

ANÁLISIS DE LAS SOLUCIONES POSIBLES A LA ESCASEZ HÍDRICA DEL NORTE CHILENO

El caso de la desalación de agua marina

Fernando Santibáñez Q.
Dr. de Estado en Ciencias Naturales
Profesor Universidad de Chile
Director Centro de Agricultura y medio Ambiente
Universidad de Chile

Claudia Santibáñez V.
Dra. En Ciencias Silvoagropecuarias,
Directora Escuela Ingeniería en Medio Ambiente y Sustentabilidad
Universidad Mayor

Santiago, julio 2020

CONTENIDOS

0	Resumen ejecutivo	3
1	Introducción	5
2	Las dimensiones del desequilibrio hídrico en Chile	6
2.1	El cambio climático y los recursos hídricos de Chile	9
2.2	El consumo de agua y su relación con la oferta	9
3	Principales impactos ambientales de la operación de una planta desaladora	11
3.1	Situación actual de las plantas desaladoras de agua de mar en Chile	12
3.2	Tecnologías de desalinización convencionales	12
3.3	Impactos de la desalinización en el medio ambiente	14
3.4	Toma de agua	15
3.5	Salmueras de rechazo	15
3.6	Salinidad y temperatura	19
3.7	Biocidas	20
3.8	Metales pesados	21
3.9	Anti-incrustantes	22
3.10	Coagulantes (plantas de osmosis inversa)	22
3.11	Agentes antiespumantes (plantas térmicas)	22
3.12	Productos químicos de limpieza	23
3.13	Energía utilizada	23
3.14	Costos del agua desalada	25
3.15	Consideraciones para la mitigación de los principales impactos de la desalinización	26
4	Demanda de agua para el riego en los principales valles del norte y centro del país	29
4.1	Modelo de cuencas 2.0	29
4.2	Demanda evapotranspirativa de los cultivos	32
4.3	Balance hídrico integrado territorialmente	32
4.4	Demanda de agua de riego	33
5	Los requisitos que un sistema debe cumplir para ser una opción válida de agua para riego, caso de la desalación de agua marina.	36
6	Consideraciones finales	38
7	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	41
8	ANEXO 1: Curvas de demanda territorial de agua por la agricultura de los valles regados en Chile	46
9	ANEXO 2. Plantas desaladoras de gran capacidad en el mundo	48
10	CURRICULUM DE LOS AUTORES	49
10.1	Fernando Santibáñez Quezada	49
10.2	Claudia Santibáñez Varnero	50

0 Resumen ejecutivo

Chile se enfrenta a una severa crisis del agua como consecuencia de su elevada vulnerabilidad frente al cambio climático, el cual impactará negativamente al régimen pluviométrico. A la actual disminución de un 20 a 30% en las precipitaciones anuales podría agregarse una caída similar dentro de este siglo, lo que llevará al norte y centro del país a una condición significativamente más árida que la conocida durante el siglo XX. Una disminución de esta magnitud afectará fuertemente la capacidad productiva de las ricas tierras de las zonas norte y central, pudiendo con ello limitar el potencial exportador de alimentos que ha caracterizado a Chile en las últimas décadas.

El territorio se caracteriza por un fuerte desequilibrio hídrico, mientras en las regiones del norte los habitantes cuentan con menos de 100 m³/habitante año, las regiones del sur disponen de más de 50.000 m³/habitante año. Los ríos del centro y sur depositan en el océano más del 80% de su caudal anual, situación que resulta incomprensible en un territorio fuertemente afectado por las sequías recurrentes. Sólo en 4 regiones (O'Higgins, Maule, Ñuble y Biobío) llegan hasta la desembocadura 5.251 millones de metros cúbicos de agua, cifra bastante superior al caudal ecológico. Esta cifra aumenta fuertemente agregando los excedentes de regiones situadas más al sur.

Para asegurar el agua de riego usado por la agricultura se ha estimado un requerimiento adicional del orden de 2.000 a 2.500 millones de metros cúbicos entre Atacama y Maule. Esta cifra podría crecer durante este siglo considerando las tendencias negativas de la pluviometría. El país se encuentra entonces en la disyuntiva, reducir la superficie regada en las regiones del norte y centro del país, lo que tendría un costo económico y social incalculable, o realiza inversiones que permitan asegurar la disponibilidad de este esencial recurso, manteniendo con ello el potencial productivo de estas regiones que concentran aproximadamente un 65% del PIB agrícola chileno. Mejorando en 20% la eficiencia de riego mediante acciones de tecnificación, podrían recuperarse entre 800 y 1.000 millones de metros cúbicos, lo que llevaría el déficit a 1.500 millones de metros cúbicos, sin considerar la presión que ejercerá el cambio climático para hacer crecer esta cifra.

De dónde obtener esta agua, que evitaría el colapso de la agricultura nortina y central, ese es el dilema actual. No son muchas las opciones para encontrar nuevas fuentes de agua: el océano o el transporte del agua desde regiones que exhiben holgura entre el consumo y el caudal ecológico. La solución deberá cumplir requisitos esenciales. El primero de ellos es el costo, el cual deberá considerar que la agricultura es una actividad que usa grandes volúmenes de agua (6.500 m³/ha/año) lo que exige un costo bajo por metro cúbico para ser una opción viable. El segundo requisito se refiere a la capacidad de la solución para aportar los grandes volúmenes de agua que se necesitan para ser una solución efectiva y, el tercer requisito hace referencia a los impactos ambientales, lo cuales deben ser mínimos por cuanto la agricultura está cada vez más exigida para mantener una huella ecológica baja, además de las presiones sociales que surgen cuando el deterioro de las tierras y los ecosistemas terrestres y marinos se hace evidente.

Los números sugieren que la desalación de agua marina no tiene la capacidad para generar agua en los volúmenes requeridos por la agricultura. Adicional a esto, los costos distan mucho aun de ser compatibles con una actividad que requiere grandes volúmenes y bajo precio final. Tampoco se puede soslayar el hecho de que cualquiera solución al problema hídrico debe tener sustentabilidad en el largo plazo. La desalación de agua marina requiere succionar grandes volúmenes de agua desde el ecosistema marino, capturadas muchas plantas y animales marinos, especialmente los que forman parte del plancton, es decir, un conjunto de organismos generalmente de tamaño microscópico que incluyen a infinidad de especies de peces y moluscos de interés comercial cuyas etapas tempranas de desarrollo dependen del plancton. Debe considerarse además que las salmueras generadas requieren ser dispuestas en tierra o devueltas al mar, lo que necesariamente va acumulando efectos negativos sobre los ecosistemas y la diversidad de especies.

Por bajos que sean los impactos, ellos se acumularán durante decenios pudiendo llegar a dejar huellas ambientales irreparables, las que hoy están siendo cuestionadas por los mercados de los productos y por la sociedad local. Si bien esta tecnología puede ser una excelente solución para proveer de agua potable a ciudades litorales, su compatibilidad con los requerimientos de la agricultura está aún lejana. No en vano la experiencia ha mostrado que ningún país del mundo ha adoptado esta solución para hacer agricultura a escala comercial.

