intakes: Design, Construction, Operation, and Environmental Impacts. En T. M. Missimer, B. Jones, & R. G. Maliva (Eds.), *Intakes and Outfalls for Seawater Reverse-Osmosis Desalination Facilities* (pp. 79–104). Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-13203-7>
- Missimer, T. M., & Maliva, R. G. (2018). Environmental issues in seawater reverse osmosis desalination: Intakes and outfalls. *Desalination*, 434, 198–215. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2017.07.012>

Muhammad Yaqub, & Lee, W. (2019). Zero-liquid discharge (ZLD) technology for resource recovery from wastewater: A review. *Science of The Total Environment*, 681, 551-563. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.062>

Muñoz, P. T. (2021). Respuestas fisiológicas y metabólicas de macroalgas expuestas a estrés osmótico por hipersalinidad: Mecanismos de tolerancia y herramientas de biomonitorio. <http://rua.ua.es/dspace/handle/10045/121809>

OMS. (2018). Guías para la calidad del agua de consumo humano: Cuarta edición que incorpora la primera adenda (4a ed + 1a adenda). Organización Mundial de la Salud. <https://apps.who.int/iris/handle/10665/272403>

Onishi, V. C., Fraga, E. S., Reyes-Labarta, J. A., & Caballero, J. A. (2018). Desalination of shale gas wastewater: Thermal and membrane applications for zero-liquid discharge. En *Emerging Technologies for Sustainable Desalination Handbook* (pp. 399-431). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-815818-0.00012-6>

Panagopoulos, A., Haralambous, K.-J., & Loizidou, M. (2019). Desalination brine disposal methods and treatment technologies—A review. *Science of The Total Environment*, 693, 133545. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.351>

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. 3-18). Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-13203-7>

Pulido-Bosch, A., Vallejos, A., & Sola, F. (2019). Methods to supply seawater to desalination plants along the Spanish mediterranean coast and their associated issues. *Environmental Earth Sciences*, 78(10), 322. <https://doi.org/10.1007/s12665-019-8298-9>

Rodríguez-Rojas, F., López-Marras, A., Celis-Plá, P. S. M., Muñoz, P., García-Bartolomei, E., Valenzuela, F., Orrego, R., Carratalá, A., Sánchez-Lizaso, J. L., & Sáez, C. A. (2020). Ecophysiological and cellular stress responses in the cosmopolitan brown macroalga *Ectocarpus* as biomonitoring tools for assessing desalination brine impacts. *Desalination*, 489, 114527. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2020.114527>

Rognoni, M. (2010). La dissalazione dell'acqua di mare: Descrizione, analisi e valutazione delle principali tecnologie. D. Flaccovio.

Saavedra Fenoglio, A. (2015, agosto). Una apuesta frente a la escasez ¿Es la desalinización una alternativa? N° 129, agosto de 2015, Santiago de Chile. Páginas . Diplomacia, 129, 47-49.

Sangwai, J. S., Patel, R. S., Mekala, P., Mech, D., & Busch, M. (2013, diciembre 4). Desalination of Seawater Using Gas Hydrate Technology – Current Status and Future Direction. Proceedings of the XVIII International Conference on Hydraulics, Water Resources, Coastal and Environmental Engineering. HY-DRO 2013 International, Madras, India.

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. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2014.12.003>

Skewes Urtubia, F. (2017). Régimen jurídico de la desalación de agua de mar en Chile: El carácter de bien de dominio público del agua de mar y del borde costero [Memoria (licenciado en ciencias jurídicas y sociales), Universidad de Chile]. <https://repositorio.uchile.cl/handle/2250/151689>

Sola, F., Vallejos, A., López-Geta, J. A., & Pulido-Bosch, A. (2013). The Role of Aquifer Media in Improving the Quality of Seawater Feed to Desalination Plants. *Water Resources Management*, 27(5), 1377-1392. <https://doi.org/10.1007/s11269-012-0243-6>

Sola, I., Fernández-Torquemada, Y., Forcada, A., Valle, C., del Pilar-Ruso, Y., González-Correa, J. M., & Sánchez-Lizaso, J. L. (2020). Sustainable desalination: Long-term monitoring of brine discharge in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 161, 111813. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111813>

Sola, I., Zarzo, D., Carratalá, A., Fernández-Torquemada, Y., de-la-Ossa-Carretero, J. A., Del-Pilar-Ruso, Y., & Sánchez-Lizaso, J. L. (2020). Review of the management of brine discharges in Spain. *Ocean & Coastal Management*, 196, 105301. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2020.105301>

Talaeipour, M., Nouri, J., Hassani, A. H., & Mahvi, A. H. (2017). An investigation of desalination by nanofiltration, reverse osmosis and integrated (hybrid NF/RO) membranes employed in brackish water treatment. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 15(1), 18. <https://doi.org/10.1186/s40201-017-0279-x>

Tong, T., & Elimelech, M. (2016). The Global Rise of Zero Liquid Discharge for Wastewater Management: Drivers, Technologies, and Future Directions. *Environmental Science & Technology*, 50(13), 6846-6855. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b01000>

Valdés, H., Saavedra, A., Flores, M., Vera-Puerto, I., Aviña, H., & Belmonte, M. (2021). Reverse Osmosis Concentrate: Physicochemical Characteristics, Environmental Impact, and Technologies. *Membranes*, 11(10), Art. 10. <https://doi.org/10.3390/membranes11100753>

Xu, T. (2005). Ion exchange membranes: State of their development and perspective. *Journal of Membrane Science*, 263(1), 1–29. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2005.05.002>

Zarzo, D. (2018). Beneficial uses and valorization of reverse osmosis brines. En *Emerging Technologies for Sustainable Desalination Handbook* (pp. 365–397). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-815818-0.00011-4>

Zimmerman, Z. (1994). Development of large capacity high efficiency mechanical vapor compression (MVC) units. *Desalination*, 96(1), 51–58. [https://doi.org/10.1016/0011-9164\(94\)85156-5](https://doi.org/10.1016/0011-9164(94)85156-5)

REFERENCIAS CAPÍTULO 4

Al-Karaghoul, A., & Kazmerski, L. L. (2013). Energy consumption and water production cost of conventional and renewable-energy-powered desalination processes. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 24, 343–356. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2012.12.064>

Cabrera, E., Estrela, T., & Lora, J. (2019). Pasado, presente y futuro de la desalación en España. *Ingeniería del agua*, 23(3), 199. <https://doi.org/10.4995/ia.2019.11597>

Ghaffour, N., Missimer, T. M., & Amy, G. L. (2013). Technical review and evaluation of the economics of water desalination: Current and future challenges for better water supply sustainability. *Desalination*, 309, 197–207. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2012.10.015>

Jia, X., Klemeš, J., Varbanov, P., & Wan Alwi, S. (2019). Analyzing the Energy Consumption, GHG Emission, and Cost of Seawater Desalination in China. *Energies*, 12(3), 463. <https://doi.org/10.3390/en12030463>

Kim, J., Park, K., Yang, D. R., & Hong, S. (2019). A comprehensive review of energy consumption of seawater reverse osmosis desalination plants. *Applied Energy*, 254, 113652. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2019.113652>

Kress, N., Gertner, Y., & Shoham-Frider, E. (2020). Seawater quality at the brine discharge site from two mega size seawater reverse osmosis desalination plants in Israel (Eastern Mediterranean). *Water Research*, 171, 115402. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115402>

Ministry of Finance, Government of Israel. (2020, noviembre 9). Background—Seawater Desalination in Israel [Text]. GOV. IL. <https://www.gov.il/en/departments/general/project-water-desalination-background>

National Research Council. (2012). *Water Reuse: Potential for Expanding the Nation's Water Supply Through Reuse of Municipal Wastewater* (p. 13303). National Academies Press. <https://doi.org/10.17226/13303>

Panagopoulos, A. (2020). A comparative study on minimum and actual energy consumption for the treatment of desalination brine. *Energy*, 212, 118733. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2020.118733>

Radcliffe, J. C., & Page, D. (2020). Water reuse and recycling in Australia—History, current situation and future perspectives. *Water Cycle*, 1, 19–40. <https://doi.org/10.1016/j.watcyc.2020.05.005>

Smith, A. (2020, enero 8). Sydney desal plant to expand to provide more drinking water. *The Sydney Morning Herald*. <https://www.smh.com.au/politics/nsw/sydney-desal-plant-to-expand-to-provide-more-drinking-water-20200108-p53pv1.html>

Soliman, M. N., Guen, F. Z., Ahmed, S. A., Saleem, H., Khalil, M. J., & Zaidi, S. J. (2021). Energy consumption and environmental impact assessment of desalination plants and brine disposal strategies. *Process Safety and Environmental Protection*, 147, 589–608. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2020.12.038>

Sydney Water. (2022). Desalination [Text]. Sydney Water. <https://www.sydneywater.com.au/water-the-environment/how-we-manage-sydneys-water/water-network/desalination.html>

Tal, A. (2018). Addressing Desalination's Carbon Footprint: The Israeli Experience. *Water*, 10(2), 197. <https://doi.org/10.3390/w10020197>

Victoria State Government. (2022, septiembre 25). Desalination [Text]. Victoria State Government. <https://www.water.vic.gov.au/water-grid-and-markets/desalination>

Water Corporation. (2022). Desalination Plants, Process & How it Works. <https://www.watercorporation.com.au/Our-water/Desalination>

Wieczorek, C. (2020). Ending Water Scarcity In The Desert: Is It A Mirage? Examining Desalination Technology As A Solution For Water Scarcity In Israel. *Mapping Politics*, 10(0), Art. 0. <https://journals.library.mun.ca/ojs/index.php/MP/article/view/2089>

Wittholz, M. K., O'Neill, B. K., Colby, C. B., & Lewis, D. (2008). Estimating the cost of desalination plants using a cost database. *Desalination*, 229(1–3), 10–20. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2007.07.023>

Zhu, Z., Peng, D., & Wang, H. (2019). Seawater desalination in China: An overview. *Journal of Water Reuse and Desalination*, 9(2), 115–132. <https://doi.org/10.2166/wrd.2018.034>

REFERENCIAS CAPÍTULO 5

ACADES. (2022). Ventajas y desafíos de las plantas desalinizadoras multipropósito. Asociación Chilena de Desalinización. https://www.acades.cl/wp-content/uploads/2022/04/Ventajas-y-desafios-de-la-desalinizacion-multiproposito_Carlos-Foxley-Presidente-ACADES.pdf

Alnajdi, O., Wu, Y., & Kaiser Calautit, J. (2020). Toward a Sustainable Decentralized Water Supply: Review of Adsorption Desorption Desalination (ADD) and Current Technologies: Saudi Arabia (SA) as a Case Study. *Water*, 12(4), Art. 4. <https://doi.org/10.3390/w12041111>

Alonso, G., Valle, E. D. D., & Ramirez, J. R. (2020). *Desalination in Nuclear Power Plants*. Woodhead Publishing.

Armijo, J., & Philibert, C. (2020). Flexible production of green hydrogen and ammonia from variable solar and wind energy: Case study of Chile and Argentina. *International Journal of Hydrogen Energy*, 45(3), 1541–1558. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2019.11.028>

Centro de Energía Universidad de Chile, GIZ, & Ministerio de Energía, Gobierno de Chile. (2020). Identificación de zonas para el desarrollo de proyectos integrales de agua y energía (p. 118). Programa Energías Renovables y Eficiencia Energética. <https://4echile.cl/proyectos/descarbonizacion-del-sector-energetico-de-chile/identificacion-de-zonas-para-el-desarrollo-de-proyectos-integrales-de-agua-y-energia/>

Cornejo-Ponce, L. (2016). Implementación de una planta de desalación térmica de aguas salobres como alternativa sustentable para el desarrollo económico agropecuario y turístico de la localidad de Taltape, comuna de Camarones (Final Tech. Report BIP code 30158422-0). <https://opia.fia.cl/601/w3-articulo-88848.html>

Cornejo-Ponce, L., Moraga-Contreras, C., & Vilca-Salinas, P. (2020). Analysis of Chilean legal regime for brine obtained from desalination process. *DESALINATION AND WATER TREATMENT*, 203, 91–103. <https://doi.org/10.5004/dwt.2020.26202>

Cornejo-Ponce, L., Vilca-Salinas, P., Arenas, M. J., Lienqueo-Aburto, H., & Moraga-Contreras, C. (2022). The Circular Economy—Recent Advances in Sustainable Waste Management. En T. Zhang (Ed.), *Use of Saline Waste from a Desalination Plant under the Principles of the Circular Economy for the Sustainable Development of Rural Communities*. IntechOpen. <https://www.intechopen.com/chapters/82278>

Cornejo-Ponce, L., Vilca-Salinas, P., Arenas, M. J., Lienqueo-Aburto, H., Tapia-Caroca, H., & Kukulis-Martinez, S. (2022, junio 17). Sistema acuapónico integrado como oportunidad de desarrollo productivo agropecuario/acuícola para zonas rurales del norte de Chile. *Revista Versión Diferente Salmón – Acuicola*, 19(35), 49–53.

DGA. (2022). Decretos declaración zona de escasez vigentes [Text]. Ministerio de Obras Públicas – Dirección General de Aguas, Gobierno de Chile. <https://dga.mop.gob.cl/administracionrecursoshidricos/decretosZonasEscasez/Paginas/default.aspx>

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. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140125>

Faeth, P., & Sovacool, B. (2014). Capturing Synergies Between Water Conservation and Carbon Dioxide Emissions in the Power Sector (IRM-2014-U-008090; p. 40). Center for Naval Analyses. <http://rgdoi.net/10.13140/RG.2.1.3648.0088>

Farrokhi Derakhshandeh, J., Alluqman, R., Mohammad, S., AlHussain, H., AlHendi, G., AlEid, D., & Ahmad, Z. (2021). A comprehensive review of automatic cleaning systems of solar panels. *Sustainable Energy Technologies and Assessments*, 47, 101518. <https://doi.org/10.1016/j.seta.2021.101518>

Faúndez Carrillo, M. D. (2020). Análisis de medida de mitigación de CO₂ con plantaciones en el Norte de Chile a través de desalación y energía solar [Memoria (ingeniería civil eléctrica), Universidad de Chile]. <https://repositorio.uchile.cl/handle/2250/177972>

Gallardo, F. I., Monforti Ferrario, A., Lamagna, M., Bocci, E., Astiaso Garcia, D., & Baeza-Jeria, T. E. (2021). A Techno-Economic Analysis of solar hydrogen production by electrolysis in the north of Chile and the case of exportation from Atacama Desert to Japan. *International Journal of Hydrogen Energy*, 46(26), 13709–13728. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2020.07.050>

Gobierno de Chile. (2020). Contribución Determinada a Nivel Nacional. <https://cambioclimatico.mma.gob.cl/contribucion-determinada-ndc/>

IEA. (2018). *World Energy Outlook 2018*. International Energy Agency. <https://www.iea.org/reports/world-energy-outlook-2018>

Jiménez-Arias, D., Sierra, S.-M., García-Machado, F. J., García-García, A. L., Borges, A. A., & Luis, J. C. (2022). Exploring the agricultural reutilisation of desalination reject brine from reverse osmosis technology. *Desalination*, 529, 115644. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2022.115644>

Kumar, R., Pandey, A. K., Samykano, M., Aljafari, B., Ma, Z., Bhattacharyya, S., Goel, V., Ali, I., Kothari, R., & Tyagi, V. V. (2022). Phase change materials integrated solar desalination system: An innovative approach for sustainable and clean water production and storage. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 165, 112611. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2022.112611>

MinEnergía. (2020). Estrategia nacional de hidrógeno verde. Ministerio de Energía, Gobierno de Chile. https://energia.gob.cl/sites/default/files/estrategia_h2_-_espanol.pdf

MMA. (2021). Estrategia Climática de Largo Plazo de Chile: Camino a la Carbono Neutralidad y Resiliencia a más tardar al 2050. Ministerio del Medio Ambiente, Gobierno de Chile. <https://cambioclimatico.mma.gob.cl/estrategia-climatica-de-largo-plazo-2050/descripcion-del-instrumento/>

OECD. (2012). OECD Environmental Outlook to 2050: The Consequences of Inaction. OECD. <https://doi.org/10.1787/9789264122246-en>

Palma-Behnke, R., Abarca del Río, R., Agostini, C., Alvear, C., Amaya, J., Araya, P., Arellano, N., Arriagada, P., Avilés, C., Barría, C., Berg, A., Buchuk, D., Cardemill, J. M., Dall'Orso, F., Domínguez, M. P., Escauriaza, C., Feijoo, F., Figueroa, A., Flores, C., & Vicuña, S. (2021). The Chilean Potential for Exporting Renewable Energy (Final). Comité Científico de Cambio Climático de Chile. <https://doi.org/10.5281/ZENODO.5649342>

Rodriguez, D. J., Delgado, A., DeLaquil, P., & Sohns, A. (2013). Thirsty Energy. World Bank. <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/16536>

Siddiqui, O., & Dincer, I. (2018). Examination of a new solar-based integrated system for desalination, electricity generation and hydrogen production. *Solar Energy*, 163, 224-234. <https://doi.org/10.1016/j.solener.2018.01.077>

Solar Energy Industries Association. (2022). Water Use Management [Text]. SEIA. <https://www.seia.org/initiatives/water-use-management>

Suárez, F., Muñoz, J. F., Fernández, B., Dorsaz, J.-M., Hunter, C. K., Karavitis, C. A., & Gironás, J. (2014). Integrated Water Resource Management and Energy Requirements for Water Supply in the Copiapó River Basin, Chile. *Water*, 6(9), Art. 9. <https://doi.org/10.3390/w6092590>

Suwaileh, W., Johnson, D., & Hilal, N. (2020). Membrane desalination and water re-use for agriculture: State of the art and future outlook. *Desalination*, 491, 114559. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2020.114559>

Trinh, V.-H., Nguyen, N.-A., Omelianovych, O., Dao, V.-D., Yoon, I., Choi, H.-S., & Keidar, M. (2022). Sustainable desalination device capable of producing freshwater and electricity. *Desalination*, 535, 115820. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2022.115820>

UNISDR & CRED. (2015). The Human Cost of Weather-Related Disasters 1995-2015. Oficina de las Naciones Unidas para la Reducción del Riesgo de Desastres; Centre for Research on the Epidemiology of Disasters. https://www.unisdr.org/files/46796_cop21weatherdisastersreport2015.pdf

WWAP (Programa Mundial de las Naciones Unidas de Evaluación de los Recursos Hídricos)/ONU-Agua. (2018). Informe mundial de las Naciones Unidas sobre el desarrollo de los recursos hídricos 2018: Soluciones basadas en la naturaleza para la gestión del agua (NS/258/9). UNESCO. <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000261494>

REFERENCIAS CAPÍTULO 6

ANZECC & ARMACANZ. (2000). Australian and New Zealand guidelines for fresh and marine water quality. Australian and New Zealand Environment and Conservation Council, Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand. <https://www.waterquality.gov.au/anz-guidelines/resources/previous-guidelines/anzecc-armcanz-2000>

ANZECC & ARMACANZ. (2018). Australian and New Zealand guidelines for fresh and marine water quality [Text]. <https://www.waterquality.gov.au/anz-guidelines>

DIRECTEMAR. (2021). Guía para la evaluación ambiental de proyectos industriales de desalación en jurisdicción de la Autoridad Marítima. Dirección General del Territorio Marítimo y de Marina Mercante, Gobierno de Chile. https://www.directemar.cl/directemar/site/docs/20211115/20211115120951/guia_desaladoras_2021__vf_2.pdf

Jenkins, S., Paduan, J., Roberts, P., Schlenk, D., & Weis, J. (2012). Management of Brine Discharges to Coastal Waters Recommendations of a Science Advisory Panel (Technical Report N° 694). Southern California Coastal Water Research Project. https://www.waterboards.ca.gov/water_issues/programs/ocean/desalination/docs/dpr051812.pdf

Lattemann, S., & Amy, G. (2013). Marine monitoring surveys for desalination plants—A critical review. *Desalination and Water Treatment*, 51(1-3), 233-245. <https://doi.org/10.1080/19443994.2012.694214>

Ludwig, R. G. (1988). Environmental impact assessment: Siting and design of submarine outfalls.

MMA. (2013). DECRETO 40 APRUEBA REGLAMENTO DEL SISTEMA DE EVALUACIÓN DE IMPACTO AMBIENTAL. <https://www.bcn.cl/leychile/navegar?idNorma=1053563>

MinSEGPRES. (2001). DECRETO 90 ESTABLECE NORMA DE EMISION PARA LA REGULACION DE CONTAMINANTES ASOCIADOS A LAS DESCARGAS DE RESIDUOS LIQUIDOS A AGUAS MARINAS Y CONTINENTALES SUPERFICIALES. <https://www.bcn.cl/leychile/navegar?idNorma=182637>

SHOA. (2005). Especificaciones Técnicas para el empleo y aplicación del Sistema de Posicionamiento Global en Trabajos Geodésicos, Hidrográficos y Topográficos (3a ed.). Servicio Hidrográfico y Oceanográfico de la Armada.

SHOA. (2019). Especificaciones Técnicas para mediciones y análisis oceanográficos (4a ed.). Servicio Hidrográfico y Oceanográfico de la Armada.

Winckler, P. (2021). Guía para el modelado de la hidrodinámica y del proceso de mezcla de descargas salinas y térmicas asociadas a proyectos de plantas termoeléctricas y desalinizadoras [Technical Report]. Dirección General del Territorio Marítimo y de Marina Mercante, Gobierno de Chile. https://www.directemar.cl/directemar/site/docs/20211115/20211115120951/gu__a_de_modelacion_de_plumas_t__rmicas_y_salinas.pdf

REFERENCIAS CAPÍTULO 7

Abdul Azis, P. K., Al-Tisan, I. A., Daili, M. A., Green, T. N., Dalvi, A. G. I., & Javeed, M. A. (2003). Chlorophyll and plankton of the Gulf coastal waters of Saudi Arabia bordering a desalination plant. *Desalination*, 154(3), 291-302. [https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(03\)80044-9](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(03)80044-9)

Abu Qdais, H. (2008). Environmental impacts of the mega desalination project: The Red-Dead Sea conveyor. *Desalination*, 220(1-3), 16-23. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2007.01.019>

Aghadadashi, V., Neyestani, M. R., Mehdinia, A., Riyahi Bakh-tiari, A., Molaei, S., Farhangi, M., Esmaili, M., Rezai Marnani, H., & Gerivani, H. (2019). Spatial distribution and vertical profile of heavy metals in marine sediments around Iran's special economic energy zone; Arsenic as an enriched contaminant. *Marine Pollution Bulletin*, 138, 437-450. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.11.033>

Ahmad, N., & Baddour, R. E. (2014). A review of sources, effects, disposal methods, and regulations of brine into marine environments. *Ocean & Coastal Management*, 87, 1-7. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2013.10.020>

Ai, Z., Ishihama, F., & Hanasaki, N. (2022). Mapping Current and Future Seawater Desalination Plants Globally Using Species Distribution Models. *Water Resources Research*, 58(7). <https://doi.org/10.1029/2021WR031156>

Anantharaman, K., Brown, C. T., Hug, L. A., Sharon, I., Castelle, C. J., Probst, A. J., Thomas, B. C., Singh, A., Wilkins, M. J., Karaoz, U., Brodie, E. L., Williams, K. H., Hubbard, S. S., & Banfield, J. F. (2016). Thousands of microbial genomes shed light on interconnected biogeochemical processes in an aquifer system. *Nature Communications*, 7(1), Art. 1. <https://doi.org/10.1038/ncomms13219>

Andersen Cirera, K., Balbontín Gallo, C., Andersen Cirera, K., & Balbontín Gallo, C. (2021). La planificación del borde costero chileno. Una normativa deficiente. *Revista de geografía Norte Grande*, 80, 227-247. <https://doi.org/10.4067/S0718-34022021000300227>

Anderson, L. G., Turner, D. R., Wedborg, M., & Dyrssen, D. (2009). Determination of total alkalinity and total dissolved inorganic carbon. En K. Grasshoff, K. Kremling, & M. Ehrhardt (Eds.), *Methods of Seawater Analysis* (pp. 127-136). John Wiley & Sons.

Belkin, N., Rahav, E., Elifantz, H., Kress, N., & Berman-Frank, I. (2017). The effect of coagulants and antiscalants discharged with seawater desalination brines on coastal microbial communities: A laboratory and in situ study from the southeastern Mediterranean. *Water Research*, 110, 321-331. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.12.013>

Biggs, D., Amar, F., Valdebenito, A., & Gelcich, S. (2016). Potential Synergies between Nature-Based Tourism and Sustainable Use of Marine Resources: Insights from Dive Tourism in Territorial User Rights for Fisheries in Chile. *PLOS ONE*, 11(3), e0148862. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0148862>

Birnhack, L., Voutchkov, N., & Lahav, O. (2011). Fundamental chemistry and engineering aspects of post-treatment processes for desalinated water—A review. *Desalination*, 273(1), 6-22. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2010.11.011>

Boisier, J. P., Álvarez-Garretón, C., Cordero, R. R., Damiani, A., Gallardo, L., Garreaud, R. D., Lambert, F., Ramallo, C., Rojas, M., & Rondanelli, R. (2018). Anthropogenic drying in central-southern Chile evidenced by long-term observations and climate model simulations. *Elementa: Science of the Anthropocene*, 6, 74. <https://doi.org/10.1525/elementa.328>

Boisier, J. P., Rondanelli, R., Garreaud, R. D., & Muñoz, F. (2016). Anthropogenic and natural contributions to the Southeast Pacific precipitation decline and recent megadrought in central Chile. *Geophysical Research Letters*, 43(1), 413-421. <https://doi.org/10.1002/2015GL067265>

Buschmann, A. H., Vásquez, J. A., Osorio, P., Reyes, E., Filún, L., Hernández-González, M. C., & Vega, A. (2004). The effect of water movement, temperature and salinity on abundance and reproductive patterns of *Macrocystis* spp. (Phaeophyta) at different latitudes in Chile. *Marine Biology*, 145(5), 849-862. <https://doi.org/10.1007/s00227-004-1393-8>

Castro, L., Claramunt, G., Espinoza, R., Azocar, C., Soto-Mendoza, S., Krautz, M., & Pantoja, S. (2019). Vertical distribution, specific gravity, and free amino acids in anchoveta *Engraulis ringens* eggs under contrasting spawning habitat conditions. *Marine Ecology Progress Series*, 617-618, 7-24. <https://doi.org/10.3354/meps12948>

Castro, L. R., González, V., Claramunt, G., Barrientos, P., & Soto, S. (2020). Stable isotopes ($\delta^{13}C$, $\delta^{15}N$) seasonal changes in particulate organic matter and in different life stages of anchoveta (*Engraulis ringens*) in response to local and large scale oceanographic variations in north and central Chile. *Progress in Oceanography*, 186, 102342. <https://doi.org/10.1016/j.poccean.2020.102342>

Chesher, R. H. (1971). Biological impact of a large-scale desalination plant at Key West, by Richard H. Chesher. [Prepared] for the Office of Research and Monitoring, Environmental Protection Agency. U.S. Environmental Protection Agency. <https://doi.org/10.5962/bhl.title.4792>

Chevalier, M., Russell, J. C., & Knape, J. (2019). New measures for evaluation of environmental perturbations using Before-After-Control-Impact analyses. *Ecological Applications*, 29(2). <https://doi.org/10.1002/eap.1838>

Cooley, H., Ajami, N., & Heberger, M. (2013). Key Issues in Seawater Desalination in California: Marine Impacts - Pacific Institute. Pacific Institute. <https://pacinst.org/publication/desal-marine-impacts/>

CR2. (2015). La megasequía en Chile (Informe a la Nación, p. 28). Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia. <https://www.cr2.cl/megasequia/>

Dawoud, M. A., & Al Mulla, M. M. (2012). Environmental Impacts of Seawater Desalination: Arabian Gulf Case Study. *International Journal of Environment and Sustainability*, 1(3). <https://doi.org/10.24102/ijes.v1i3.96>

de-la-Ossa-Carretero, J. A., Del-Pilar-Ruso, Y., Loya-Fernández, A., Ferrero-Vicente, L. M., Marco-Méndez, C., Martínez-García, E., & Sánchez-Lizaso, J. L. (2016). Response of amphipod assemblages to desalination brine discharge: Impact and recovery. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 172, 13-23. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2016.01.035>

Del-Pilar-Ruso, Y., De-la-Ossa-Carretero, J. A., Giménez-Casaldueiro, F., & Sánchez-Lizaso, J. L. (2008). Effects of a brine discharge over soft bottom Polychaeta assemblage. *Environmental Pollution*, 156(2), 240-250. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.12.041>

Del-Pilar-Ruso, Y., Martínez-García, E., Giménez-Casaldueiro, F., Loya-Fernández, A., Ferrero-Vicente, L. M., Marco-Méndez, C., de-la-Ossa-Carretero, J. A., & Sánchez-Lizaso, J. L. (2015). Benthic community recovery from brine impact after the implementation of mitigation measures. *Water Research*, 70, 325-336. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.11.036>

Department, D. G. E., Engineering, C. of, Ha'il, U. of, Ha'il, & Arabia, S. (2020). Desalination Engineering: Environmental Impacts of the Brine Disposal and Their Control. *Open Access Library Journal*, 07(09), Art. 09. <https://doi.org/10.4236/oalib.1106777>

Dillon, P. (2005). Future management of aquifer recharge. *Hydrogeology Journal*, 13(1), 313-316. <https://doi.org/10.1007/s10040-004-0413-6>

Drami, D., Yacobi, Y. Z., Stambler, N., & Kress, N. (2011). Seawater quality and microbial communities at a desalination plant marine outfall. A field study at the Israeli Mediterranean coast. *Water Research*, 45(17), 5449-5462. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.08.005>

Drenkova-Tuhtan, A., Sheeleigh, E. K., Rott, E., Meyer, C., & Sedlak, D. L. (2021). Sorption of recalcitrant phosphonates in reverse osmosis concentrates and wastewater effluents - influence of metal ions. *Water Science and Technology*, 83(4), 934-947. <https://doi.org/10.2166/wst.2021.026>

Einav, R., Harussi, K., & Perry, D. (2002). Effects of the desalination processes on the marine environment-Evidence from various sites around the world. *Desalination*, 152, 141-154.

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

Estévez, R. A., Jerez, G., & Gelcich, S. (2021). Assessing Procedural Justice in the Administration of Small-Scale Benthic Fisheries in Chile. *Frontiers in Marine Science*, 8. <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fmars.2021.636120>

Fernández-Torquemada, Y., Carratalá, A., & Sánchez Lizaso, J. L. (2019). Impact of brine on the marine environment and how it can be reduced. *DESALINATION AND WATER TREATMENT*, 167, 27-37. <https://doi.org/10.5004/dwt.2019.24615>

Fernández-Torquemada, Y., González-Correa, J. M., Loya, A., Ferrero, L. M., Díaz-Valdés, M., & Sánchez-Lizaso, J. L. (2009). Dispersion of brine discharge from seawater reverse osmosis desalination plants. *Desalination and Water Treatment*, 5(1-3), 137-145. <https://doi.org/10.5004/dwt.2009.576>

Fernández-Torquemada, Y., González-Correa, J. M., & Sánchez-Lizaso, J. L. (2013). Echinoderms as indicators of brine discharge impacts. *Desalination and Water Treatment*, 51(1-3), 567-573. <https://doi.org/10.1080/19443994.2012.716609>

FIPA-SUBPESCA. (2017). Implementación de la metodología de estimación del impacto por succión de recursos hidrobiológicos para proyectos sometidos al SEIA (Technical Report FIPA 2016 - 53 - A). Fondo de Investigación Pesquera y de Acuicultura. <https://www.subpesca.cl/fipa/613/w3-article-96194.html>

Flynn, T. M., Sanford, R. A., Ryu, H., Bethke, C. M., Levine, A. D., Ashbolt, N. J., & Santo Domingo, J. W. (2013). Functional microbial diversity explains groundwater chemistry in a pristine aquifer. *BMC Microbiology*, 13, 146. <https://doi.org/10.1186/1471-2180-13-146>

Forehead, H., Thomson, P., & Kendrick, G. A. (2013). Shifts in composition of microbial communities of subtidal sandy sediments maximise retention of nutrients. *FEMS Microbiology Ecology*, 83(2), 279-298. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2012.01472.x>

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 Research*, 151, 478-487. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.12.046>

Frank, H., Rahav, E., & Bar-Zeev, E. (2017). Short-term effects of SWRO desalination brine on benthic heterotrophic microbial communities. *Desalination*, 417, 52-59. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2017.04.031>

Gacia, E., Invers, O., Manzanera, M., Ballesteros, E., & Romero, J. (2007). Impact of the brine from a desalination plant on a shallow seagrass (*Posidonia oceanica*) meadow. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 72(4), 579-590. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2006.11.021>