1 Introducción

Los cambios que ha exhibido el clima del norte, centro y sur de Chile se resumen en: una clara tendencia decreciente de las precipitaciones, un sostenido aumento en las temperaturas máximas en sectores interiores, una ligera disminución de éstas en el litoral, y un aumento en las tasas de evaporación, lo que potencia la tendencia hacia la aridización de los climas. Junto a lo anterior, la línea de las nieves se ha elevado, reduciendo la cobertura de nieve invernal, lo que deteriora las reservas de agua para la época estival.

En la región de Coquimbo y Atacama, la precipitación anual ha bajado entre 15 y 30% desde comienzos del siglo XX (Santibáñez, 2016). Las isoyetas se han desplazado hacia el sur a razón de 0,4 a 0,5 km por año, lo que se alinea con el esperado desplazamiento de los desiertos hacia los polos en ambos hemisferios terrestres. La causa más probable de este desplazamiento sería el desplazamiento de los anticiclones, alejándose del ecuador como consecuencia del mayor movimiento de masas provocado por el calentamiento de la zona intertropical terrestre. Según los modelos globales de la atmósfera, esta tendencia debiera continuar durante el siglo XXI pudiendo provocar una nueva reducción de la caída pluviométrica anual, del mismo orden de la ya ocurrida.

De materializarse esta proyección, el borde del desierto de Atacama, así como el borde polar de todos los desiertos del mundo, se habrá desplazado entre 200 y 300 km hacia el polo, lo que afectará intensamente a la hidrología de superficie de una parte significativa del territorio chileno. Una parte significativa del caudal de los ríos de la zona norte y central se debiera desplazar más al invierno, reduciendo los caudales estivales.

Aparte de los cambios en la estacionalidad de los caudales como consecuencia de la transición de un régimen nival hacia un pluvial, las series históricas de precipitación sugieren un aumento en la frecuencia, intensidad y longitud de las sequías. Si bien esta tendencia es muy marcada en la costa y algo menos marcada en sectores interiores, es una tónica generalizada en todo el territorio comprendido entre las regiones de Atacama y Los Lagos. La evidencia es consistente de que avanzamos hacia un futuro más árido, más cálido y climáticamente más inestable.

Por la enorme importancia que los recursos hídricos tienen en la economía, la conservación de la naturaleza y el bienestar humano, es imperativo que los países afectados por este fenómeno de aridización climática implementen estrategias tendientes a neutralizar los efectos de una escasez hídrica que podría desertizar a la economía y a la sociedad en importantes dominios territoriales. La inacción podría tener consecuencias de alto costo para los estados, muchas de las cuales podrían tornarse irremediables.

Este informe es el primero de varios, donde iremos haciendo una revisión de las tecnologías que podrían incorporarse a una estrategia nacional de acción frente a la desertización del territorio. En esta ocasión, pondremos en análisis la tecnología de desalación de agua marina como fuente de agua dulce en los territorios afectados por el empobrecimiento de la hidrología local.

2 Las dimensiones del desequilibrio hídrico en Chile

El consumo total de agua llega en Chile a 4.710 m³/s (Ayala, 2010). La agricultura es el mayor usuario, con un consumo equivalente al 73% del total nacional, lo que abastece a una superficie regada de 1,1 millones de hectáreas entre las regiones IV y X (INE, 2007). La demanda doméstica de agua llega a un 6%, mientras la minería demanda un 9% y la industria un 12% (Ayala, 2010). En varias regiones el consumo potencial supera a la disponibilidad real del recurso, lo que ha llevado a declarar numerosas regiones como agotadas tanto en sus aguas superficiales como subterráneas (Banco Mundial, 2011).

La pluviometría total en Chile alcanza a los 545 km³ de agua. Paradójicamente, estos abundantes recursos no están distribuidos homogéneamente, presentando un fuerte desbalance entre regiones hiperhúmedas e hipersecas (Santibáñez F, 2016). (Tabla 1). Chile cuenta con 101 cuencas hidrográficas mayores, que alimentan a 1.251 ríos cuya escorrentía anual asciende a 2.925 m³/s. (MOP, 2013). Este caudal de agua renovable, en relación con la población del país, da una disponibilidad de agua cercana a los 50.000 m³/habitante/año, lo que supera en 25 veces los 2.000 m³/habitante, considerado adecuado para un desarrollo no limitado por agua (Tabla 1).

Tabla 1. Disponibilidad de agua en las regiones de Chile

Macrozona	Región	Región	m ³ /s	Escorrentía per cápita m ³ /persona/año
Norte	XV	Arica y Parinacota	5,5	725
	I	Tarapacá	6,4	599
	II	Antofagasta	0,9	47
	III	Atacama	1,9	190
Centro	IV	Coquimbo	22,2	908
	V	Valparaíso	41	703
	RM	Metropolitana	103	444
	VI	O'Higgins	205	7.037
	VII	Maule	767	23.191
Sur	VIII	Biobío	1.638	24.432
	IX	Araucanía	1.041	33.167
	XIV	Los Ríos	1.046	81.563
	X	Los Lagos	4.109	154.058
Austral	XI	Aysén	10.134	2.950.168
	XII	Magallanes	10.124	1.938.956

Adaptado de Atlas del agua (DGA, 2015)

Las regiones central y norte, que concentran el 65% de la población del país, son claramente deficitarias en agua. La situación más extrema es la de las regiones de Antofagasta y Atacama con 52 y 208 m³/habitante. Entre las regiones de O'Higgins y La Araucanía, la disponibilidad natural de agua supera los 6.000 m³/persona/año, llegando hasta los 49.000m³/persona/año. Desde la región de Los Ríos hacia el sur el margen de agua renovable aumenta considerablemente debido a la abundancia del recurso y a la baja densidad poblacional, con una disponibilidad natural de agua que supera los 150.500 m³/habitante/año.

De los 168,84 km³ de agua que precipitan anualmente entre las regiones de Atacama y Biobío, solo 38,55 km³ escurren desde la cordillera hacia los Valles (caudal afluente). Entre Atacama y Coquimbo una fracción menor del caudal afluente llega al mar. En las regiones centrales más de un 50% del agua de los ríos llega al mar y de O'Higgins el agua que llega hasta la desembocadura se acerca o incluso supera al caudal afluente. Esto último se debe a que los cauces principales reciben aportes de afluentes en la parte baja del valle. Es así como entre Aconcagua y Biobío los ríos vierten al mar anualmente una cifra que se sitúa entre los 25 y 50 km³ de agua dulce, dependiendo de la pluviosidad del año (Tabla 2).