Ganot, Y., Holtzman, R., Weisbrod, N., Russak, A., Katz, Y., & Kurtzman, D. (2018). Geochemical Processes During Managed Aquifer Recharge With Desalinated Seawater. *Water Resources Research*, 54(2), 978-994. <https://doi.org/10.1002/2017WR021798>

Garreaud, R. D., Álvarez-Garreton, C., Barichivich, J., Boisier, J. P., Christie, D., Galleguillos, M., LeQuesne, C., McPhee, J., & Zambrano-Bigiarini, M. (2017). The 2010-2015 megadrought in central Chile: Impacts on regional hydroclimate and vegetation. *Hydrology and Earth System Sciences*, 21(12), 6307-6327. <https://doi.org/10.5194/hess-21-6307-2017>

Ghernaout, D. (2020). Desalination Engineering: Environmental Impacts of the Brine Disposal and Their Control. *OALib*, 07(09), 1-17. <https://doi.org/10.4236/oalib.1106777>

Ginige, M. P., Kaksonen, A. H., Morris, C., Shackelton, M., & Paterson, B. M. (2013). Bacterial community and groundwater quality changes in an anaerobic aquifer during groundwater recharge with aerobic recycled water. *FEMS Microbiology Ecology*, 85(3), 553-567. <https://doi.org/10.1111/1574-6941.12137>

Giwa, A., Dufour, V., Al Marzooqi, F., Al Kaabi, M., & Hasan, S. W. (2017). Brine management methods: Recent innovations and current status. *Desalination*, 407, 1-23. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2016.12.008>

Grossowicz, M., Ofir, E., Shabtay, A., Wood, J., Biton, E., Belkin, N., Frid, O., Sisma-Ventura, G., Kress, N., Berman-Frank, I., & Gal, G. (2020). Modeling the effects of brine outflow from desalination plants on coastal food-webs of the Levantine basin (eastern Mediterranean Sea). *Desalination*, 496, 114757. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2020.114757>

Grossowicz, M., Varulker, S., Koren, N., & Gal, G. (2021). Desalination plants do not impact the diversity or abundance of zooplankton of the Israeli coast. *Desalination*, 511, 115097. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2021.115097>

Gude, V. G. (2016). Desalination and sustainability - An appraisal and current perspective. *Water Research*, 89, 87-106. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.11.012>

Hylling, O., Carstens, A. B., Kot, W., Hansen, M., Neve, H., Franz, C. M. A. P., Johansen, A., Ellegaard-Jensen, L., & Hansen, L. H. (2020). Two novel bacteriophage genera from a groundwater reservoir highlight subsurface environments as underexplored biotopes in bacteriophage ecology. *Scientific Reports*, 10(1), Art. 1. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-68389-1>

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. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146585>

- Kawaguchi, M., Fujita, H., Yoshizaki, N., Hiroi, J., Okouchi, H., Nagakura, Y., Noda, T., Watanabe, S., Katayama, S., Iwamuro, S., Nishida, M., Iuchi, I., & Yasumasu, S. (2009). Different hatching strategies in embryos of two species, pacific herring *Clupea pallasii* and Japanese anchovy *Engraulis japonicus*, that belong to the same order Clupeiformes, and their environmental adaptation. *Journal of Experimental Zoology Part B: Molecular and Developmental Evolution*, 312B(2), 95–107. <https://doi.org/10.1002/jez.b.21247>
- Kawaguchi, M., Yasumasu, S., Shimizu, A., Kudo, N., Sano, K., Iuchi, I., & Nishida, M. (2013). Adaptive evolution of fish hatching enzyme: One amino acid substitution results in differential salt dependency of the enzyme. *Journal of Experimental Biology*, jeb.069716. <https://doi.org/10.1242/jeb.069716>
- Kelaker, B. P., Clark, G. F., Johnston, E. L., & Coleman, M. A. (2020). Effect of Desalination Discharge on the Abundance and Diversity of Reef Fishes. *Environmental Science & Technology*, 54(2), 735–744. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b03565>
- Kim, D., Amy, G. L., & Karanfil, T. (2015). Disinfection by-product formation during seawater desalination: A review. *Water Research*, 81, 343–355. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.05.040>
- Kirst, G. O. (1990). Salinity Tolerance of Eukaryotic Marine Algae. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology*, 41(1), 21–53. <https://doi.org/10.1146/annurev.pp.41.060190.000321>
- Kress, N. (2019). Marine impacts of seawater desalination: Science, management, and policy. Elsevier.
- Kress, N., Gertner, Y., & Shoham-Frider, E. (2020). Seawater quality at the brine discharge site from two mega size seawater reverse osmosis desalination plants in Israel (Eastern Mediterranean). *Water Research*, 171, 115402. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115402>
- Lattemann, S., & Höpner, T. (2008). Environmental impact and impact assessment of seawater desalination. *Desalination*, 220(1–3), 1–15. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2007.03.009>
- Lee, S., Choi, J., Park, Y.-G., Shon, H., Ahn, C. H., & Kim, S.-H. (2019). Hybrid desalination processes for beneficial use of reverse osmosis brine: Current status and future prospects. *Desalination*, 454, 104–111. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2018.02.002>
- Olson, J. R. (2019). Predicting combined effects of land use and climate change on river and stream salinity. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 374(1764), 20180005. <https://doi.org/10.1098/rstb.2018.0005>
- Omerspahic, M., Al-Jabri, H., Siddiqui, S. A., & Saadaoui, I. (2022). Characteristics of Desalination Brine and Its Impacts on Marine Chemistry and Health, With Emphasis on the Persian/Arabian Gulf: A Review. *Frontiers in Marine Science*, 9, 845113. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.845113>
- OMS. (2007). Desalination for Safe Water Supply: Guidance for the Health and Environmental Aspects Applicable to Desalination. Organización Mundial de la Salud. https://www.academia.edu/34643305/Desalination_for_Safe_Water_Supply_Public_Health_and_the_Environment_World_Health_Organization_Geneva_2007
- Palomar, P., & Losada, I. J. (2011). Impacts of Brine Discharge on the Marine Environment. Modelling as a Predictive Tool. En M. Schorr (Ed.), *Desalination, Trends and Technologies*. InTech. <https://doi.org/10.5772/14880>
- Pan, D., Nolan, J., Williams, K. H., Robbins, M. J., & Weber, K. A. (2017). Abundance and Distribution of Microbial Cells and Viruses in an Alluvial Aquifer. *Frontiers in Microbiology*, 8. <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fmicb.2017.01199>
- Panagopoulos, A., & Haralambous, K.-J. (2020). Environmental impacts of desalination and brine treatment—Challenges and mitigation measures. *Marine Pollution Bulletin*, 161, 111773. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111773>
- Panagopoulos, A., Haralambous, K.-J., & Loizidou, M. (2019). Desalination brine disposal methods and treatment technologies—A review. *Science of The Total Environment*, 693, 133545. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.351>
- Peñate, B., & García-Rodríguez, L. (2012). Current trends and future prospects in the design of seawater reverse osmosis desalination technology. *Desalination*, 284, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.09.010>
- Pérez-Matus, A., Carrasco, S. A., Gelcich, S., Fernandez, M., & Wieters, E. A. (2017). Exploring the effects of fishing pressure and upwelling intensity over subtidal kelp forest communities in Central Chile. *Ecosphere*, 8(5), e01808. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1808>
- Petersen, K. L., Paytan, A., Rahav, E., Levy, O., Silverman, J., Barzel, O., Potts, D., & Bar-Zeev, E. (2018). Impact of brine and antiscalants on reef-building corals in the Gulf of Aqaba – Potential effects from desalination plants. *Water Research*, 144, 183–191. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.07.009>
- Pramanik, B. K., Shu, L., & Jegatheesan, V. (2017). A review of the management and treatment of brine solutions. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 3(4), 625–658. <https://doi.org/10.1039/C6EW00339G>

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. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.04.036>

Rodríguez-Rojas, F., López-Marras, A., Celis-Plá, P. S. M., Muñoz, P., García-Bartolomei, E., Valenzuela, F., Orrego, R., Carratalá, A., Sánchez-Lizaso, J. L., & Sáez, C. A. (2020). Ecophysiological and cellular stress responses in the cosmopolitan brown macroalga *Ectocarpus* as biomonitoring tools for assessing desalination brine impacts. *Desalination*, 489, 114527. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2020.114527>

Ronen-Eliraz, G., Russak, A., Nitzan, I., Guttman, J., & Kurtzman, D. (2017). Investigating geochemical aspects of managed aquifer recharge by column experiments with alternating desalinated water and groundwater. *Science of The Total Environment*, 574, 1174–1181. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.075>

Sadhwani, J. (2004). Impacto ambiental en la desalación de aguas. VII Congreso Nacional del Medio Ambiente, Madrid, España.

Saleh, L., & Mezher, T. (2021). Techno-economic analysis of sustainability and externality costs of water desalination production. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 150, 111465. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2021.111465>

Sánchez-Lizaso, J. L., Romero, J., Ruiz, J., Gacia, E., Buceta, J. L., Invers, O., Fernández Torquemada, Y., Mas, J., Ruiz-Mateo, A., & Manzanera, M. (2008). Salinity tolerance of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*: Recommendations to minimize the impact of brine discharges from desalination plants. *Desalination*, 221(1–3), 602–607. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2007.01.119>

Santelices, B. (1990). Patterns of organizations of intertidal and shallow subtidal vegetation in wave exposed habitats of central Chile. *Hydrobiologia*, 192(1), 35–57. <https://doi.org/10.1007/BF00006226>

Sharifinia, M., Afshari Bahmanbeigloo, Z., Smith Jr, W. O., Yap, C. K., & Keshavarzifard, M. (2019). Prevention is better than cure: Persian Gulf biodiversity vulnerability to the impacts of desalination plants. *Global Change Biology*, 25(12), 4022–4033. <https://doi.org/10.1111/gcb.14808>

Sharifinia, M., Taherizadeh, M., Namin, J. I., & Kamrani, E. (2018). Ecological risk assessment of trace metals in the surface sediments of the Persian Gulf and Gulf of Oman: Evidence from subtropical estuaries of the Iranian coastal waters. *Chemosphere*, 191, 485–493. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.10.077>

Urbina, M. A., & Glover, C. N. (2015). Effect of salinity on osmoregulation, metabolism and nitrogen excretion in the amphidromous fish, inanga (*Galaxias maculatus*). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 473, 7–15. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2015.07.014>

Urbina, M. A., Schulte, P. M., Bystriansky, J. S., & Glover, C. N. (2013). Differential expression of Na⁺, K⁺-ATPase α -1 isoforms during seawater acclimation in the amphidromous galaxiid fish *Galaxias maculatus*. *Journal of Comparative Physiology B*, 183(3), 345–357. <https://doi.org/10.1007/s00360-012-0719-y>

Urbina, M., Paschke, K., Gebauer, P., & Chaparro, O. R. (2010). Physiological energetics of the estuarine crab *Hemigrapsus crenulatus* (Crustacea: Decapoda: Varunidae): responses to different salinity levels. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 90(2), 267–273. <https://doi.org/10.1017/S0025315409990889>

Valdés, H., Saavedra, A., Flores, M., Vera-Puerto, I., Aviña, H., & Belmonte, M. (2021). Reverse Osmosis Concentrate: Physicochemical Characteristics, Environmental Impact, and Technologies. *Membranes*, 11(10), Art. 10. <https://doi.org/10.3390/membranes11100753>

Villegas, M., Laudien, J., Sielfeld, W., & Arntz, W. (2019). Effect of foresting barren ground with *Macrocystis pyrifera* (Linnaeus) C. Agardh on the occurrence of coastal fishes off northern Chile. *Journal of Applied Phycology*, 31(3), 2145–2157. <https://doi.org/10.1007/s10811-018-1657-1>

Whitmarsh, S. K., Barbara, G. M., Brook, J., Colella, D., Fairweather, P. G., Kildea, T., & Huveneers, C. (2021). No detrimental effects of desalination waste on temperate fish assemblages. *ICES Journal of Marine Science*, 78(1), 45–54. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsaa174>

Winters, H., Isquith, I. R., & Bakish, R. (1979). Influence of desalination effluents on marine ecosystems. *Desalination*, 30(1), 403–410. [https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(00\)88470-2](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(00)88470-2)

Yang, C., Peng, X., Zhao, Y., Wang, X., Cheng, L., Wang, F., Li, Y., & Li, P. (2019). Experimental study on VMD and its performance comparison with AGMD for treating copper-containing solution. *Chemical Engineering Science*, 207, 876–891. <https://doi.org/10.1016/j.ces.2019.07.013>

Yu, J., Shin, G.-A., Oh, B. S., Kye, J.-I., & Yoon, J. (2015). N-chlorosuccinimide as a novel agent for biofouling control in the polyamide reverse osmosis membrane process. *Desalination*, 357, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2014.11.004>

REFERENCIAS CAPÍTULO 8

- Aliewi, A., El-Sayed, E., Akbar, A., Hadi, K., & Al-Rashed, M. (2017). Evaluation of desalination and other strategic management options using multi-criteria decision analysis in Kuwait. *Desalination*, 413, 40-51. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2017.03.006>
- Alomirah, H. F., Al-Zenki, S. F., Alaswad, M. C., Alruwaih, N. A., Wu, Q., & Kannan, K. (2020). Elevated concentrations of bromate in Drinking water and groundwater from Kuwait and associated exposure and health risks. *Environmental Research*, 181, 108885. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.108885>
- Ben Zaken, S., Simantov, O., Abenstein, A., Radomysky, Z., & Koren, G. (2020). Water desalination, serum magnesium and dementia: A population-based study. *Journal of Water and Health*, 18(5), 722-727. <https://doi.org/10.2166/wh.2020.132>
- Chatziefthimiou, A. D., Metcalf, J. S., Glover, W. B., Banack, S. A., Dargham, S. R., & Richer, R. A. (2016). Cyanobacteria and cyanotoxins are present in drinking water impoundments and groundwater wells in desert environments. *Toxicon*, 114, 75-84. <https://doi.org/10.1016/j.toxicon.2016.02.016>
- Chen, T., Wang, Q., Qin, Y., Chen, X., Yang, X., Lou, W., Zhou, M., He, G., & Lu, K. (2015). Knowledge, Attitudes and Practice of Desalinated Water among Professionals in Health and Water Departments in Shengsi, China: A Qualitative Study. *PLOS ONE*, 10(4), e0118360. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0118360>
- Comité de Derechos Económicos, Sociales y Culturales. (2003). Cuestiones sustantivas que se plantean en la aplicación del Pacto Internacional de Derechos Económicos, Sociales y Culturales: El derecho al agua (artículos 11 y 12 del Pacto Internacional de Derechos Económicos, Sociales y Culturales) (Observación general 15 (2002) E/C.12/2002/11; p. 19). Comité de Derechos Económicos, Sociales y Culturales. <https://docstore.ohchr.org/SelfServices/FilesHandler.ashx?enc=4s-lQ6QSmIBEDzFEovLCuW1AVC1NkPsgUedPIF1vfPMJGPrC-K5aXxG4bAqt2RQ8OBgsAGw8XJOuajoG9jmUjYRTYJUvDZX-0TXQC8aLK3B5p3erAK9xf%2fr6c%2b13%2fz2k5%2fk>
- Dolnicar, S., & Schäfer, A. I. (2009). Desalinated versus recycled water: Public perceptions and profiles of the accepters. *Journal of Environmental Management*, 90(2), 888-900. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.02.003>
- Escenarios Hídricos 2030. (2018). Radiografía del Agua: Brecha y Riesgo Hídrico en Chile. <https://escenarioshidricos.cl/publicacion/radiografia-del-agua-brecha-y-riesgo-hidrico-en-chile/>
- Fragkou, M. C., & Budds, J. (2020). Desalination and the disarticulation of water resources: Stabilising the neoliberal model in Chile. *Transactions of the Institute of British Geographers*, 45(2), 448-463. <https://doi.org/10.1111/tran.12351>
- Fragkou, M. C., & McEvoy, J. (2016). Trust matters: Why augmenting water supplies via desalination may not overcome perceptual water scarcity. *Desalination*, 397, 1-8. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2016.06.007>
- Fragkou, M. C., Monsalve Tapia, T., Contreras Alonso, M., & Crisóstomo López, J. (2021). "NOSOTROS TOMAMOS AGUA DE MAR" Injusticias hídricas asociadas al agua desalinizada para consumo humano en la ciudad de Antofagasta. *Revista Planeo*, 45. <https://revistaplaneo.cl/2021/04/15/nosotros-tomamos-agua-de-mar-injusticias-hidricas-asociadas-al-agua-desalinizada-para-consumo-humano-en-la-ciudad-de-antofagasta/>
- Government of Israel. (2018, octubre 31). From sea water to drinking water [Text]. Mission of Israel to the EU and NATO. <https://embassies.gov.il/eu/NewsAndEvents/Newsletter/Pages/From-sea-water-to-drinking-water.aspx>
- Harris, L. M., McKenzie, S., Rodina, L., Shah, S. H., & Wilson, N. J. (2018). Water Justice: Key concepts, debates and research agendas. <https://doi.org/10.14288/1.0347545>
- Hawash, Y., Ghonaim, M., Hussein, Y., Alhazmi, A., & Alturkistani, A. (2015). Identification of Giardia lamblia and the human infectious-species of Cryptosporidium in drinking water resources in Western Saudi Arabia by nested-PCR assays. *Tropical Biomedicine*, 32(2), 216-224.
- Hurlimann, A., & Dolnicar, S. (2016). Public acceptance and perceptions of alternative water sources: A comparative study in nine locations. *International Journal of Water Resources Development*, 32(4), 650-673. <https://doi.org/10.1080/07900627.2016.1143350>
- Jones, E., Qadir, M., van Vliet, M. T. H., Smakhtin, V., & Kang, S. (2019). The state of desalination and brine production: A global outlook. *Science of The Total Environment*, 657, 1343-1356. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.076>
- Koren, G., Shlezinger, M., Katz, R., Shalev, V., & Amitai, Y. (2017). Seawater desalination and serum magnesium concentrations in Israel. *Journal of Water and Health*, 15(2), 296-299. <https://doi.org/10.2166/wh.2016.164>
- Nriagu, J., Darroudi, F., & Shomar, B. (2016). Health effects of desalinated water: Role of electrolyte disturbance in cancer development. *Environmental Research*, 150, 191-204. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2016.05.038>

Ochoa Tobar, F. (2013). El derecho al agua como derecho internacionalmente justiciable en el sistema interamericano de derechos humanos. Un análisis a la jurisprudencia de la Corte Interamericana de Derechos Humanos. *Revista de Derecho (Universidad de Concepción)*, LXXXI(233-234), 141-164.

OMS. (2011). Safe drinking-water from desalination Guidance on risk assessment and risk management procedures to ensure the safety of desalinated drinking-water (Guía WHO/HSE/WSH/11.03; p. 32). Organización Mundial de la Salud. <https://www.who.int/publications-detail-redirect/WHO-HSE-WSH-11.03>

OMS. (2018). Guías para la calidad del agua de consumo humano: Cuarta edición que incorpora la primera adenda (4a ed + 1a adenda). Organización Mundial de la Salud. <https://apps.who.int/iris/handle/10665/272403>

Ovadia, Y. S., Gefel, D., Aharoni, D., Turkot, S., Fytlovich, S., & Troen, A. M. (2016). Can desalinated seawater contribute to iodine-deficiency disorders? An observation and hypothesis. *Public Health Nutrition*, 19(15), 2808-2817. <https://doi.org/10.1017/S1368980016000951>

Plaza Reveco, R. (2017). ¿Es necesario legislar sobre el uso del agua de mar y su desalinización? El marco jurídico actual de las aguas desaladas y el análisis de los proyectos de ley en curso. *Revista de Derecho Ambiental*, 7, Art. 7. <https://doi.org/10.5354/0719-4633.2017.46449>

Pulgar Martínez, A. (2020). El derecho humano al agua y al saneamiento y su relación con la protección del medio ambiente en América Latina. *Anuario de Derechos Humanos*, 16(1), Art. 1. <https://doi.org/10.5354/0718-2279.2020.53131>

Recabarren Santibáñez, O. (2016). El estándar del derecho de aguas desde la perspectiva del derecho internacional de los derechos humanos y del medio ambiente. *Estudios constitucionales*, 14(2), 305-346. <https://doi.org/10.4067/S0718-52002016000200010>

Rizk, Z. S. (2009). Inorganic chemicals in domestic water of the United Arab Emirates. *Environmental Geochemistry and Health*, 31(1), 27-45. <https://doi.org/10.1007/s10653-008-9153-1>

Rojas Calderón, C., & Delpiano Lira, C. (2016). Algunas consideraciones jurídicas sobre la desalación de agua marina. Caracterizaciones y problemas iniciales. *Revista de Derecho Administrativo Económico*, 23, 107-128. <https://doi.org/10.7764/redae.23.6>

Santillán, A., & Rivera, A. (2021, julio 27). Desalinización multipropósito, una respuesta del mundo desarrollado para paliar la escasez hídrica. *Diario Financiero*. <https://www.df.cl/periodismo-de-soluciones/desalinizacion-multiproposito-una-respuesta-del-mundo-desarrollado-para>

Shlezinger, M., Amitai, Y., Akriv, A., Gabay, H., Shechter, M., & Leventer-Roberts, M. (2018). Association between exposure to desalinated sea water and ischemic heart disease, diabetes mellitus and colorectal cancer; A population-based study in Israel. *Environmental Research*, 166, 620-627. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2018.06.053>

Shomar, B., & Hawari, J. (2017). Desalinated drinking water in the GCC countries - The need to address consumer perceptions. *Environmental Research*, 158, 203-211. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.06.018>

Villar-Navascués, R. A., & Fragkou, M. C. (2021). Managing Water Scarcity Futures: Identifying Factors Influencing Water Quality, Risk Perception and Daily Practices in Urban Environments after the Introduction of Desalination. *Water*, 13(19), 2738. <https://doi.org/10.3390/w13192738>

Williams, J. (2022). Desalination in the 21st Century: A critical review of trends and debates at the water desalination frontier. *Water Alternatives*, 15(2), 193-217.

Zambrano-Bigiarini, M., & Baez-Villaneuva, O. M. (2019). Characterizing meteorological droughts in data scarce regions using remote sensing estimates of precipitation. En V. Maggioni & C. Massari (Eds.), *Extreme Hydroclimatic Events and Multivariate Hazards in a Changing Environment* (pp. 221-246). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-814899-0.00009-2>

REFERENCIAS CAPÍTULO 9

Al-Karaghoul, A., & Kazmerski, L. L. (2013). Energy consumption and water production cost of conventional and renewable-energy-powered desalination processes. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 24, 343-356. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2012.12.064>

CCG-UC. (2022). Escenarios climáticos para Chile: Evidencia desde el Sexto Informe del IPCC. Centro de Cambio Global, Pontificia Universidad Católica de Chile.

Comité Técnico de ACADES. (2022). Catastro de Plantas Desalinizadoras de Agua de Mar. Asociación Chilena de Desalinización.

Kim, J., Park, K., Yang, D. R., & Hong, S. (2019). A comprehensive review of energy consumption of seawater reverse osmosis desalination plants. *Applied Energy*, 254, 113652. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2019.113652>

Palma-Behnke, R., Abarca del Río, R., Agostini, C., Alvear, C., Amaya, J., Araya, P., Arellano, N., Arriagada, P., Avilés, C., Barría, C., Berg, A., Buchuk, D., Cardemill, J. M., Dall'Orso, F., Domínguez, M. P., Escauriaza, C., Feijoo, F., Figueroa, A., Flores, C., & Vicuña, S. (2021). The Chilean Potential for Exporting Renewable Energy (Final). Comité Científico de Cambio Climático de Chile. <https://doi.org/10.5281/ZENODO.5649342>

Soliman, M. N., Guen, F. Z., Ahmed, S. A., Saleem, H., Khalil, M. J., & Zaidi, S. J. (2021). Energy consumption and environmental impact assessment of desalination plants and brine disposal strategies. *Process Safety and Environmental Protection*, 147, 589–608. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2020.12.038>

REFERENCIAS CAPÍTULO 10

Alterman, R., & Pellach, C. (2020). *Regulating Coastal Zones: International Perspective on Land Management Instruments* (1ª ed.). Routledge. <https://doi.org/10.4324/9780429432699>

California Coastal Commission. (2022). *Laws and Regulations—The Coastal Act* [Text]. California Coastal Commission. <https://www.coastal.ca.gov/laws/>

García-Bartolomei, E., Vásquez, V., Rebolledo, G., Vivallo, A., Acuña-Ruz, T., Rebolledo, J., Orrego, R., & Barra, R. O. (2022). Defining Priority Areas for the Sustainable Development of the Desalination Industry in Chile: A GIS Multi-Criteria Analysis Approach. *Sustainability*, 14(13), Art. 13. <https://doi.org/10.3390/su14137772>

Proyecto de ley que modifica la ley N° 19.300, para incluir las desaladoras en la tipología de actividades sometidas al sistema de evaluación de impacto ambiental y norma sus requisitos, n° 13686-08, Senado, República de Chile (2020). https://www.senado.cl/appsenado/templates/tramitacion/index.php?boletin_ini=13686-08

Gobierno de Chile. (2021). *Plan Sequía—Plan de Emergencia* [Text]. Gobierno de Chile. <https://www.gob.cl/plansequia/emergencia/>

Hervé Espejo, D. (2010). NOCIÓN Y ELEMENTOS DE LA JUSTICIA AMBIENTAL: DIRECTRICES PARA SU APLICACIÓN EN LA PLANIFICACIÓN TERRITORIAL Y EN LA EVALUACIÓN AMBIENTAL ESTRATÉGICA. *Revista de Derecho* (Valdivia), 23(1). <https://doi.org/10.4067/S0718-09502010000100001>

Huang, L., Zhang, G., Bai, J., Xia, Z., Wang, W., Jia, J., Wang, X., Liu, X., & Cui, B. (2021). Desalination via freshwater restoration highly improved microbial diversity, co-occurrence patterns and functions in coastal wetland soils. *Science of The Total Environment*, 765, 142769. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142769>

Instituto Nacional de Normalización, Chile. (2005). *Norma Chilena Oficial NCh409 Agua Potable—Parte 1*.

Instituto Nacional de Normalización, Chile. (2005). *Norma Chilena Oficial NCh409 Agua Potable—Parte 2*.

Ministerio de Defensa Nacional. (1995). Decreto 475 ESTABLECE POLITICA NACIONAL DE USO DEL BORDE COSTERO DEL LITORAL DE LA REPUBLICA, Y CREA COMISION NACIONAL QUE INDICA. <https://www.bcn.cl/leychile/navegar?idNorma=13662>

Rodríguez, J., & Reul, A. (2010). Biodiversidad y servicios de los ecosistemas marinos. *Uciencia*, 5, 34–37.

Rojas Calderón, C., & Delpiano Lira, C. (2016). Algunas consideraciones jurídicas sobre la desalación de agua marina. Caracterizaciones y problemas iniciales. *Revista de Derecho Administrativo Económico*, 23, 107–128. <https://doi.org/10.7764/redae.23.6>

Sadhwani, J. J., Veza, J. M., & Santana, C. (2005). Case studies on environmental impact of seawater desalination. *Desalination*, 185(1), 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2005.02.072>

Skewes Urtubia, F. (2017). Régimen jurídico de la desalación de agua de mar en Chile: El carácter de bien de dominio público del agua de mar y del borde costero [Memoria (licenciado en ciencias jurídicas y sociales), Universidad de Chile]. <https://repositorio.uchile.cl/handle/2250/151689>

Sola, I., Zarzo, D., Carratalá, A., Fernández-Torquemada, Y., de-la-Ossa-Carretero, J. A., Del-Pilar-Ruso, Y., & Sánchez-Lizaso, J. L. (2020). Review of the management of brine discharges in Spain. *Ocean & Coastal Management*, 196, 105301. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2020.105301>

REFERENCIAS CAPÍTULO 11

Alterman, R., & Pellach, C. (2020). *Regulating Coastal Zones: International Perspective on Land Management Instruments* (1ª ed.). Routledge. <https://doi.org/10.4324/9780429432699>

Barau, A. S., & Al Hosani, N. (2015). Prospects of environmental governance in addressing sustainability challenges of seawater desalination industry in the Arabian Gulf. *Environmental Science & Policy*, 50, 145–154. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.02.008>

California Coastal Commission. (2022). *Laws and Regulations—The Coastal Act* [Text]. California Coastal Commission. <https://www.coastal.ca.gov/laws/>

DIRECTEMAR. (2021). Guía para la evaluación ambiental de proyectos industriales de desalación en jurisdicción de la Autoridad Marítima. Dirección General del Territorio Marítimo y de Marina Mercante, Gobierno de Chile. https://www.directemar.cl/directemar/site/docs/20211115/20211115120951/guia_desaladoras_2021__vf_2.pdf

Echeverría-Riquelme, K. (2017). EL ACCESO AL AGUA DE MAR PARA LA DESALINIZACIÓN. *Revista de Derecho (Concepción)*, 85(241), 127-152. <https://doi.org/10.4067/S0718-591X2017000100127>

Fragkou, M. C., & McEvoy, J. (2016). Trust matters: Why augmenting water supplies via desalination may not overcome perceptual water scarcity. *Desalination*, 397, 1-8. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2016.06.007>

García-Bartolomei, E., Vásquez, V., Rebolledo, G., Vivallo, A., Acuña-Ruz, T., Rebolledo, J., Orrego, R., & Barra, R. O. (2022). Defining Priority Areas for the Sustainable Development of the Desalination Industry in Chile: A GIS Multi-Criteria Analysis Approach. *Sustainability*, 14(13), Art. 13. <https://doi.org/10.3390/su14137772>

Gilmont, M. (2014). Decoupling dependence on natural water: Reflexivity in the regulation and allocation of water in Israel. *Water Policy*, 16(1), 79-101. <https://doi.org/10.2166/wp.2013.171>

Hervé Espejo, D. (2010). NOCIÓN Y ELEMENTOS DE LA JUSTICIA AMBIENTAL: DIRECTRICES PARA SU APLICACIÓN EN LA PLANIFICACIÓN TERRITORIAL Y EN LA EVALUACIÓN AMBIENTAL ESTRATÉGICA. *Revista de Derecho (Valdivia)*, 23(1). <https://doi.org/10.4067/S0718-09502010000100001>

Huang, L., Zhang, G., Bai, J., Xia, Z., Wang, W., Jia, J., Wang, X., Liu, X., & Cui, B. (2021). Desalination via freshwater restoration highly improved microbial diversity, co-occurrence patterns and functions in coastal wetland soils. *Science of The Total Environment*, 765, 142769. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142769>

IPCC. (2014). Cambio Climático 2014, Impactos, adaptación y vulnerabilidad. Resúmenes, preguntas frecuentes y cuadros multicapítulos. Contribución del grupo de trabajo II al Quinto informe de evaluación del grupo intergubernamental de expertos sobre el Cambio Climático (C. B. Field, V. R. Barros, D. J. Dokken, K. J. Mach, M. D. Mastrandrea, T. E. Bilir, M. Chatterjee, K. L. Ebi, Y. O. Estrada, R. C. Genova, B. Girma, E. S. Kissel, A. N. Levy, S. MacCracken, Patricia R. Mastrandrea, & L. L. White, Eds.). Organización Meteorológica Mundial. https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/03/WGIIAR5-IntegrationBrochure_es-1.pdf

Ministerio de Defensa Nacional. (s. f.). Nuevo Reglamento de Concesiones Marítimas. Recuperado 30 de noviembre de 2022, de https://www.defensa.cl/media/Reglamento_Concesiones_Maritimas_y_extracto_del_reglamento.pdf

Ministerio de Economía. (1990). Ley 18902 CREA LA SUPERINTENDENCIA DE SERVICIOS SANITARIOS. <https://www.bcn.cl/leychile/navegar?idNorma=30274&idVersion=2010-01-26&idParte=>

MMA. (2022) Ley 21455 LEY MARCO DE CAMBIO CLIMÁTICO. <https://www.bcn.cl/leychile/navegar?idNorma=1177286>

MMA. (2022). Listado de Humedales Urbanos al 14 de octubre de 2022. Ministerio del Medio Ambiente, Gobierno de Chile. <https://humedaleschile.mma.gob.cl/humedales-urbanos/>

Proyecto de ley sobre el uso de agua de mar para desalinización, nº 11608-09, Senado, República de Chile (2018). https://www.senado.cl/appsenado/templates/tramitacion/index.php?boletin_ini=11608-09

Reporte Sostenible. (2020, abril 6). AES Gener planea suministrar agua desalada desde su Planta Termoeléctrica de Ventanas a la zona central. <https://reportesostenible.cl/edicion-especial-desalacion-2020/aes-gener-planea-suministrar-agua-desalada-desde-su-planta-termoelctrica-de-ventanas-a-la-zona-centro/>

Rodríguez, J., & Reul, A. (2010). Biodiversidad y servicios de los ecosistemas marinos. *Uciencia*, 5, 34-37.