Tabla 2. Algunas estadísticas del agua en Chile

Región	Población	Superficie km ²	PP media mm/año	Escorrentía mm/año	Escorrentía %	Agua renovable m ³ /hte
Arica y Parinacota	243.149	16.873				
Tarapacá	344.760	58.698	94	7	8	972
Antofagasta	631.875	126.444	45	0	0	51
Atacama	316.692	75.573	82	1	1	208
Coquimbo	782.801	40.656	222	18	8	1.213
Valparaíso	1.842.880	16.396	434	84	19	894
Metropolitana	7.399.042	15.349	650	200	31	438
O'Higgins	926.828	16.341	898	362	40	7.578
Maule	1.050.822	30.825	1.377	784	57	26.181
Biobío	2.127.902	36.929	1.766	1.173	66	23.270
Araucanía	1.005.322	31.842	2.058	1.476	72	54.050
Los Ríos	407.300	18.429	2.350	2.000	78	
Los Lagos	847.495	67.013	2.500	2.423	80	226.543
Aysén	109.317	109.025	3.263	2.828	87	3.369.942
Magallanes	165.547	132.033	2.713	2.338	86	2.046.684

(Fuente FAO 2000, INE 2015)

2.1 El cambio climático y los recursos hídricos de Chile

Hay dos condicionantes mayores que determinan el comportamiento de las precipitaciones en Chile. El primero tiene que ver con la posición y actividad del anticiclón del Pacífico, el cual genera un bloqueo de los frentes que vienen desde el SO. Por lo general el anticiclón avanza hacia el sur en verano (verano seco) y se retira más al norte en invierno (estación de lluvias). En los últimos años, el anticiclón ha permanecido extraordinariamente desplazado al sur, ejerciendo su capacidad de bloqueo durante gran parte del año. Una segunda condición tiene que ver con la trayectoria de los frentes, la que depende fuertemente de la oscilación antártica. Durante periodos de fase positiva de la oscilación, la trayectoria de los frentes se aleja hacia el polo sur, reduciendo la posibilidad de que estos pasen por la zona central, provocando la consecuente sequía. A estas tendencias de largo plazo, se agregan los ciclos de sequía de corto plazo, de 10 a 20 años de extensión, en los que el clima chileno pasa por periodos lluviosos y secos. Este último fenómeno es conocido como la Oscilación decadal del Pacífico. Desde el inicio de los años 2000 el país ha estado cruzando por un periodo seco asociado a la combinatoria de una oscilación decadal poco favorables, fases positivas de la oscilación antártica y ausencia de evento de El Niño significativos.

La persistencia de estos factores por casi 15 años no había sido observada antes, razón por la que se le ha llamado megasequía. Las estadísticas parecen sugerir que hay en la actualidad un aumento en la frecuencia de años con anomalías negativas. Esta tendencia es generalizada entre Atacama y Puerto Montt. La precipitación promedio ha venido bajando a razón de 0,5 mm por año en La Serena, 3,9 mm/año en Concepción y 5,7 mm/año en Puerto Montt. De acuerdo a los resultados de los downscaling de los modelos de circulación general de la atmósfera, esta tendencia debiera continuar durante el siglo XXI, lo que podría provocar una nueva reducción de la pluviometría del orden de 15 a 30%. Particularmente preocupante, es que esta reducción se concentraría con mayor intensidad entre el sur de Coquimbo y Maule, sector del territorio que concentra cerca del 70% del PIB agrícola nacional. Adicionalmente, la línea de las nieves podría subir unos 300 metros en altitud, lo que disminuiría la cubierta de nieves, aumentando los caudales invernales y reduciendo las caudales estivales de los ríos.

2.2 El consumo de agua y su relación con la oferta

El consumo de agua anual de agua de riego en Chile es del orden de 7.5 km³ de agua cada año. Esta demanda sólo parcialmente satisfecha por las aguas superficiales debiendo ser complementada por fuentes de agua subterránea. En Atacama la demanda de 120 millones de metros cúbicos (0,12 km³), es cubierta por unos 50 millones disponibles en superficie. En Coquimbo la demanda de 530 millones de metros cúbicos, es cubierta por unos 430 millones de aguas superficiales, y unos 100 millones de aguas subterráneas. La región de Valparaíso demanda 650 millones de metros cúbicos, de los que las aguas superficiales aportan 450 millones y las subterráneas unos 190 millones. En la región Metropolitana, la agricultura demanda 1.030 millones de metros cúbicos, cubiertas por 910 millones de aguas superficiales y 120 millones de aguas subterráneas. A partir de la Región de O'Higgins las aguas superficiales cubren por completo las demandas, superando a estas en unos 264 millones de metros cúbicos. Esta sobreoferta desaparece durante los años secos. En Maule la sobreoferta crece a 1.400 millones de metros cúbicos y en Biobío a 3.587 millones de metros cúbicos. La megasequía ha cambiado un tanto este panorama, creando un creciente interés por las aguas subterráneas en los últimos años de la región de O'Higgins al sur.

Estas cifras corresponden a una situación promedio. En años secos la situación se hace claramente deficitaria al menos hasta Ñuble. Esto hace fuertemente inestable el balance hídrico de los ríos de la zona central y norte de Chile, poniendo frecuentemente en riesgo la seguridad de riego. A esta inseguridad se agrega una creciente demanda por agua potable, lo que hace aún más inseguro el abastecimiento de agua para la agricultura de Santiago al norte.

La capacidad de regulación hidrológica de algunas cuencas es limitada (Choapa, Petorca, Aconcagua) lo que hace a estas cuencas extremadamente vulnerables frente a la sequía. Sequias tan prolongadas como las que están ocurriendo en los últimos 10 años hacen que el balance sea claramente deficitario entre Atacama y Maule.

En los últimos 20 años, la seguridad del riego se ha visto limitada por la fuerte caída que han tenido los caudales de la mayor parte de los ríos. No obstante esto, se observa que del Maipo al sur el caudal que alcanza a la desembocadura de los ríos supera al 90% del caudal afluente. Esto refleja que los escurrimientos invernales van en aumento con el cambio climático, lo que no se corresponde con el intenso estrés de muchos ríos durante la época estival. La mayor parte del “excedente” hidrológico de los ríos es vertido al mar en la estación invernal ya sea por su uso en la generación de energía, ya sea por la falta de capacidad de almacenamiento. La incertidumbre que esto está provocando ha hecho que en las regiones de más al norte (Atacama y Coquimbo), muchos derechos de agua han sido transferidos desde la agricultura a la minería, poniendo en riesgo la subsistencia de esta actividad. Es probable que esto se propague a Valparaíso y la Región Metropolitana en los próximos años, con lo cual la agricultura de estas regiones se podría ver fuertemente afectada, con consecuencias sobre las migraciones campo ciudad y la acentuación de la pobreza, así como una disminución del PIB, del empleo, de las exportaciones y de los ingresos fiscales en importantes territorios. Esto nos lleva a la disyuntiva de tener que decidir si a futuro movemos el agua desde donde aún hay tolerancia entre la oferta y la demanda hacia regiones claramente deficitarias, o desplazamos el desarrollo de la agricultura hacia regiones donde el abastecimiento de este recurso está asegurado. Esto que parece una disyuntiva no es tal, por cuanto ambas son opciones que tienen mucha racionalidad. En el primer caso permitiría al país no abandonar regiones que tienen uno de los mayores potenciales agrícolas del mundo, en el segundo, se lograría disminuir la vulnerabilidad de esta estratégica actividad frente a las sequias que se harán más frecuentes y agresivas en las próximas décadas.

3 Principales impactos ambientales de la operación de una planta desaladora

Los eventos de sequía y el creciente estrés hídrico en diversas partes del mundo, han generado la imperiosa necesidad de contar con nuevas fuentes de abastecimiento de agua. Una alternativa prometedora en este sentido ha sido la desalinización del agua de mar. Sin embargo, la experiencia ha demostrado que la desalinización de agua de mar no ha estado exenta de oposición ciudadana y cuestionamientos, derivados principalmente de tres factores: los impactos ambientales asociados a la descarga al mar de subproductos hipersalinos conocidos como salmuera de rechazo (Kampf y Clarke, 2013; Heck et al., 2016); la enorme demanda de energía requerida en la operación y sus impactos ambientales asociados; y el alto costo de inversión y de mitigación de los impactos ambientales.