Rojas Calderón, C., & Delpiano Lira, C. (2016). Algunas consideraciones jurídicas sobre la desalación de agua marina. Caracterizaciones y problemas iniciales. *Revista de Derecho Administrativo Económico*, 23, 107-128. <https://doi.org/10.7764/redae.23.6>

Rosenberg, M. (2021, agosto 10). El milagro israelí: De la escasez hídrica a la abundancia. *Revista Universitaria*, 164. <https://revistauniversitaria.uc.cl/dossier/el-milagro-israeli-de-la-escasez-hidrica-a-la-abundancia/13945/>

Sadhvani, J. J., Veza, J. M., & Santana, C. (2005). Case studies on environmental impact of seawater desalination. *Desalination*, 185(1), 1-8. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2005.02.072>

SAG. (2020). Tramitación de Informe de Factibilidad para Construcciones ajenas a la agricultura en área rural (IFC). Servicio Agrícola Ganadero. https://www.sag.gob.cl/sites/default/files/tramitacion_ifc_diptico.pdf

Skewes Urtubia, F. (2017). Autorización ambiental para actividades de desalinización de agua de mar. *Revista de Derecho Ambiental*, 7, Art. 7. <https://doi.org/10.5354/0719-4633.2017.46448>

Sola, I., Zarzo, D., Carratalá, A., Fernández-Torquemada, Y., de-la-Ossa-Carretero, J. A., Del-Pilar-Ruso, Y., & Sánchez-Lizaso, J. L. (2020). Review of the management of brine discharges in Spain. *Ocean & Coastal Management*, 196, 105301. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2020.105301>

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. <https://doi.org/10.1080/07900627.2021.1898346>

Urquiza, A., & Billi, M. (2020). Water markets and social-ecological resilience to water stress in the context of climate change: An analysis of the Limarí Basin, Chile. *Environment, Development and Sustainability*, 22(3), 1929–1951. <https://doi.org/10.1007/s10668-018-0271-3>

Utreras, M. (2022, abril 26). Eficiencia hídrica: Plantean la opción de reconvertir centrales térmicas a plantas desalinizadoras [Text]. *Electricidad*. <https://www.revistaei.cl/2022/04/26/eficiencia-hidrica-plantean-la-opcion-de-reconvertir-centrales-termicas-a-plantas-desalinizadoras/>

REFERENCIAS CAPÍTULO 12

Alvez, A., Aitken, D., Rivera, D., Vergara, M., McIntyre, N., & Concha, F. (2020). At the crossroads: Can desalination be a suitable public policy solution to address water scarcity in Chile's mining zones? *Journal of Environmental Management*, 258, 110039. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.110039>

Bismuth, C. (2016). Water Resources, Cooperation and Power Asymmetries in the Water Management of the Lower Jordan Valley: The Situation Today and the Path that Has Led There. En R. F. Hüttel, O. Bens, C. Bismuth, & S. Hoehstetter (Eds.), *Society—Water—Technology* (pp. 189–204). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-18971-0_13

Crookes, D. J. (2018). Does the construction of a desalination plant necessarily imply that water tariffs will increase? A system dynamics analysis. *Water Resources and Economics*, 21, 29–39. <https://doi.org/10.1016/j.wre.2017.11.002>

Dreizin, Y., Tenne, A., & Hoffman, D. (2008). Integrating large scale seawater desalination plants within Israel's water supply system. *Desalination*, 220(1–3), 132–149. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2007.01.028>

Ghaffour, N., Missimer, T. M., & Amy, G. L. (2013). Technical review and evaluation of the economics of water desalination: Current and future challenges for better water supply sustainability. *Desalination*, 309, 197–207. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2012.10.015>

Greer, R. A. (2020). A review of public water infrastructure financing in the United States. *WIREs Water*, 7(5). <https://doi.org/10.1002/wat2.1472>

Greer, R. A., Lee, K., Fencl, A., & Sneegas, G. (2021). Public-Private Partnerships in the Water Sector: The Case of Desalination. *Water Resources Management*, 35(11), 3497–3511. <https://doi.org/10.1007/s11269-021-02900-9>

Porter, M. G., Downie, D., Scarborough, H., Sahin, O., & Stewart, R. A. (2015). Drought and Desalination: Melbourne water supply and development choices in the twenty-first century. *Desalination and Water Treatment*, 55(9), 2278–2295. <https://doi.org/10.1080/19443994.2014.959743>

Wolfs, M., & Woodroffe, S. (2002). Structuring and financing international BOO/BOT desalination projects. *Desalination*, 142(2), 101–106. [https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(01\)00429-5](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(01)00429-5)

ANEXOS

ANEXO 1.

DOCUMENTACIÓN DE LOS TALLERES 12 DE AGOSTO Y 24 DE OCTUBRE

Taller 12 de agosto 2022

Mesas	Preguntas
Ciencias naturales (3 mesas)	¿Qué elementos deben considerarse en la caracterización de una línea de base costera y oceánica para la evaluación de impactos de un proyecto de desalinización?
	¿Cuáles son las características básicas de instalación y operación de un proyecto de desalinización que deben considerarse para la evaluación de impactos en contexto costero y oceánico?
	¿Qué elementos deben considerarse en la caracterización de una línea de base costera y oceánica para la evaluación de impactos de un proyecto de desalinización?
Temas socio-técnicos (3 mesas)	¿Cuáles considera que son los desafíos con relación a los aspectos energéticos en desalinización?
	¿Qué se sabe de las experiencias hechas en Chile al respecto (barreras/ oportunidades/desafíos) de los aspectos energéticos y de distribución de la desalinización?
	¿Qué considera que se requiere para que la desalinización reduzca su impacto ambiental (eficiencia proceso y manejo de salmueras, dimensionamiento, localización) con relación al nexo agua-energía?
Temas socio-culturales (2 mesas)	¿Cuáles son los posibles impactos socio-culturales / territoriales?
	¿Cuáles son los desafíos/oportunidades de los requerimientos regulatorios y legislativos para su instalación y consumo?
	¿Cuáles son los desafíos/ oportunidades en las prácticas de consumo, uso, y aceptación del agua desalinizada?

Tabla A.1.1.
Mesas y preguntas de discusión propuestas en el taller del 12 de agosto de 2022.
Fuente: Elaboración propia.

Figura A.1.1.
Mural elaborado por participantes de la mesa Ciencias Naturales 1.
 Fuente: Taller 12 de agosto 2022



Figura A.1.3.
Mural elaborado por participantes de la mesa Ciencias Naturales 3.
 Fuente: Taller 12 de agosto 2022.



Figura A.1.4.
Mural elaborado por participantes de la mesa Socio-cultural 1.
 Fuente: Taller 12 de agosto 2022.

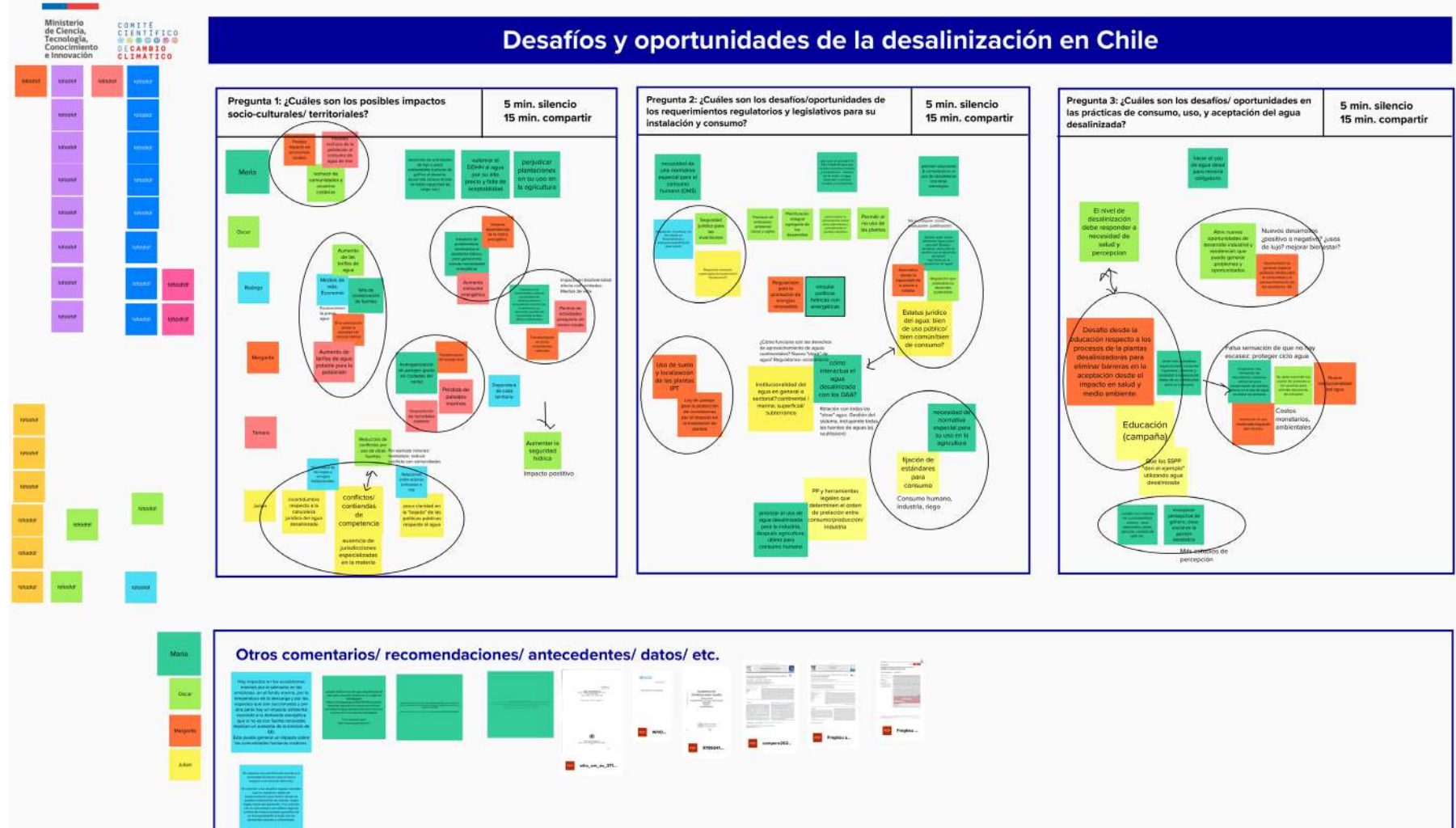


Figura A.1.6.
Mural elaborado por participantes de la mesa Socio-técnica 1.

Fuente: Taller 12 de agosto 2022.



Figura A.1.7.
Mural elaborado por participantes de la mesa Socio-técnica 2.
 Fuente: Taller 12 de agosto 2022.

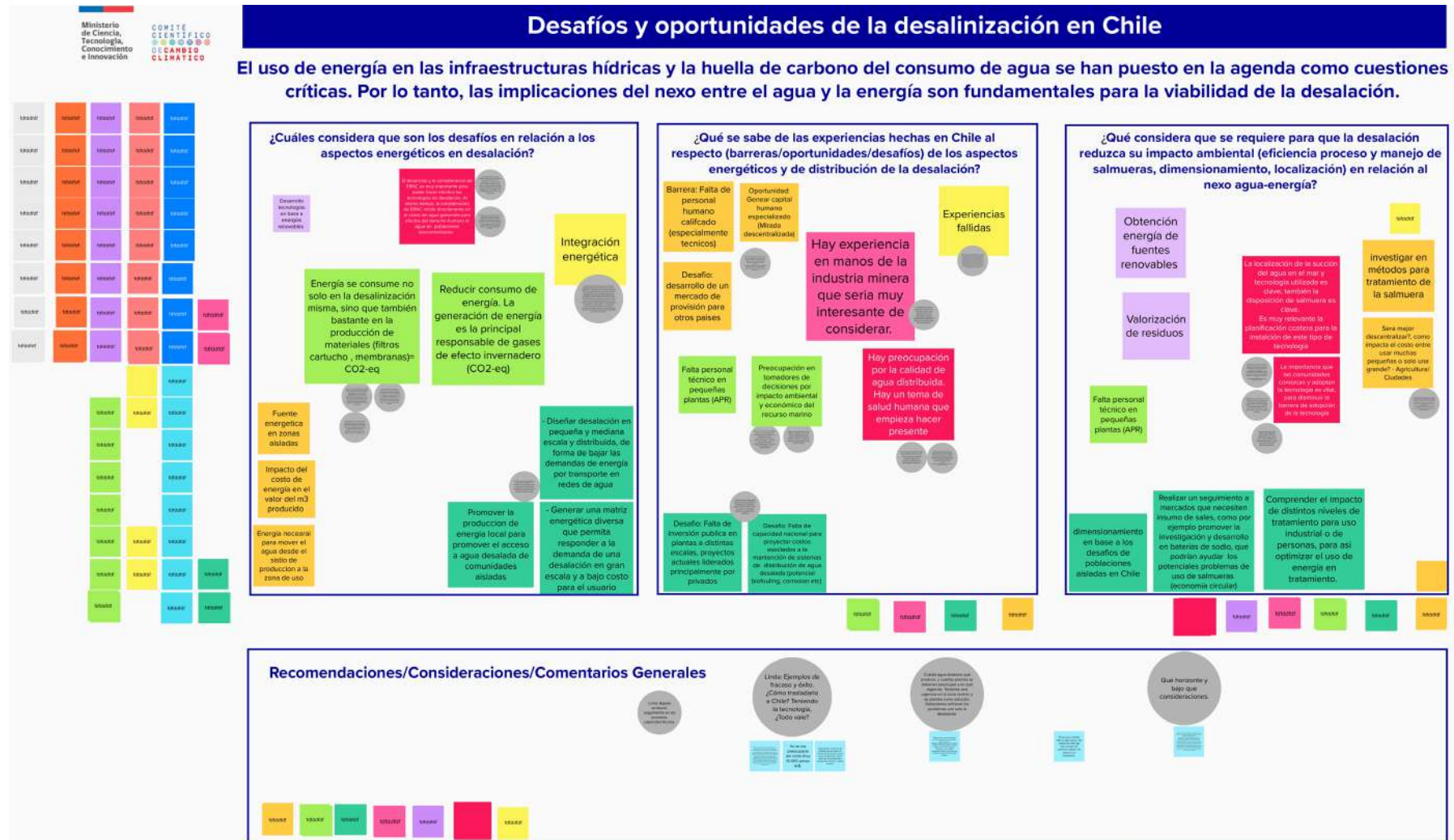


Figura A.1.8.
Mural elaborado por participantes de la mesa Socio-técnica 3.
 Fuente: Taller 12 de agosto 2022.



Figura A.1.9.
Mural elaborado por participantes del taller 24 de octubre.
 Fuente: Taller 24 de octubre 2022.



ANEXO 2.

HISTORIA DE LA DESALINIZACIÓN

Desde tiempos inmemoriales los seres humanos han soñado y diseñado mecanismos para desalinizar el agua de mar. Se han descubierto referencias concretas a mecanismos de desalinización en Tales de Mileto (624–547 a.C.) y Demócrito (¿460–370? a.C.), quienes sugirieron que el agua dulce se obtenía por filtración del agua de mar a través de la tierra. Por su parte, Aristóteles (384–322 a.C.) abordó en sus obras diversos aspectos del problema del agua, discutió acerca de la naturaleza y propiedades del agua de mar y la posibilidad de su desalinización. También Plinio (23–79 d.C.), en su gran enciclopedia sobre historia natural describe varios métodos para desalinizar agua. Alejandro de Afrodisias (193–217 d.C.), al comentar la meteorológica de Aristóteles, describe por primera vez el procedimiento de destilación como método de obtención de agua dulce a partir de agua de mar. En la Edad Media varios autores se refirieron a la necesidad de desalinizar agua de mar, entre los que se puede citar a John Gaddesden (1280–1361), que en su obra “*Rosa Medicine*” describió cuatro técnicas de desalinización (Fundación Aquae, 2021; García, 2015).

En la Edad Moderna, se multiplicaron las referencias científicas y el estudio de métodos de desalinización, debido principalmente a los descubrimientos geográficos, la expansión del comercio y al aumento de los largos viajes a través de los mares. Por ejemplo, Andrés Laguna (1499–1560), médico personal del rey de España, Carlos I, en sus comentarios escritos sobre la materia médica de Pedáneo Dioscórides, cita diferentes métodos de desalinización. Giovan Battista Della (1535–1615) publicó en 1589 la segunda edición de su “*Magiae Naturalis*” y en el último de sus veinte tomos describe los métodos de obtención de agua dulce a partir de agua salina a través de métodos conocidos en la época. Este autor tiene el mérito de haber hecho un estudio crítico de dichos métodos y comprobar experimentalmente algunos. En el siglo XVI, los navíos hacían uso de rudimentarios alambiques para abastecerse de agua mediante destilación. Miguel Torres Corral, español experto en desalinización, cita como ejemplos las investigaciones de John Gaddesden o Andrés Laguna. De hecho, las primeras patentes sobre mecanismos de desalinización se deben a los ingleses W. Walcot y R. Fitzgerald en 1675 y 1683 respectivamente.

A fines del siglo XIX la desalinización se usaba por medio de evaporación y condensación, es decir, se sacaba el agua de mar, se calentaba con elementos combustibles como el carbón, generando vapor que luego condensaba en agua dulce. Este proceso era a pequeña escala y se ocupaba una gran cantidad de combustible para calentar el agua.

Curiosamente, Chile fue pionero en la desalinización a gran escala. En efecto, la primera planta desalinizadora de escala industrial que comúnmente mencionan los historiadores fue construida en Antofagasta, lo que representa una paradoja, ya que en la actualidad Chile dista mucho de ser protagonista en la actividad.

La historia de esta planta data de 1872, año en que el ingeniero sueco Charles Wilson confeccionó la primera planta de destilación solar que se tenga noticia, con el

objeto de abastecer a la empresa Salitrera Lastenia Salinas (sobre la cual después se construiría la oficina Chacabuco). Dicha planta era un complejo de estructuras destinado a convertir el agua salada en potable, usando para ello dos elementos que se encontraban en abundancia en el desierto de Atacama: el calor proveniente del sol y la fuerza del viento. El aparato instalado en Las Salinas consistía en la instalación de canaletas poco profundas llenas de agua salada, cubiertas por un techo oblicuo de vidrio en una extensión de aproximadamente 4.000 m². El agua era elevada desde los pozos mediante una bomba de molino de viento hasta un estanque con capacidad de almacenamiento para cuatro días. El sol calentaba el agua de las arcas por los rayos que pasaban a través de los vidrios. De esta manera, se producía vapor que se condensaba en los mismos vidrios y decantaba en canaletas, desde las cuales el agua era conducida, por medio de cañerías, hasta una cuba que almacenaba el líquido potable. Según los registros, esta ingeniosa máquina llegó a producir más de 20.000 litros de agua fresca diaria en verano. La máquina funcionó hasta 1907, año en que comenzaron a operar las primeras cañerías con agua de la Cordillera de los Andes (Maino Prado & Recabarren Rojas, 2011).

A mediados del siglo pasado se empezaron a desarrollar plantas desalinizadoras más modernas basadas en la evaporación, como consecuencia principalmente de los bajos precios de los combustibles fósiles, que determinaron la tendencia en el desarrollo de las primeras desalinizadoras. En este punto también fueron decisivas las consecuencias de la II Guerra Mundial: “el crecimiento de la población, la contaminación de los recursos de agua disponibles y la expansión de industrias con alto consumo de agua”.

Las grandes plantas de desalinización construidas en este periodo eran viables económicamente desde el punto de vista de su construcción, pero su operación requería grandes cantidades de energía. Hasta 1970, el incremento de la capacidad instalada fue relativamente bajo, calculándose aproximadamente la generación de 1,7 hm³ de agua desalinizada por día. En comparación, en 2011 ya se producían más de 36 hm³ de agua desalinizada al día en todo el planeta.

Históricamente, la idea detrás del proceso de desalinización fue introducida por la armada de guerra naval del Reino Unido a finales del siglo 18 con el propósito de aumentar la autonomía de navegación sin almacenar más agua en los barcos (Rognoni, 2010). Dado que en ese período los barcos estaban equipados con máquinas de vapor, la primera tecnología de desalinización fue la destilación flash única, que se mejoró en los años siguientes en MSF (flash multietapa) más eficiente.

El primer tipo de unidad de desalinización fue construido por G. y J. Weir en 1885 en Glasgow, Escocia (Weir, 2013). Esta compañía, que más tarde se conoció como Weir Westgarth, prácticamente tuvo el monopolio como constructor de unidades de desalinización hasta la Segunda Guerra Mundial.

En los años siguientes, se instalaron plantas de desalinización con fines civiles. En 1907, una empresa holandesa instaló la primera desalinizadora de los países del Golfo Pérsico en la ciudad de Jeddah. Por orden del rey Abdulaziz la misma planta fue sustituida en 1928, con dos unidades producidas por Weir Westgarth con una capacidad instalada total de 135 m³/día (Al-Mutawa et al., 2014).

En 1953 se instalaron otras plantas de desalinización en Qatar y Kuwait. En detalle, 5 unidades se instalaron en Qatar, con una capacidad total igual a 682 m³/día, y 10 unidades en Kuwait, con una capacidad total de 4545,5 m³/día. En 1955 se instalaron otras 10 unidades en Shuwaikh (Kuwait), que eran del mismo tamaño [6]. A partir de este momento, las plantas desalinizadoras se expandieron por todo el mundo, con el nacimiento de muchas empresas como Krupp en Alemania, Westinghouse en los Estados Unidos, y SIR (Società Italiana Resine) en Italia (Rognoni, 2010).

Posteriormente, las continuas crisis del petróleo ocurridas entre la década del 70 y la del 80, fueron dificultando el consumo voraz de energía que estas industrias requerían. Por este periodo va apareciendo y tomando fuerza el método de ósmosis inversa basado en membranas semipermeables, gracias a los nuevos materiales poliméricos, a sistemas de bombeo más eficientes, con recuperación de energía y a la aplicación de sistemas inteligentes de control de proceso para la planta de ósmosis (Saavedra Fenoglio, 2015).

Históricamente el fenómeno de la ósmosis fue observado por primera vez en 1748 por Jean-Antoine Nollet, sin ninguna aplicación durante unos dos siglos (Amio Water Treatment Ltd, 2022). En los Estados Unidos los primeros estudios fueron iniciados por los investigadores Sidney Loeb y Srinivasa Sourirajan en 1956 en la Universidad de California y la Universidad de Florida, respectivamente. La primera membrana se realizó en 1959, mientras que la primera planta piloto se instaló en 1965, con una capacidad de 19 m³/día (Amio Water Treatment Ltd, 2022). Se obtuvo una mejora de esta técnica mediante el desarrollo de membranas asimétricas que muestran una porosidad diferente moviéndose de una cara a la otra, permitiendo un mayor flujo de agua a través de ellas (Amio Water Treatment Ltd, 2022).

La lenta difusión de la tecnología de ósmosis inversa se debió inicialmente al alto consumo de electricidad requerido para producir agua dulce en comparación con otras técnicas, y la vida limitada de las membranas semipermeables (Amio Water Treatment Ltd, 2022). Las primeras aplicaciones estuvieron relacionadas con el agua salobre, debido a su menor presión osmótica en comparación con el agua de mar.

La primera planta desalinizadora, basada en RO, para un municipio se construyó en 1977 en Estados Unidos, con una capacidad instalada de 11.350 m³/día. En la misma zona, en 1985 se construyó otra grande con una capacidad instalada igual a 56.800 m³/día (Amio Water Treatment Ltd, 2022).

Se produjeron grandes avances tecnológicos en el proceso de ósmosis inversa gracias al aumento de la vida útil de la membrana y la adopción de dispositivos de recuperación de energía para reducir los requisitos energéticos para el proceso. Por lo tanto, hoy en día la RO se aplica al agua de mar y es económicamente competitiva con las otras tecnologías. Esta mejora se logró durante la década de 1990 gracias a la introducción de un sistema de recuperación de energía basado en la incorporación de turbinas hidráulicas o sistemas similares antes de devolver el agua salobre al mar (Amio Water Treatment Ltd, 2022).

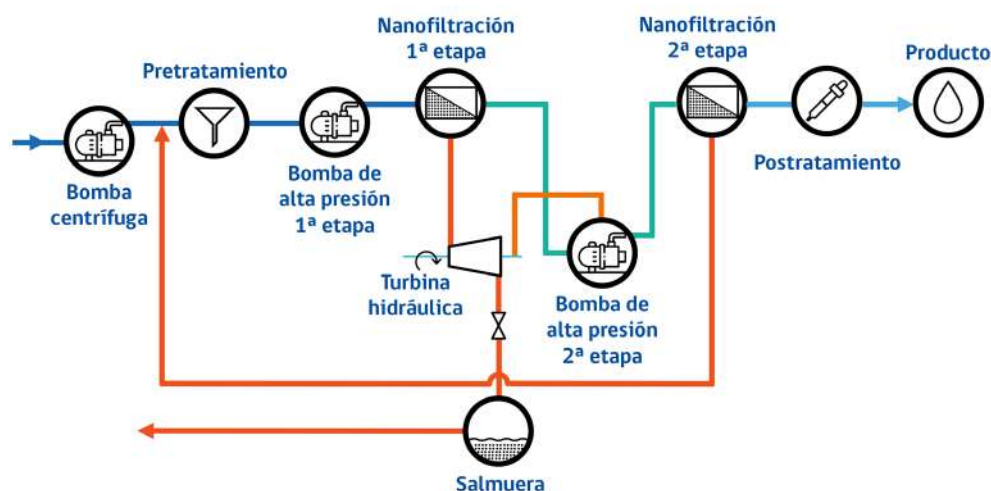
Actualmente, la RO es la tecnología más extendida para la desalinización, seguida por MSF y destilación multiefectos (MED). Según las estadísticas, en el último año

(2021) la capacidad instalada total se basó esencialmente en tres tecnologías: RO (68,7%), MSF (17,6%), MED (6,9%). Las otras tecnologías tuvieron un papel marginal (6,8%) (Sangwai et al., 2013). Plantas desalinizadoras se instalan en todo el mundo, pero se concentran principalmente en Oriente Medio y norte de África (47,5% de la capacidad mundial). La principal fuente de agua cruda está representada por el agua de mar (70,5% de la capacidad mundial) (Jones et al., 2019).

ANEXO 3.

TECNOLOGÍA DE NANOFILTRACIÓN PATENTE N°52.855 INAPI DESARROLLADA EN U. DE C.

Tecnología desarrollada en la Universidad de Concepción (patentada con registro N°52.855 de INAPI), que consiste en un sistema de desalinización de agua de mar y aguas salobres empleando nanofiltración en dos pasos, empleando unidades compactas, completamente automatizadas, incluyendo sistemas de energías renovables y de fácil traslado, instalación, operación, mantención y supervisión en el tiempo.



Los resultados y ventajas más relevantes logradas con la construcción e instalación de unidades de desalinización empleando nanofiltración y que se encuentran en operación en Chile, son las siguientes:

- 1.- Se cuenta con una metodología de diseño y construcción de plantas desalinizadoras, así como también la infraestructura y personal calificado para su mantención y supervisión, para asegurar su sustentabilidad y sostenibilidad en el tiempo.
- 2.- La investigación tecnológica del equipo UdeC ha permitido lograr sistemas de desalinización empleando nanofiltración mejorados desde el punto de vista de integración energética y ahorro de energía, con suministro de energía fotovoltaica validados.
- 3.- Se cuenta con información económica, social, legal, medioambiental y sanitaria obtenida a partir de las experiencias de desalinización empleando nanofiltración. Esta información contiene los elementos a considerar para la inversión, gastos de

operación y evaluación económica de un proyecto de implementación de una planta desalinizadora, la normativa aplicable, los procedimientos administrativos requeridos para el cumplimiento de ella, descripción de procesos de interrelación con instancias administrativas públicas, como son municipios, Dirección de Obras Hidráulicas (DOH), empresas sanitarias, Gobernación Marítima, Subsecretaría de Pesca y Acuicultura, y otras que correspondan según la naturaleza del proyecto.

4.- La tecnología requiere un consumo de energía alrededor de 30% más bajo, por menor requerimiento de presión que la ósmosis inversa. La nanofiltración opera a 40 bar de presión, la ósmosis inversa alrededor de 60 bar.

5.- Los costos de mantención son más bajos por menor estrés en el uso de materiales y por especificaciones técnicas menos exigentes en los insumos e instrumentos al operar a menor presión.

6.- Se reducen los requerimientos para remineralizar el agua para consumo humano, como sí ocurre en el caso de la ósmosis inversa, que produce por defecto agua destilada. Al obtener un agua intermedia todavía con iones calcio y magnesio, que se pueden emplear para remineralizar el agua producto.

ANEXO 4. CONSTRUCCIÓN DE BASE DE DATOS

En Chile no existe una fuente de información oficial centralizada sobre los proyectos e instalaciones de desalinización. Para la elaboración del presente informe, fue necesario consultar y compilar información de muy diversas fuentes, tales como: publicaciones académicas, publicaciones oficiales, bases de datos comerciales, información proveniente de organismos gubernamentales, memorias de empresas e información pública en general (ver tabla A.4.1). Cabe reiterar que la mayor parte de la información existente no tiene el carácter de información oficial en el sentido estricto, ya que es recopilada a partir de información asociada a otras actividades y no como información de desalinización propiamente dicha. Así, los informes sobre uso de agua de mar publicados por COCHILCO se refieren al empleo de este recurso como insumo para la minería. Por otro lado, los datos sobre desalinización almacenados en el SEIA con frecuencia están asociados a instalaciones de otras industrias y se refieren a la fase de proyecto de una planta cuya operación puede no llegar a concretarse o suspender sus actividades debido a cierre, sanciones, y otros múltiples motivos. Adicionalmente, se observó que las publicaciones más antiguas contenían información sobre proyectos que no aparecía en las publicaciones recientes. Esto hace suponer que dichos proyectos no llegaron a concretarse o se encuentran paralizados, pero también es posible que la información no se haya actualizado oportunamente.

Debido a las consideraciones anteriores, no fue posible descartar ninguna tabla o base de datos a priori pues cada una contenía información diferente. A partir de los datos obtenidos de las fuentes documentadas en la tabla A.4.1, se siguieron los siguientes pasos:

1. Identificación e individualización de instalaciones de desalinización.
2. Determinación de atributos: nombre, titular, ubicación, estatus operativo, tecnología de operación, capacidad de desalinización en litros por segundo.
3. Búsqueda e ingreso de datos faltantes.
4. Corrección de datos.

1. Identificación e individualización

Las instalaciones de desalinización no tienen un nombre oficial, por lo que cada fuente de información puede designar una misma instalación de manera diferente. Esto dificulta la identificación de las instalaciones y puede afectar su contabilización, ya que una misma planta puede contarse dos o más veces, o bien, una planta existente puede ser omitida de la contabilidad final. A continuación se describen algunos de los casos más frecuentes que se presentaron en esta etapa:

- Una misma instalación puede aparecer con varios nombres diferentes. Por ejemplo: “Ampliación Planta Coloso” o “Suministro Complementario de Agua Desalinizada para Minera Escondida” o “Escondida EWS” se refieren a una misma planta de desalinización.
- Dos o más instalaciones pueden aparecer con nombres similares: “Distrito Minero Centinela Etapas I y II” y “Sentinel District El Tesoro – Esperanza” se refieren a dos instalaciones de desalinización diferentes.
- Una misma instalación de desalinización puede estar asociada a diferentes entidades empresariales. Por ejemplo, una instalación aparece asociada tanto a Minera Spence –sociedad propietaria– como a BHP –el grupo controlador de la minera– y también a Caitan SpA –empresa contratista de la instalación.

Tabla A.4.1.
Fuentes de información consultadas.

Autor	Fuente/documento	Año	Tipo	Núm. registros	Jerarquía
Comité Técnico ACADES	Catastro de Plantas Desalinizadoras de Agua de Mar en Chile	2022	Hoja de cálculo, información de miembros ACADES	87	1
B2B Media Group	Base de datos del Catastro de Plantas Desalinizadoras y Sistema de Impulsión de Agua de Mar en Chile 2022-2023	2022	Documento PDF y hojas de cálculo anexas, catastro comercial	42	2
MOP	Listado de Plantas Ósmosis y Remoción de Nitrato	s.f.	Hoja de cálculo	7	3
MOP	Listado de Plantas Desalinizadoras	s.f.	Hoja de cálculo	45	4
Ministerio de Minería	Plantas desalinizadoras	2020	Base de datos abierta, no oficial	40	5
MOP	Atlas del Agua: Chile 2016	2015	Publicación oficial	36	6
COCHILCO	Consumo de agua en la minería del cobre al 2019	2020	Informe oficial, con información pública	27	7
Skewes Uturbia, Fernanda	Régimen jurídico de la desalinización de agua de mar en Chile: El carácter de bien de dominio público del agua de mar y del borde costero	2017	Memoria de licenciatura, con información oficial	59	8
SEA	Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental	hasta 2022	Sistema de consulta en línea, oficial	NA	9
Varios	Memorias de empresas y noticias	varios	Información pública	NA	

Una misma entidad empresarial puede cambiar de nombre de acuerdo con cambios de accionistas y otros reacomodos. Por ejemplo: Gener se convierte años después en AES Andes.