La construcción de una planta desalinizadora de agua de mar tiene un efecto directo sobre el medio ambiente marino, en el cual se incluyen los océanos, mares y las zonas costeras adyacentes. La Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico ha advertido que la intensificación de la desalinización en nuestro país podría alterar las concentraciones de sal y la composición química en los puntos de descarga, lo que tendría efectos desconocidos para los ecosistemas y la diversidad biológica de los océanos (OCDE, 2016). Existe abundante información publicada acerca del impacto asociado al manejo de la salmuera de rechazo, que puede llegar a tener una salinidad entre un 30 a 70% superior al agua del océano, y que generalmente es devuelta al mar. De hecho, por cada litro de agua dulce, una planta de desalinización produce 1,5 litros de salmuera de rechazo.

En el mundo actualmente existen más de 20.250 plantas desalinizadoras instaladas en 150 países con una capacidad diaria de 100 millones de metros cúbicos. Se espera que el suministro de agua desalinizada aumente a 192 millones de metros cúbicos al día para 2050 (Frank et al., 2017).

3.1 Situación actual de las plantas desaladoras de agua de mar en Chile

La Segunda Evaluación del Desempeño Ambiental elaborada por la Organización para la Colaboración y el Desarrollo Económico (OCDE), señala que, en Chile, las empresas concesionarias de agua potable y empresas mineras han intentado hacer frente los episodios de sequías y escasez hídrica mediante cuantiosas inversiones en fuentes alternativas, tales como plantas desalinizadoras de agua de mar (OCDE, 2016). En consecuencia, en la actualidad existen alrededor de 65 plantas desalinizadoras de agua de mar en el país, las cuales se encuentran en distintas fases de implementación. Estas plantas se encuentran ubicadas principalmente en la zona centro – norte del país, y producen agua para diversos propósitos, tales como: consumo humano y saneamiento, industria, minería y agricultura. Hasta ahora, la instalación de este tipo de actividades se ha efectuado sin grandes cuestionamientos, ya que no existe la obligación de que este tipo de actividades cuenten con una Resolución de Calificación Ambiental (RCA) en caso que puedan producir impactos al medio marino y costero adyacente. De hecho, la mayor parte de las actividades de desalación de agua de mar han ingresado al Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental (SEIA) por formar parte de otros proyectos, o porque se han considerado dentro de otras causales de ingreso, pero ningún proyecto ha entrado al SEIA de forma directa. Al respecto, la autoridad ambiental chilena aún no ha establecido criterios claros para determinar si las actividades de desalinización deben o no ingresar al SEIA (Skewes, 2017). En la actualidad, el país no cuenta con una legislación específica que regule y sea aplicable a esta actividad.

3.2 Tecnologías de desalinización convencionales

Las tecnologías de desalinización se pueden clasificar principalmente en tres categorías principales: tecnologías térmicas, tecnologías de membrana y tecnologías emergentes, siendo los procesos térmicos y de membrana los que dominan el mercado con aproximadamente el 97% de la capacidad de desalinización (Jones et al., 2019).

Las tecnologías de desalinización térmica que utilizan la destilación multiefectos (MED) o el flash multietapa (MSF) proporcionan aproximadamente el 7% y el 18% de la capacidad de desalinización global (Jones et al., 2019). Las tecnologías de desalinización de membrana, que utilizan ósmosis inversa (RO) y nanofiltración (NF), representan aproximadamente el 69% y el 3% de la capacidad de desalinización global (Jones et al., 2019).

Las tecnologías de desalinización emergentes son una nueva clase de procesos de desalinización que se han desarrollado recientemente. Estas tecnologías de desalinización han demostrado ser técnicas prometedoras, pero la mayoría de éstas aún no se encuentra disponible en el mercado y muchas de ellas requieren validación a gran escala. La Tabla 3 resume y compara las tecnologías de desalinización a gran escala.

Tabla 3. Comparación de tecnologías de desalinización a gran escala

	RO	MSF
Principio físico-químico	Solución-difusión	Evaporación
Consumo energético	Eléctrico: 3,5-4,5 kWh/m ³ ; Térmico: ninguno	Eléctrico: 2,5-5,0 kWh/m ³ ; Térmico: 40-120 kWh/m ³
Nivel de temperatura superior de la planta	Temperatura del agua de mar	~120°C
Requerimiento energético	Bajo	Medio
Calidad del producto (sólidos totales disueltos mg/L)	Etapas simple: 250-350 Etapas triple: 1-10	1-50
Factores limitantes	Bombas	Bombas, válvulas, unidades de vacío
Costos totales de capital	Bajo	Alto
Requerimientos de mantenimiento	Alto	Bajo
Consumo de químicos	Alto	Alto
Relación entre producto y flujo total de agua de mar (conversión)	0,3 – 0,5	0,1 – 0,2
Áreas de requerimiento de I+D	Pretratamiento, estabilidad de las membranas	Materiales más económicos, materiales de transferencia de calor

Tabla 3: Adaptado de Cheif y Belhadj (2018)

3.2.1 Proceso de desalinización térmica

La desalinización térmica fue el proceso más utilizado en las primeras etapas de la evolución de la desalinización, simplemente porque imita el ciclo natural del agua, proporcionando la mayor parte de la capacidad de desalinización del mundo hasta el desarrollo de la desalinización de membranas en la década de 1980 (Miller, 2003). Los procesos térmicos son muy intensivos en consumo de energía, ya que se requiere energía térmica para impulsar la evaporación del agua proporcionando calor sensible y latente, mientras que se necesita energía eléctrica para impulsar diferentes utilidades del proceso, como las bombas. Por lo tanto, la desalinización térmica generalmente se aplica cuando el costo de la energía es bajo o es subsidiado, y en los casos en que el agua de alimentación presenta una salinidad muy elevada y altas temperaturas (Greenlee et al., 2009).

La desalinización flash multietapa (MSF) se basa en la evaporación instantánea, ya que el agua de mar calentada hierve cuando se encuentra bajo presión reducida, lo que ocurre en etapas sucesivas en rangos de temperatura de 90-120 °C (Khawaji et al., 2008). La salmuera no evaporada de la primera etapa se pasa a la siguiente etapa, expuesta a una presión más baja, de modo que el agua se vierte en una secuencia de etapas sin suministro de calor adicional. El proceso de destilación multiefecto (MED) se basa en un proceso de evaporación-condensación iterativa en diversas etapas bajo condiciones de vacío, usando vapor residual de una planta de energía adyacente como medio de calentamiento para la evaporación (Ophir y Lokiec, 2005).

3.2.2 Proceso de desalinización por membrana (osmosis inversa)

En el proceso de osmosis inversa (RO), el agua de una solución salina presurizada se separa de las sales disueltas fluyendo a través de una membrana permeable al agua. Este proceso se induce mediante el diferencial de presión creado entre el agua de alimentación presurizada y el agua producida, que se encuentra a una presión cercana a la atmosférica. El agua de alimentación restante continúa a través del lado presurizado del reactor como salmuera. En este proceso no se produce calentamiento, así como tampoco un cambio de fase del agua. El principal requerimiento energético se produce en la presurización inicial del agua de alimentación. Para la desalinización de agua de mar las presiones de operación varían entre 800 a 1000 psi (Jones et al., 2019).