Una planta industrial puede albergar más de una instalación de desalinización operando con diferentes tecnologías. Por ejemplo: la Central Termoeléctrica Angamos cuenta con instalaciones de desalinización térmica y desalinización por ósmosis inversa. En este caso se determinó contabilizar dos plantas en vez de una.

Una planta industrial puede albergar una instalación de desalinización y sus ampliaciones sucesivas. Por ejemplo: la Planta Desalinizadora de Agua de Mar para la Región de Atacama, Provincias de Copiapó y Chañaral tiene tres etapas de ampliación planificadas, en las que pasará de 450 a 900 y luego 1.200 litros por segundo.

Para identificar e individualizar cada instalación se siguieron los pasos que se describen abajo. A fin de facilitar este proceso, se recomienda ordenar los proyectos por región, ya que dicho dato es de alta confiabilidad y reduce significativamente el universo de registros a comparar.

En la fuente de información i ; $i=1, 2, \dots, N$, crear el campo **id_fuente_i** y asignar un número de identificación a cada registro.

En la fuente de información i ; $i=1, 2, \dots, N$, crear un campo de comentarios y observaciones, y documentar si cada registro de la fuente de información i es único o si existen posibles duplicados u otras relaciones con otros registros de la fuente i . Por ejemplo: en la fuente 1, el registro con **id_fuente_1** = x se refiere a un proyecto de ampliación de la planta con **id_fuente_1** = y . Esta información facilita las comparaciones y revisiones posteriores en buena medida.

Crear una nueva tabla general o tabla maestra con los siguientes campos vacíos:

id_general: Número de identificación único general

id_fuente_i: Número de identificación en la fuente i ; $i=1, 2, \dots, N$

nombre_fuente_i: Nombre del proyecto en la fuente i ; $i=1, 2, \dots, N$

estatus_fuente_i: Estado del proyecto en la fuente i ; $i=1, 2, \dots, N$

empresa_fuente_i: Empresa titular o propietaria en la fuente i ; $i=1, 2, \dots, N$
region (no es necesario generar N registros ya que este campo no tenía divergencias en las diversas fuentes de información)

comunas_fuente_i: Comunas del proyecto en la fuente i ; $i=1, 2, \dots, N$

Introducir los datos de la fuente i ; $i=1, 2, \dots, N$ en los campos correspondientes de la tabla creada en el paso anterior.

Cotejar los campos del registro con **id_general** = j ; ($j=1, 2, \dots, M$) -introducido en el paso anterior- con los campos de los registros de la fuente $i+1$: región, estado del proyecto, nombre del proyecto, empresa propietaria, y otros en caso necesario.

Determinar si el registro con **id_general** = j tiene o no tiene correspondencia con algún registro de la fuente $i+1$.

En caso de correspondencia, introducir el valor correspondiente en el campo **id_fuente_i+1** de la tabla maestra.

En caso de no correspondencia, aplicar el paso 5 al registro **id_general** = $j+1$ y continuar hasta agotar los registros disponibles.

Repetir las comparaciones de los pasos 5 y 6 con los datos de la fuente $i+2$, $i+3$, ..., N hasta comparar cada registro de la tabla maestra con los registros de las fuentes disponibles.

Repetir los pasos 4 a 7 hasta agotar las comparaciones de todos los registros de todas las fuentes de información.

Después de este proceso, la tabla maestra contiene las relaciones entre todos los registros de las diferentes fuentes de información. A partir de la tabla maestra es fácil generar una tabla universal con todos los campos de todas las fuentes consultadas a través de una operación de unión de tablas en cualquier software de manejo de datos. Esta tabla universal, permite comparar la información sobre los atributos de las instalaciones -estatus operativo, capacidad, tecnología de operación, etc.- según aparece en las diferentes fuentes consultadas para así poder verificar si existen inconsistencias y tomar decisiones sobre el tratamiento que se dará a la información disponible.

2. Determinación de atributos de las plantas

A fin de resolver las inconsistencias en la información de las diferentes fuentes, se determinó jerarquizar las fuentes de información considerando su fecha de publicación y la calidad de la información contenida. Este segundo aspecto se evaluó subjetivamente según se fue avanzando en la corroboración de la información disponible. Como regla general, el catastro de B2B Media Group y el listado de Plantas Ósmosis y Remoción de Nitrato del MOP contenían la información más actualizada y exacta.

En este sentido, se decidió jerarquizar la información según la última columna de la tabla A.4.1. Así, primero se obtiene la información de la fuente con jerarquía 1; si un registro no existe en esta fuente, se obtiene la información de la fuente con jerarquía 2 y así sucesivamente

Es importante mencionar que el Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental (SEIA) se dejó hasta el final de la jerarquía porque este sistema alimenta prácticamente a todas las fuentes de información anteriores. Por tanto, su información tiene mayor utilidad para corroborar o completar información faltante que como fuente de identificación de instalaciones y proyectos de desalinización.

En todo caso, se realizó un ejercicio de comparación, con la información obtenida de las demás fuentes. En primer lugar, se ejecutaron las siguientes consultas al portal del SEIA:

Nombre del proyecto	Registros
"desal"	39
"osmosis"	11
Total	50

Este resultado garantiza que el número de instalaciones registradas en las otras fuentes de información es del orden de magnitud de la información contenida en el SEIA. Posteriormente, los 50 registros obtenidos se cotejaron con la base de datos compilada por Skewes (2017), utilizando como criterio el nombre del proyecto y la empresa titular del proyecto. Luego, se realizaron consultas adicionales al SEIA hasta completar todos los registros en Skewes (2017).

3. Comentarios finales

En primer término es importante reiterar un agradecimiento al Comité Técnico de ACADES, quienes confirmaron y suministraron información relevante para la elaboración de la base de datos. Asimismo, es necesario mencionar que ACADES envió información actualizada sobre las instalaciones de desalinización asociadas a centrales termoeléctricas que no fue posible incluir en el informe debido a los plazos acotados.

Finalmente, es importante señalar que existen más instalaciones de las que fue posible documentar en este informe. Por ejemplo, en las memorias anuales 2017 y 2021 de Aguas Antofagasta se mencionan varias instalaciones de ósmosis inversa en Taltal, las cuales solo aparecían registradas de manera muy escueta en una de las fuentes de información consultadas. De no ser por este registro, hubiera sido imposible identificar esta planta. De igual forma, en la presentación realizada por la Asociación Latinoamericana de desalinización y Reúso de Agua (ALADYR) ante la Comisión Especial Sobre Recursos Hídricos del Senado de Chile en octubre de 2019, se menciona la existencia de microdesalinizadoras en caletas de pescadores que no se encuentran documentadas en las fuentes consultadas. Si bien estas plantas son pequeñas en capacidad, su existencia puede ser muy relevante para una estrategia de adaptación al cambio climático y en términos de la ordenación territorial.

ANEXO 5.

MODELACIÓN DE DESCARGAS DE SALMUERA

La modelación de las plumas de descarga tiene como objetivo predecir el AI, considerando las características del medio receptor. Para ello se suele utilizar una combinación de modelos hidrodinámicos y modelos de proceso de mezcla. Los primeros buscan calcular las propiedades del flujo que surgen como consecuencia de las forzantes hidrodinámicas (e.g. mareas, vientos, oleaje), y los segundos buscan calcular el campo espacial de la salinidad, considerando procesos como la advección, difusión, reacción y dispersión (Fischer et al., 1979).

Existe una amplia gama de modelos de diversa complejidad, desde formulaciones empíricas basadas en modelos físicos a escala hasta modelos numéricos que reproducen los principios de conservación de la masa, momentum y energía. Los primeros permiten estudiar una gran cantidad de casos de geometría simplificada a un costo computacional menor, en tanto que los modelos numéricos permiten incorporar casos con y sin proyecto, batimetrías irregulares, condiciones iniciales y de borde complejas y parámetros variables en el tiempo o el espacio. En la actualidad existe una heterogeneidad en las metodologías y calidad de los estudios efectuados para evaluar el AI asociado a proyectos de desalinización.

1. Modelos hidrodinámicos

Los modelos más sofisticados utilizados en consultoría se basan en la resolución de ecuaciones derivadas de las de Navier Stokes (NS) que permiten calcular el campo de velocidades, la presión y/o la superficie del agua en todo el dominio (Figura A.5.1a). En la actualidad nacional, se recurre a las ecuaciones promediadas por Reynolds (RANS) pues los modelos más sofisticados (e.g. URANS, LES, DNS) representan costos elevados para la consultoría (Figura A.5.1b). Las RANS son utilizadas por usuarios con un alto grado de especialización y requieren de recursos computacionales exigentes de alta capacidad. Su aplicación permite describir el campo cercano y, a un costo computacional mayor, el campo lejano. Existen simplificaciones de las ecuaciones de NS para flujos sin estratificación (e.g. las ecuaciones de onda larga, SWE) que permiten caracterizar la evolución del flujo en el tiempo y espacio a escalas mayores, incluyendo las forzantes que definen las condiciones del flujo (Figura A.5.2). Para efectos de modelación de plumas térmicas y salinas, los modelos SWE pueden ser utilizados en forma acoplada con modelos más pequeños y mayor resolución que permitan capturar el carácter tridimensional del flujo cerca de la descarga.

2. Modelos de procesos de mezcla

El estudio de plumas comenzó mediante modelos físicos en geometrías simples, centrados en el campo cercano y en condiciones estacionarias para plumas de boyantes positiva (Roberts et al., 2010) y negativa (Gungor & Roberts, 2009; Abessi & Roberts, 2014, 2015, Choi et al., 2015). Estos modelos físicos dieron pie a fórmulas empíricas bajo diferentes regímenes de la descarga y ecuaciones integradas a lo largo del chorro (jet integral methods), que han sido incluidas en paquetes computacionales como

Figura A.5.1.

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*.

Fuente: IdealSimulations Ltd (2020).

* www.idealsimulations.com/resources/turbulence-models-in-cfd/

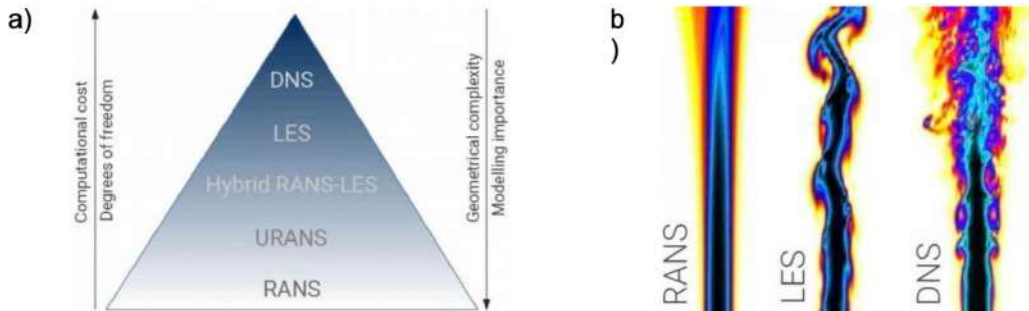
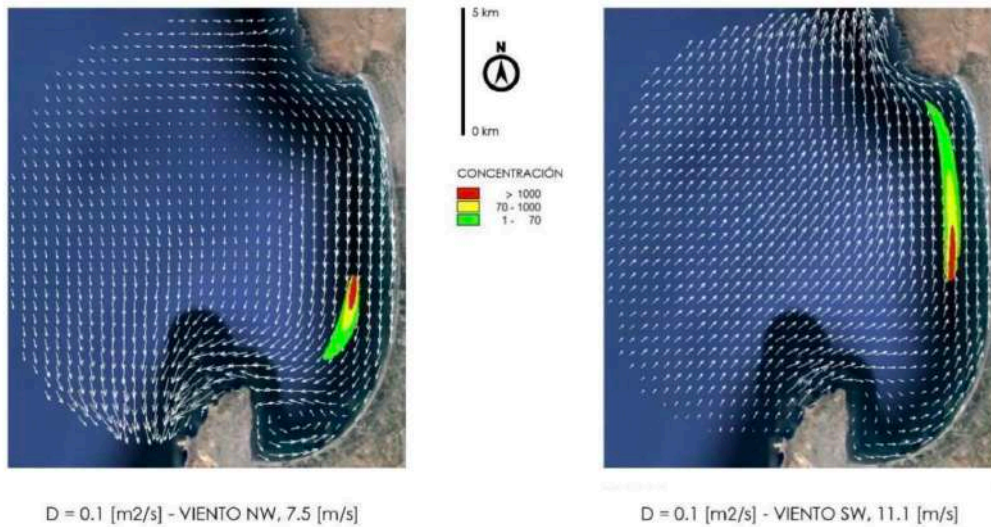


Figura A.5.2.

Modelo hidrodinámico de la bahía de Coquimbo, considerando un vertido de pluma de boyantes positiva (aguas servidas) en el centro de la bahía. El forzamiento es para un viento constante desde el NW (izquierda) y SW (derecha). Se muestra la concentración de coliformes fecales en (nmp/100 ml). Los vectores blancos representan la dirección de la corriente.

Fuente: Adaptado de Herrera (2017).



CORMIX (Doneker & Jirka, 2007), Visual PLUMES, NRFIELD (Roberts et al., 1989a, 1989b, 1989c) o briHne (IH Cantabria). En general, los paquetes basados en fórmulas empíricas para descargas de un solo chorro (Jirka y Domeker, 1991) o difusores (Jirka y Akar, 1991), son sensibles a los parámetros de entrada y pueden por tanto inducir grandes diferencias en los resultados (Robinson et al., 2015). Su aplicación debe 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 chorro 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. Los modelos más sofisticados disponibles en la actualidad se basan en las ecuaciones NS, y permiten calcular la concentración de salinidad y/o temperatura a partir de ecuaciones de advección-difusión, que se suman a las hidrodinámicas utilizadas para calcular velocidades, presión y/o la superficie del agua. Su uso, no obstante, aún no es masivo en la consultoría.

Mohammadian et al. (2020) lista los softwares utilizados en la modelación hidrodinámica y de las plumas de descarga. 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 en resultados experimentales generados por estos modelos en el campo cercano. Finalmente, Winckler (2021) efectúa una revisión bibliográfica y resume las ecuaciones de gobierno de los modelos utilizados.

3. Calibración y validación de modelos numéricos

Las etapas de calibración y validación son componentes fundamentales en el proceso de modelado. La calibración se basa en ajustar los parámetros, condiciones iniciales y/o condiciones de borde para que el modelo reproduzca, con un grado de exactitud aceptable, las mediciones en terreno. En los modelos hidrodinámicos, los parámetros corresponden a coeficientes de fricción de fondo, fricción del viento o viscosidad turbulenta. Para procesos de mezcla, los parámetros son los coeficientes de difusión turbulenta y decaimiento. El rango de valores de los parámetros debe basarse en la física y el juicio experto (Williams & Esteves, 2017). En la validación se utilizan los parámetros calibrados y se compara el modelo con datos en otra ventana de tiempo y/o en otros sitios. Si el modelo predice en forma adecuada a este nuevo set de datos, no hay razones para pensar que sea deficiente (tampoco se puede asegurar que esté bueno). Por ende, la calibración y validación forman parte de un ciclo continuo de mejoras en la medida que se expanden en cobertura y física de los procesos modelados.

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 tolerancias para variables utilizadas en modelos hidrodinámicos en costas y estuarios (Williams & Esteves, 2017), que, no obstante, son bastante exigentes para un proyecto de ingeniería (pues devienen de un estándar asociado a investigación). Cabe notar que el cálculo del AI se realiza 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 el modelo y cumplir con las tolerancias admisibles.

En los modelos hidrodinámicos se suele disponer de mediciones antes de la modelación, que son obtenidas de la línea base o levantamientos oceanográficos (SHOA, 2019). En los modelos de mezcla, desafortunadamente, se simulan condiciones de un proyecto que no se ha materializado. Por ende, se usan trazadores superficiales (Figura A.5.3) para estimar el coeficiente de difusión, aun cuando este procedimiento no represente las propiedades difusivas del fondo marino, donde las plumas salinas se mezclan. Asimismo, el coeficiente de difusión sólo representa el instante específico en que se ejecuta la medición. Por estas razones, la incertidumbre en la modelación del proceso de mezcla puede abordarse mediante un análisis de sensibilidad de la función objetivo (e.g. salinidad o temperatura) ante variaciones razonables de los coeficientes de difusión turbulenta o de decaimiento térmico (Winckler, 2022).