Un sistema de ósmosis inversa consta de cuatro etapas principales: (1) Pretratamiento: el agua de alimentación se trata mediante la eliminación de sólidos en suspensión, el ajuste del pH y la adición de un inhibidor de incrustaciones; (2) Presurización: la bomba eleva la presión del agua de alimentación pretratada a una presión de operación adecuada para la membrana; (3) Separación con membrana: las membranas permeables inhiben el paso de las sales disueltas y permiten que el producto desalinizado pase a través de ellas. La aplicación de agua de alimentación al conjunto de la membrana da como resultado una corriente de producto de agua dulce y una corriente concentrada de rechazo de salmuera; y (4) Estabilización posterior al tratamiento: el agua que proviene del conjunto de la membrana generalmente requiere un ajuste de pH y desgasificación antes de ser transferida al sistema de distribución. El producto pasa a través de una columna de aireación en la que se ajusta el pH de 5 a 7 (Kim et al., 2019).

3.3 Impactos de la desalinización en el medio ambiente

Una preocupación clave de las plantas de desalinización son las descargas de concentrados y químicos al medio marino, que pueden tener efectos adversos sobre la calidad del agua y los sedimentos, afectar la vida marina y el funcionamiento y la integridad de los ecosistemas costeros (Hoepner y Lattemann, 2002; Liu et al., 2018).

Aun cuando los impactos de estos vertidos dependen de las condiciones hidrogeológicas del lugar, existe evidencia de que ciertos organismos marinos manifiestan una gran sensibilidad a las variaciones en los niveles de salinidad. Dentro de estas especies destacan los equinodermos –tales como estrellas y erizos de mar– y cierta flora marina –como la posidonia oceánica y las comunidades bentónicas–, entre otras especies sensibles.

Otros aspectos relevantes que deben considerarse en este tipo de actividades tiene relación con los impactos acumulativos derivados de la descarga de salmuera en un área determinada del mar; la pérdida de espacios costeros abiertos al público y los gases de efecto invernadero adicionales y contaminantes atmosféricos asociados con la generación de electricidad para producir agua desalada (Alon, 2006; Fernandez-Torquemada et al., 2005).

Dentro de los factores ambientales a considerar para la evaluación del impacto ambiental de plantas de desalación se encuentran aspectos tales como: (a) los impactos de la toma de agua de mar en el ecosistema marino, el suelo marino, las corrientes y la calidad del agua; (b) los trazados de acueductos; (c) las emisiones de gases, como óxido de nitrógeno; (d) el ruido; (e) los procesos químicos involucrados en la desalinización y la disposición de residuos; (f) los impactos en el suelo costero; (g) las cantidades significativas de energía requeridas para el proceso de desalación, que constituye su principal costo de operación y las subsecuentes emisiones; (g) los efectos de la disposición de salmuera en la zona costera marina –sea a través de su vertido al mar, infiltración o evaporación en estanques situados en tierra–; (h) incidencia de los proyectos en comunidades aledañas.

3.4 Toma de agua

Las plantas de desalinización de agua de mar pueden recibir agua de alimentación de diferentes fuentes, pero las tomas abiertas de agua de mar son la opción más común. El uso de tomas abiertas puede ocasionar pérdidas de organismos acuáticos cuando estos chocan con pantallas de entrada (impacto) o son arrastrados a la planta con la fuente de agua (arrastre). El proceso de absorber agua marina para desalinizar elimina muchos animales marinos que son atrapados en redes para evitar ser succionados. La construcción de la estructura de admisión provoca una alteración inicial del fondo marino, lo que resulta en la resuspensión de sedimentos, nutrientes o contaminantes en la columna de agua. Después de la instalación, las estructuras pueden afectar el intercambio de agua y el transporte de sedimentos, actuar como arrecifes artificiales para organismos o pueden interferir con las rutas de envío u otros usos marítimos (Missimera y Malivab, 2018).

3.5 Salmueras de rechazo

Todos los procesos de desalinización producen grandes cantidades de un concentrado, que puede aumentar la temperatura, contener residuos de pretratamiento y productos químicos de limpieza, subproductos de reacción y metales pesados debido a la corrosión. El pretratamiento químico y la limpieza son procesos necesarios en la mayoría de las plantas de desalinización. Para las plantas térmicas, incluyen el tratamiento contra la incrustación, la formación de espuma y la corrosión. En las plantas de osmosis inversa incluye tratamientos contra la incrustación, sólidos en suspensión y depósitos de incrustación (Lattemann y Höpner, 2008).

Los residuos químicos y los subproductos generalmente se lavan en el mar junto con el concentrado. Los efectos negativos en el medio marino pueden ocurrir, especialmente cuando las altas descargas de salmueras de rechazo coinciden con ecosistemas sensibles. Los impactos de una planta desaladora en el medio marino dependen tanto de las propiedades fisicoquímicas de las corrientes de rechazo como de las características hidrográficas y biológicas del medio receptor. En general, los sitios cerrados y poco profundos con abundante vida marina son más sensibles a las descargas de plantas de desalinización que los lugares más expuestos, de alta energía, en mar abierto (Hoepner y Windelberg, 1996), los cuales tienen mayor capacidad de diluir y dispersar las descargas. El proceso de desalinización y el pretratamiento aplicado tienen una influencia significativa en las propiedades fisicoquímicas de las descargas, como se muestra en la Tabla 4. Tanto en las plantas de osmosis inversa como en las térmicas, la salinidad del concentrado es mucho mayor que la del agua de mar extraída, pero la temperatura solo se eleva en las descargas de las plantas térmicas. Ambas descargas contienen residuos químicos anti-incrustantes, mientras que los biocidas y los aditivos antiespumantes generalmente solo se encuentran en las salmueras de rechazo de las plantas térmicas. Los metales de la corrosión generalmente están presentes en ambos tipos de salmueras de rechazo en concentraciones variables, pero relativamente bajas. Sin embargo, la contaminación por cobre puede ser un problema en las salmueras de rechazo de las plantas térmicas, especialmente cuando se utilizan intercambiadores de calor de cobre y níquel que son propensos a la corrosión. En las salmueras de rechazo de osmosis inversa, pueden estar presentes coagulantes si el agua de retrolavado de los procesos de coagulación y filtración se combina con la salmuera de rechazo del proceso. Además, las salmueras de rechazo, especialmente de las plantas de osmosis inversa, si son mezcladas con el concentrado, pueden contener productos químicos de limpieza.

Los impactos ambientales de las salmueras de rechazo por componente individual se analizan a continuación, no obstante, se debe tener en cuenta que todo el efluente es una mezcla de estos contaminantes y que su combinación puede tener efectos aditivos y sinérgicos sobre la vida marina.

Tabla 4. Propiedades típicas de salmueras de las plantas de desalinización de agua de mar por ósmosis inversa (RO) y térmica flash multietapa (MSF)

	RO	MSF
Propiedades físicas		
Salinidad	Hasta 65.000–85.000 mg/L	Aproximadamente 50.000mg/L
Temperatura	Temperatura ambiente del agua de mar	+5 a 15 ° C por encima del ambiente
Densidad de la pluma	Negativamente flotante	Positiva, neutra o negativamente flotante dependiendo del proceso, mezclado con agua de enfriamiento de centrales eléctricas ubicadas conjuntamente y estratificación ambiental por densidad.
Oxígeno disuelto (OD)	Si se utilizan tomas de pozos: típicamente debajo del OD del agua de mar ambiental debido al bajo contenido de OD del agua de origen. Si se utilizan tomas abiertas: aproximadamente lo mismo que la concentración de OD del agua de mar ambiental.	Podría estar por debajo de la salinidad ambiental del agua de mar debido a la desaireación física y al uso de captadores de oxígeno.
Aditivos y subproductos de control de bioincrustación		
Cloro	Si se usa cloro u otros oxidantes para controlar la bioincrustación, estos normalmente se neutralizan antes de que el agua ingrese a las membranas para evitar daños en éstas.	Aprox. 10-25% de la dosis de alimentación de agua de origen, si no está neutralizada
Compuestos orgánicos halogenados	Típicamente bajo contenido por debajo de niveles dañinos	Composición y concentraciones variables, típicamente trihalometanos

Continuación Tabla 4

	RO	MSF
Remoción de sólidos suspendidos		
Coagulantes (por ejemplo, cloruro de hierro III)	Puede estar presente si la fuente de agua está acondicionada y el agua de retrolavado del filtro no se trata. Puede causar la coloración del efluente si no se iguala antes de la descarga.	No está presente (no se requiere tratamiento)
Coagulantes (por ejemplo, poliacrilamida)	Puede estar presente si la fuente de agua está acondicionada y el agua de retrolavado del filtro no se trata	No está presente (no se requiere tratamiento)
Aditivos de control de escala		
Anti incrustantes	Típicamente bajo contenido por debajo de los niveles tóxicos.	Típicamente bajo contenido por debajo de los niveles tóxicos.
Ácido (H ₂ SO ₄)	No presente (reacciona con el agua de mar para causar compuestos inofensivos, es decir, agua y sulfatos; la acidez es consumida por el agua de mar alcalina natural, por lo que el pH de descarga suele ser similar o ligeramente inferior al del agua de mar ambiental).	No presente (reacciona con el agua de mar para causar compuestos inofensivos, es decir, agua y sulfatos; la acidez es consumida por el agua de mar alcalina natural, por lo que el pH de descarga suele ser similar o ligeramente inferior al del agua de mar ambiental).

Continuación Tabla 4

	RO	MSF
Aditivos de control de espuma		
Agentes antiespumantes (p.ej., Poliglicol)	No presente (no se requiere tratamiento)	Típicamente bajo contenido por debajo de niveles dañinos
Contaminantes por corrosión		
Metales pesados	Puede contener niveles elevados de hierro, cromo, níquel, molibdeno si se usa acero inoxidable de baja calidad	Puede contener concentraciones elevadas de cobre y níquel si se utilizan materiales inapropiados para los intercambiadores de calor.
Productos químicos de limpieza		
Productos químicos de limpieza	Soluciones alcalinas (pH 11-12) o ácidas (pH 2-3) con aditivos como: detergentes (por ejemplo, dodecilsulfato), agentes complejantes (por ejemplo, EDTA), oxidantes (por ejemplo, perborato de sodio), biocidas (por ejemplo, formaldehído)	Solución ácida (pH 2) que contiene inhibidores de corrosión, como los derivados de benzotriazol.

Fuente: Lattemann y Höpner (2008)

3.6 Salinidad y temperatura

La salinidad y la temperatura son factores de control para la distribución de especies marinas, que normalmente habitan en aquellas áreas que proporcionan condiciones ambientales favorables para la especie. La mayoría de los organismos pueden adaptarse a pequeñas desviaciones de las condiciones óptimas de salinidad y temperatura, e incluso pueden tolerar situaciones extremas temporalmente, pero no una exposición continua a condiciones desfavorables. La descarga constante de las corrientes de rechazo con altos niveles de salinidad y temperatura puede ser fatal para la vida marina y puede causar un cambio duradero en la composición y abundancia de especies en el sitio de descarga. Los organismos marinos pueden ser atraídos o repelidos por las nuevas condiciones ambientales, y aquellos más adaptados a la nueva situación eventualmente prevalecerán en el sitio de descarga (Frank et al., 2019).

Debido a su densidad, las salmueras de rechazo de las plantas térmicas y de osmosis inversa afectan diferentes zonas del mar. El concentrado de plantas de osmosis inversa, que tiene una densidad más alta que el agua de mar, se extenderá sobre el fondo del mar en aguas costeras poco profundas, a menos que se disipe con un sistema difusor. Las comunidades bentónicas, como los lechos de pastos marinos, pueden verse afectadas como consecuencia de la alta salinidad y los residuos químicos. En contraste, las salmueras de rechazo de las plantas térmicas, especialmente cuando se combinan con las aguas de enfriamiento de las plantas de energía, son típicamente flotantes positiva o neutralmente y afectarán a los organismos de aguas abiertas (Heck et al., 2018).

3.7 Biocidas

En la mayoría de las plantas de desalinización, se agrega cloro al agua que ingresa para reducir la bioincrustación, lo que conduce a la formación de hipoclorito y principalmente hipobromito en el agua de mar. Se han informado niveles de FRC (suma de los residuos de cloro disponibles libres y combinados) de 200–500 µg/L para las salmueras de rechazo de la planta térmica, que es aproximadamente el 10–25% de la concentración de dosificación.

En las plantas de osmosis inversa, el agua de entrada también se clora, pero antes de que el agua ingrese a las unidades de osmosis se desclora con bisulfito de sodio, para evitar daños en la membrana. Después de la descarga, se espera una nueva disminución en los niveles de FRC de hasta el 90% (Shams et al., 2000) lo que produce concentraciones estimadas de 20–50 µg/L en el sitio de descarga. Aunque los niveles ambientales de FRC disminuyen rápidamente por la degradación y la dilución después de la descarga, el potencial de efectos adversos sigue siendo alto.

El cloro es un biocida muy efectivo y su toxicidad ha sido confirmada por muchos estudios toxicológicos. Basado en datos toxicológicos de un amplio espectro de especies marinas, la EPA de EE.UU. se recomienda un criterio de calidad del agua a largo plazo para el cloro en el agua de mar de 7,5 µg/L y un criterio a corto plazo de 13 µg/L (U.S. EPA, 2017). La evaluación de riesgo ambiental de la UE para el hipoclorito ha determinado una concentración prevista sin efecto para especies de agua salada de 0.04 µg/L de cloro libre disponible (ECB, 2006). Los niveles de descarga de 200–500 µg/L y las concentraciones ambientales de hasta 100 µg/L representan un grave peligro para la vida acuática.

Además, la evaluación de riesgos de la UE señala que los efectos sinérgicos del estrés térmico y la exposición al cloro residual deben tenerse en cuenta, lo que se demostró en muchos estudios realizados sobre descarga de efluentes de enfriamiento de plantas de energía (Lattemann y Höpner, 2008). Los posibles impactos también resultan de la formación de subproductos orgánicos halogenados. Debido a muchas posibles reacciones de hipoclorito e hipobromito con componentes orgánicos del agua de mar, la diversidad de subproductos es alta, incluidos los trihalometanos (THM) como el bromoformo o los ácidos haloacéticos (Saeed et al., 1999). Se han reportado niveles incrementados de THM cerca de las plantas de destilación de hasta 9.5 - 83 µg/L (Saeed et al., 1999). Como solo un pequeño porcentaje del cloro total agregado se recupera como subproductos halogenados, y debido a que la diversidad de subproductos es alta, se puede esperar que la concentración ambiental de cada sustancia sea relativamente baja.