Finalmente, dado que, en el campo lejano, las plumas de salmuera se mezclan como

Figura A.5.3.

Vertido de rodamina desde una embarcación y monitoreada con dron. La detección de la mancha puede efectuarse desde la misma embarcación, mediante globos sonda (Takewaka et al., 2003) o drones (Tauro et al., 2016; Powers et al., 2018), siendo estos últimos más adecuados pues permiten un campo visual estacionario. También se pueden usar imágenes satelitales para la detección de plumas de mayor escala (Islam et al., 2007).

Fuente: (Winckler, 2021).



una corriente de turbidez que sigue gravitacionalmente el gradiente del fondo marino (Capítulo 6), se debiera contar con una batimetría de una resolución que sea capaz de capturar los valles y cuencas submarinas. En las plumas térmicas, la resolución del modelo de elevación digital (DEM, *digital elevation model*) es menos relevante pues la pluma deriva en una profundidad de estratificación que no llega al fondo marino; con todo se debe garantizar que la estructura vertical del flujo sea bien representada.

REFERENCIAS

- 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.
- 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.
- Doneker, R. L., Jirka, G. H. (2007). COR-MIX User Manual: A Hydrodynamic Mixing Zone Model and Decision Support System for Pollutant Discharges into Surface Waters. EPA-823-K-07-001.
- Fischer, Hugo B., et al. *Mixing in inland and coastal waters*. Academic press, 1979.
- Gungor, E., & Roberts, P. J. (2009). Experimental studies on vertical dense jets in a flowing current. *Journal of Hydraulic Engineering*, 135(11), 935-948.
- 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.
- IHA y CEDEX (2011). Metodología de diseño de los vertidos al mar de la salmuera, para reducir el impacto ambiental de las plantas desalinizadoras (MED-VSA). Instituto Ambiental de Hidráulica de Cantabria y el Centro de Estudios de Puertos y Costas.
- Mohammadian, A., Gildeh, H. K., & Nistor, I. (2020). CFD modeling of effluent discharges: a review of past numerical studies. *Water*, 12(3), 856.
- 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, 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., & Jung, Y. (2010). Physical Model Study of an Alternating Diffuser for Thermal Discharge. *Journal of Hydraulic Engineering*, 137(9), 1027-1036.
- 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.
- 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. (2022). 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 shore outfalls: A review. *Environ. Rev.* 2011, 19, 107-120.

ANEXO 6.

TABLA RESUMEN ESTUDIOS SOBRE IMPACTOS DE AGUA DESALINIZADA A LA SALUD

Autor/año	Objetivo	País/ Tipo de estudio/ partici- pantes	Resultados principales
Shlezinger et al. (2018) (TC)	Evaluar el cambio en la incidencia de Cardiopatía isquémica (CI), Diabetes (DM) y Cáncer Colorrectal (CRC), luego de la introducción del suministro de Agua de Mar Desalinizada (AMD)	Israel/ Estudio cohorte prospectivo histórico/ 2004-2013/ Clalit Health Services/n=450 174/ introducción de DSW en 2006 y 2008 (2 regiones expuestas y 1 region no expuesta)/ 6 años de seguimiento	El riesgo de cardiopatía isquémica aumentó durante el período de estudio. OR inicio: 0,96, IC9 %: 0,93-0,99 y OR final: 1,06, IC95 %: 1,02-1,11. Los riesgos para DM y CRC se mantuvieron sin cambios.
Ben Zaken et al. (2020) (TC)	Explorar la relación entre los niveles séricos de magnesio y la prevalencia de demencia tras la adopción de AMD en Israel	Israel/Rehovot (expuesta AMD desde 2007, n=20541) y Kfar Saba (no expuesta, n=23991) /Diagnostico de demencia y Alzheimer/ consideran 2 periodos: 2001-2006 y 2007-2018	La adopción de AMD se asoció con una disminución significativa en las concentraciones de magnesio sérico (2,067±0,21 antes de desalinización y 2,059 ±0,216 después de desalinización, p<0,01). Este cambio no se asoció con una mayor prevalencia de demencia entre los 2 lugares (2.37 vs 2.55).
Alomirah et al. (2020) (TC)	Determinar la presencia de bromato en agua potable desalinizada y agua subterránea de Kuwait	Kuwait/194 muestras de agua (142 agua del grifo (AMD), 19 agua embotellada, 17 agua salobre moderadamente salina y 16 agua subterránea/agua de pozo salina) para detectar la presencia de bromato y bromuro/2010-2011	Se encontró <u>bromato</u> en casi todas las muestras de agua del grifo (73%) con concentración media de 19,6 µg/L (superior a nivel máximo aceptable: 10 µg/L); en agua embotellada una concentración de 2,89 µg/L; agua salobre salina concentración de 9,48 µg/L y no se detectó en el agua salina subterránea/de pozo. La concentración media de <u>bromuro</u> en el agua del grifo fue de 46,2 µg/L, en agua embotellada de 76,1 µg/L. La mayor ingesta media diaria de bromato a través del agua del grifo se encontró en niños y adultos jóvenes. El exceso de riesgo de cáncer debido a ingestión de bromato en agua del grifo fue superior al nivel aceptable.
Koren et al. (2017) (TC)	Cuantificar el cambio en el magnesio sérico antes y después de la desalinización en regiones que consumen Agua de Mar Desalinizada (AMD) y en regiones donde no se usa AMD	Israel/ Estudio poblacional n=66764/ Se midió el magnesio en 53 muestras de agua del grifo de áreas con AMD y sin AMD. Niveles medios de magnesio en comunidades con DSW fue 5,4 mg/l (rango: 0-9,42), comparado con 25,1 mg/l (11-37,5) en agua del grifo "dura" natural.	En comunidades que cambiaron a AMD en 2013, el magnesio sérico promedio fue de 2,065±0,19 mg/dl antes de AMD y cayó a 2,057±0,19 mg/dl (p< 0,0001). El 1,62% de los sujetos tuvo concentraciones séricas de magnesio ≤1,6 mg/dl en 2010-2013 y aumentó a 2,01% en 2015-2016 (aumento un 24%, p=0,0019). No se registraron cambios en las comunidades que no consumieron AMD.

Dolnicar et al. (2009) (R)	Conocer las actitudes de la comunidad hacia las fuentes alternativas de agua.	Australia/ 66 entrevistas cualitativas en 8 lugares con situaciones de agua diferentes. Se exploran 3 antecedentes del comportamiento del consumo de agua reciclada y agua desalinizada: actitudes, normas sociales y factores de control conductual percibido.	Las personas tienen creencias positivas y negativas (preocupación sobre el costo, salud y medio ambiente) sobre el agua de fuentes alternativas, pero casi todas están dispuestas a beberla si la crisis del agua empeora. Las personas sienten que les falta conocimiento y afirman que la información de los científicos influiría en su decisión de beber agua reciclada y desalinizada. Esto tiene implicaciones importantes para la política del agua y es de interés para los ingenieros hidráulicos. ¿es mejor evitar la consulta pública al introducir agua de fuentes alternativas?
Shomar et al. (2017) (TC)	Agua potable desalinizada en los países del CCG: necesidad de abordar las percepciones de los consumidores (revisión)	Parámetros organolépticos son los principales impulsores de las percepciones del consumidor. Los estándares de calidad del agua potable y las pautas para los organolépticos están ausentes.	Se necesitan estudios sobre fuentes, impactos organolépticos del agua y percepciones de los consumidores
Ovadia et al. (2016) (TC)	Evaluar la relación entre la ingesta de yodo y la función tiroidea en un área que depende de la desalinización.	Israel/estudio de caso-control/2012-2014/29 casos (trastorno por deficiencia de yodo no autoinmune TDNA) y 37 controles (eutiroideos)	El 70% de los participantes tenían ingesta de yodo por debajo del Requerimiento Promedio Estimado (EAR) de 95 μ g/d. Los participantes con TDNA fueron significativamente más propensos a tener un trastorno por deficiencia de yodo por debajo de la EAR (OR=5,2; IC95%: 1,8-15,2) y tiroglobulina sérica anormal > 40 ng/ml (OR=5,8; 95IC% 1,6-20,8).
Nriagu et al. (2016) (TC)	Revisión de estudios epidemiológicos e in vivo que vinculan el metabolismo electrolítico desregulado con la carcinogénesis y el desarrollo del cáncer.	Analiza cómo la ingestión de agua desmineralizada puede tener un efecto procarcinogénico a través de la mediación de vías y procesos críticos del microambiente del cáncer: angiogénesis, inestabilidad genómica, resistencia a la muerte celular programada, señalización proliferativa sostenida, inmortalización celular e inflamación tumorigénica.	La evidencia de que los procesos hipoosmóticos de respuesta al estrés pueden regular positivamente varios oncogenes potenciales está bien respaldada por varios estudios. En vista del aumento del consumo de agua desmineralizada en gran parte del mundo, existe la necesidad de realizar más investigación sobre la importancia biológica y el rol de las anomalías electrolíticas para promover, antagonizar o permitir el desarrollo del cáncer

Chatzief-thimiou et al. (2016)	Examinar el agua potable y de riego en zonas urbanas y rurales para determinar la presencia de cianobacterias y cianotoxinas; y las prácticas de almacenamiento, transporte y los parámetros ambientales que mejor predicen su presencia.	Qatar/2014/Toxinas específicas: neurotoxinas β-N-metilamino-l-alanina (BMAA) y sus isómeros N-(2-aminoetil) glicina (AEG), ácido 2,4-diaminobutírico (DAB), anatoxina-a(S) y la hepatotoxina microcistina-LR. Muestras agua: rural (plantas desalinizadoras y pozos) y urbana (plantas desalinizadoras) Muestras de suelo en zona rural	Las cianobacterias estaban presentes en 80% de embalses de agua urbanos y 33% de los rurales. No se detectaron neurotoxinas BMAA, DAB y anatoxina-a(S) en ninguna muestra, pero se encontraron acumuladas en el suelo del desierto (sugiere bioacumulación si se filtran al acuífero). Se encontró un isómero BMAA tóxico, AEG en el 91,7% de muestras rurales y en ninguna urbana, relacionado al transporte en camiones cisterna, exposición a la luz y los iones de cloruro. La cianotoxina hepatotóxica microcistina-LR estuvo presente en la mayoría de los embalses muestreados, superando la directriz provisional de la OMS de 1 µg/l en el 30% de los depósitos de agua urbanos.
Sadeghi et al. (2015) (TC)	Evaluar las alternativas disponibles de sistemas de suministro de agua potable en Qom: "Sistema público de distribución desalinizada", "Agua embotellada PET", "Proveedor privado de agua desalinizada" y "Unidades domésticas de agua desalinizada".	Irán/principios de la toma de decisiones grupales multicriterio (MCDM) utilizando 6 criterios (35 subcriterios): económico, ambiental, salud pública, salud ocupacional, técnico y social	El "Sistema público de distribución desalinizada" fue la alternativa más adecuada para abastecer las necesidades de agua potable de la población de Qom y "Agua embotellada de PET" fue la segunda opción aceptable.
Hawash et al. (2015) (TC)	Investigar la presencia de especies infecciosas en humanos de protozoos Giardia y Cryptosporidium en los suministros de agua potable utilizando ensayos moleculares basados en PCR. Evaluar la variación estacional y la efectividad y confiabilidad de la metodología usada en el estudio.	Arabia Saudita/2013-2014/8 muestras de agua de pozos subterráneos, 6 de agua desalinizada y 5 marcas nacionales de agua embotellada, de 10 litros cada una, se recolectaron mensualmente	Se encontraron 31 muestras (≈14%) contaminadas con protozoos: Giardia lamblia en ≈10% (7/72) de agua desalinizada y en ≈9% (9/96) de agua de pozo/ Cryptosporidium en ≈8% (8/72) de agua desalinizada y en ≈7% (7/96) de agua de pozo. Todas las muestras de agua embotellada (n = 60) estaban libres de protozoos. Los protozoos se identificaron con mayor frecuencia en muestras de agua recolectadas en primavera que en otras estaciones. La metodología demostró ser sensible, rentable y susceptible de automatización o semiautomatización en el futuro.
Chen et al. (2015) (TC)	Investigar el conocimiento, la actitud y la práctica (CAP) de los residentes en un condado insular en el este de China hacia el agua desalinizada	China/17 trabajadores de la industria del agua (3) y médica (14)/discusiones de grupos focales y entrevistas en profundidad	La mayoría de las personas entrevistadas conocían la definición y el patrón de suministro local de agua desalinizada, mientras que algunas de ellas mostraron cierta preocupación por la seguridad y la nutrición del agua desalinizada.

<p>Rygaard et al. (2011) (TC)</p>	<p>Presentar un método para evaluar el potencial para diseñar una composición óptima de agua potable mediante el uso de desalinización y remineralización por membrana.</p>	<p>Perth, Australia Occidental y Copenhagen, Dinamarca/ modelo de posibles mezclas de calidad del agua y una evaluación de los índices de corrosión. A partir de relaciones concentración -respuesta, se valoró una variedad de impactos en salud pública, la vida útil de los materiales y el consumo de jabón. Aspectos relacionados con calidad del agua, costos de producción, extracción de agua dulce y emisiones de CO₂ se integran en evaluación económica de la proporción óptima de agua desalinizada en los suministros de agua..</p>	<p>Los resultados muestran que un postratamiento de desalinización cuidadosamente diseñado puede tener beneficios netos de hasta 0,3 ±0,2 € por m³ entregado para Perth y 0,4 € (±0,2) para Copenhagen. Los costos de la remineralización y la mitigación de las emisiones de gases de efecto invernadero son menores en comparación con los beneficios potenciales de una composición óptima del agua</p>
<p>Rizk, Z.E (2009) (TC)</p>	<p>Comparar las concentraciones de productos químicos inorgánicos en diferentes tipos de agua doméstica con los límites de la Organización Mundial de la Salud (OMS) para el agua potable.</p>	<p>Emiratos Árabes Unidos/396 muestras de agua embotellada, agua desalinizada y agua subterránea utilizada para beber y con fines domésticos</p>	<p>Amplia variabilidad en concentraciones de sustancias químicas inorgánicas mayores, menores y trazas en agua. Agua embotellada fue baja en iones principales y sólidos disueltos totales (TDS), algunas marcas no superan los 100 mg/l. Agua doméstica puede contener hasta 3.000 mg/l de TDS (sobre el límite recomendado por OMS para agua potable (500-1500 mg/l TDS). El agua embotellada está casi libre de iones traza y componentes menores, y algunas aguas subterráneas naturales pueden tener concentraciones sobre los límites recomendados por OMS.</p> <p>La variación se relacionó con las diferentes fuentes de agua y el número de empresas productoras y distribuidoras de agua potable.</p> <p>La evaluación actual de la calidad del agua doméstica: conformidad de mediciones de pH y conductividad eléctrica con rangos de valores prescritos, son inadecuados e insuficientes para juzgar si el agua es apta para beber o no y algunos consumidores pueden recibir agua para uso doméstico de calidad incierta.</p>

Rygaard et al. (2009) (TC)	Aplicar un método para analizar las consecuencias económicas debido a los cambios en el contenido mineral del agua potable	Impactos incluidos: enfermedad cardiovascular, caries dental, eccema atópico, vida útil de lavadora, sistemas de distribución, consumo de agua embotellada y uso de jabón. Se calculan efectos para un escenario en que el 50% del suministro de agua de Copenhague se sustituye por agua desalinizada.	Sin remineralización se espera que el impacto total sea negativo (-0,44 € ±0,2/m ³) e impactos individuales previstos en el rango de 0,01-0,51 €/m ³ de agua suministrada. Los impactos en la salud tienen la mayor contribución al tamaño del impacto y la incertidumbre. Con la remineralización es posible reducir varios impactos negativos y se espera que el impacto total sea positivo (0,14 ± 0,08 €/m ³).
Mohammed et al. (2006) (TC)	Evaluar la calidad microbiológica del agua en los pozos de agua y el sistema de distribución de la red, y su relación con la salud humana en la gobernación de Gaza.	No incluye agua de mar desalinizada	



COMITÉ
CIENTÍFICO
DE CAMBIO
CLIMÁTICO



Moneda 226, piso 8
Santiago, Chile.

minciencia.gob.cl | comitecientifico.minciencia.gob.cl