Sin embargo, los datos ecotoxicológicos en relación con la evaluación de la cloración del agua de mar, sugieren que las ecotoxicidades de los THM bromados no son significativamente diferentes del cloroformo. El cloro residual en la descarga tiene una ecotoxicidad significativamente mayor para la vida acuática que los subproductos. Sin embargo, las etapas y especies sensibles de la vida pueden responder a concentraciones crónicas, especialmente porque se descubrió que los THM tienen propiedades cancerígenas para los animales.

Debido a los problemas ambientales y de salud provocados por el cloro residual y los subproductos de desinfección, se han considerado varios métodos alternativos de pretratamiento. Estos incluyen el bisulfito de sodio (Redondo y Lomax, 1997), monocloramina (DuPont, 1994; FilmTec2000), sulfato de cobre (FilmTec2000), y ozono (Redondo y Lomax, 1997; Khordagui 1992). Ninguna de estas alternativas ha logrado una aceptación por sobre el uso de cloro, sin embargo, el dióxido de cloro se está convirtiendo actualmente en una alternativa a la dosificación de cloro en muchas áreas del Golfo Árabe. El dióxido de cloro es, como el cloro, un oxidante fuerte, pero se supone que forma menos THM si se agrega en pequeñas cantidades. Por lo tanto, los impactos ambientales son relativamente más bajos que para el cloro (Khordagui, 1992), pero al igual que otros biocidas, el dióxido de cloro puede afectar a organismos no objetivo en las aguas superficiales cuando los residuos se descargan en las aguas superficiales.

3.8 Metales pesados

Las aleaciones de cobre y níquel se usan comúnmente como materiales de intercambio de calor en plantas térmicas de destilación, por lo que la contaminación de salmuera con cobre debido a la corrosión puede ser una preocupación de las salmueras de rechazo de plantas térmicas. La salmuera de osmosis inversa puede contener trazas de hierro, níquel, cromo y molibdeno, pero la contaminación con metales generalmente está por debajo de un nivel crítico, ya que en las plantas de desalación de osmosis inversa predominan los equipos no metálicos y el acero inoxidable (Miri y Chouikh, 2005).

Se espera que las concentraciones de cobre en la salmuera de rechazo estén en el rango de 15-100 $\mu\text{g/L}$. La presencia de cobre no necesariamente significa que afectará negativamente al medio ambiente. Las concentraciones naturales varían desde un fondo oceánico de 0.1 $\mu\text{g/L}$ a 100 $\mu\text{g/L}$ en estuarios (Kennish, 1997). En el Golfo Árabe, por ejemplo, se informaron niveles de cobre en el rango de <1 $\mu\text{g/L}$ (Qatar Abdel-Moati y Kureishy, 1997) a 25 $\mu\text{g/L}$ Kuwait (Bou-Hamad et al., 1997). En general, es difícil distinguir entre los niveles de cobre natural y los efectos antropogénicos generados por emisarios industriales o contaminación por hidrocarburos (Fleming et al., 2006). Sin embargo, los niveles de descarga de las plantas térmicas se encuentran dentro del rango que podría afectar las concentraciones de cobre natural. La EPA de EE.UU. recomienda una concentración máxima de cobre de 4.8 $\mu\text{g/L}$ en agua de mar para exposiciones breves y 3.1 $\mu\text{g/L}$ para exposiciones a largo plazo (U.S. EPA., 2017). El cobre es como la mayoría de los metales transportados y acumulados en sedimentos, lo cual es una preocupación importante de las descargas puntuales, lo que podría conducir a una mayor concentración de sedimentos en estos sitios. Los metales en los sedimentos pueden ser asimilados por organismos bentónicos, que a menudo forman la base de la cadena alimentaria marina (Lattemann y Höpner, 2008).

3.9 Anti-incrustantes

Los anti-incrustantes se agregan al agua de alimentación tanto en las plantas térmicas como en las plantas de osmosis inversa para evitar la formación de incrustaciones. El término se refiere a sustancias poliméricas con diferentes estructuras químicas, en particular ácidos policarbónicos (por ejemplo, ácido polimaleico) y fosfonatos. Los polifosfatos y el ácido sulfúrico también se usan para prevenir la formación de incrustaciones, aunque a una escala limitada. La toxicidad de todos los anti-incrustantes para la vida acuática es muy baja. Se han observado problemas de eutrofización cerca de las salidas de las plantas de desalinización en el Golfo donde se usaron los polifosfatos, ya que estos se hidrolizan fácilmente a ortofosfato, que es un nutriente importante para los productores primarios. En contraste, los ácidos policarbonados y los fosfonatos son sustancias estables con bajas tasas de biodegradación, lo que resulta en tiempos de residencia relativamente largos en las aguas costeras. Como estas sustancias reducen la formación de incrustaciones al dispersar y formar complejos de iones de calcio y magnesio en la planta de desalinización, también podrían influir en los procesos naturales de estos y otros metales divalentes en el medio marino (Sadhvani et al., 2005).

3.10 Coagulantes (plantas de osmosis inversa)

Los coagulantes (como el cloruro férrico-III) y los floculantes (como los compuestos orgánicos de alto peso molecular como la poliacrilamida) se agregan al agua de alimentación para la coagulación y la filtración de medios del material suspendido. Los filtros de medios se lavan a contracorriente de forma intermitente, y el agua de retrolavado que contiene el material suspendido y los coagulantes se descarga típicamente al océano sin tratamiento. Los productos químicos tienen un potencial tóxico muy bajo. Sin embargo, su descarga puede causar una coloración intensa de la corriente de rechazo si se usan sales férricas ("salmueras rojas"), lo que puede aumentar la turbidez y reducir la penetración de la luz, o podría enterrar organismos bentónicos sésiles en el sitio de descarga.

3.11 Agentes antiespumantes (plantas térmicas)

Para reducir la formación de espuma en las plantas térmicas, se pueden agregar agentes antiespumantes como el polietileno y el polipropilenglicol al agua de alimentación. Los poliglicoles no son tóxicos, pero pueden ser bastante persistentes en el medio ambiente debido a una pobre biodegradabilidad.

3.12 Productos químicos de limpieza

El procedimiento de limpieza depende del tipo de sustancia que se pretende eliminar. En las plantas de osmosis inversa, se utilizan soluciones alcalinas (pH 11–12) para eliminar depósitos de limo y biopelículas de las membranas, mientras que las soluciones ácidas (pH 2–3) se aplican para disolver óxidos metálicos o incrustaciones. Estas soluciones a menudo contienen productos químicos adicionales para mejorar el proceso de limpieza, como detergentes (por ejemplo, dodecilsulfato, dodecibencenosulfonato) u oxidantes (por ejemplo, perborato de sodio, hipoclorito de sodio). Después de la limpieza o antes del almacenamiento, las membranas suelen desinfectarse. Para este propósito, en algunos casos se aplican biocidas oxidantes (como cloro y peróxido de hidrógeno) o biocidas no oxidantes (como formaldehído, lutaraldehído o isotiazol). Las plantas térmicas generalmente realizan un lavado con agua de mar ácida y tibia para eliminar las incrustaciones alcalinas de las superficies del intercambiador de calor, que pueden contener inhibidores de corrosión (por ejemplo, derivados de benzotriazol). Las soluciones de limpieza, especialmente sus aditivos, pueden ser perjudiciales para la vida acuática si se descargan en aguas superficiales sin tratamiento.

3.13 Energía utilizada

Las plantas de desalinización requieren cantidades significativas de energía térmica y/o eléctrica, dependiendo del proceso: para obtener un metro cúbico de agua, se requieren 12 kWh de energía térmica y 3,5 kWh de energía eléctrica en las plantas MSF, que tienen una temperatura máxima de operación de 120 °C. Estas cifras son más bajas para las plantas MED, que operan a temperaturas más bajas (<70 °C) y requieren 6 kWh de energía térmica y 1,5 kWh de energía eléctrica por metro cúbico. El proceso de osmosis inversa requiere entre 3,6 y 7 kWh/m³ dependiendo del tamaño de la planta y los sistemas de recuperación de energía instalados (Wangnick, 2004; Zarzo y Prats, 2018). Por lo tanto, se puede estimar que una planta de osmosis inversa de tamaño medio con una capacidad de aproximadamente 25.000 m³/día y una demanda de energía de 5 kWh/m³ consume aproximadamente 125.000 kWh/día. La planta puede suministrar agua a aproximadamente 48.000 hogares de cuatro personas, mientras que la energía que se utiliza para el proceso de desalinización podría suministrar electricidad a unos 10.300 hogares de cuatro personas. Las preocupaciones ambientales asociadas con la demanda de energía y, por lo tanto, indirectamente asociadas con el proceso de desalinización son la emisión de contaminantes del aire y las aguas de enfriamiento de la generación de energía eléctrica, la fuente de combustible y el transporte de combustible.

La energía que se obtiene con mayor frecuencia de los combustibles fósiles, libera una cantidad significativa de contaminantes atmosféricos y gases de efecto invernadero, que pueden degradar la calidad del aire y exacerbar el cambio climático (DeNicola et al., 2015). Por ejemplo, en los Emiratos Árabes Unidos, las plantas de desalinización son responsables de casi un tercio de las emisiones de gases de efecto invernadero (Eveloy et al., 2015). El Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático estimó que se utilizan alrededor de 130 millones de toneladas/año de petróleo para producir 13 millones de metros cúbicos/día de agua potable, lo que contribuye a la contaminación ambiental generalizada (Ameri y Eshaghi, 2016). El aumento de las emisiones de gases de efecto invernadero puede conducir a impactos indirectos, como la acidificación de los océanos y el aumento del nivel del mar (Darre y Toor, 2018).

El consumo de energía en los procesos de desalinización está contribuyendo a la contaminación del aire a través de emisiones asociadas de CO, CO₂, NO_x y SO_x y material particulado (Kim et al., 2019).

Becker et al (2010) reportó 3 kg-CO₂ /m³, 7.2 g-NO_x /m³, 6.8 g-SO_x /m³ y 0.2 g-PM10 /m³ para una planta de osmosis inversa de 3.7-4.5 kWh /m³ de consumo de energía, mientras que Raluy et al. (2005) reportó 1.8 kg-CO₂ /m³, 3.9 g-NO_x /m³, 10.7 g-SO_x /m³ y 2.1 g-PM10 /m³ para una planta de osmosis inversa de 4 kWh/m³ de consumo de energía.

En promedio, la producción de 1000 metros cúbicos de agua dulce mediante tecnología de desalinización consume alrededor de 5 toneladas de petróleo crudo, el cual genera unas 10 toneladas de dióxido de carbono (Alkaisi et al., 2017). La capacidad de desalinización global total ha mostrado un fuerte aumento en los últimos años, de 66 millones de metros cúbicos por día en 2011 a 97 millones de metros cúbicos por día en 2018 (Jones et al., 2019). Por lo tanto, se requerirán esfuerzos hacia la integración de los sistemas de desalinización con las tecnologías de energía renovable y sostenible para mitigar los efectos negativos de los sistemas de desalinización. Cabe señalar que la tecnología de fotoceldas tiene sus propios impactos ambientales, asociados a la fabricación y disposición de desechos, aun no bien dimensionados. La Tabla 5 muestra el requerimiento de energía de las principales tecnologías de desalinización (Alkaisi et al., 2017). La ósmosis inversa es el proceso de desalinización más eficiente desde el punto de vista energético ya que tiene el consumo de energía específico más bajo (Molinos-Senante y Gonzalez, 2019).

Tabla 5. Requerimientos energéticos de las principales tecnologías de desalinización

	RO	MSF
Tamaño típico de la unidad (m ³ /d)	24.000	50.000-70.000
Consumo de energía eléctrica (kWh/m ³)	3 - 7	4 - 6
Consumo de energía térmica (kJ/kg)	Ninguno	190 - 390
Equivalente eléctrico para energía térmica (kWh/m ³)	Ninguno	9,5 - 19,5
Consumo total de energía equivalente (kWh/m ³)	3 - 7	13,5 - 25,5

Fuente: Alkaisi et al., (2017).

3.14 Costos del agua desalada

El costo del agua desalinizada es la principal preocupación cuando se comparan los procesos de desalinización, con otras tecnologías disponibles para resolver los problemas de escasez de agua en un área determinada (Goh et al., 2017; Liu et al, 2019). Sin embargo, Pinto y Marques (2017) señalan que, en base a los datos publicados, los costos del agua desalinizada son extremadamente variables, oscilando entre US\$ 0,46/m³ y US\$ 1,60/m³. Esta alta divergencia en los costos se debe a diversos factores, tales como el sistema de fuente de agua, la capacidad de la planta desaladora, la fuente de energía, el año de construcción de la instalación, entre otros factores (Papapetrou et al., 2017). Además, el uso de diferentes criterios contables para el análisis de costos también contribuye a las diferencias de costos de agua desalinizada (Ioannis et al., 2013). En este contexto, algunos estudios previos (Lapuente, 2012; Pinto y Marques, 2017) han enfatizado la necesidad de desarrollar un método común para el análisis de los costos de desalinización que permita a los tomadores de decisiones simular y comparar los costos de varias alternativas. Tradicionalmente, la estimación del costo total de desalinización se basa en los costos de inversión más los costos de operación y mantenimiento (Kavvadias y Khamis, 2010). En términos económicos, este enfoque se centra en estimar los costos internos de la producción de agua desalinizada, es decir, los costos en los que se basa su precio. Sin embargo, la producción de agua desalinizada también implica la generación de costos externos (Miller et al., 2015), es decir, los costos que se generan cuando las acciones de empresas e individuos afectan a otras personas sin una compensación económica (Molinos-Senante et al., 2010). En la actualidad, la operación de la mayoría de las plantas de desalinización utiliza electricidad producida a partir de combustibles fósiles, lo que implica la emisión de gases de efecto invernadero (Molinos-Senante y Gonzalez, 2019), es decir, costos externos.

Es bien sabido que cualquier análisis económico debe integrar los costos internos y externos para reflejar el costo total de un producto o servicio. En el contexto de la economía del agua, este problema se reveló formalmente con la adopción de la Directiva Marco del Agua de la Unión Europea (EU WFD), que establece el principio de recuperación de costos de los servicios de agua, incluidos los costos ambientales y de recursos. Para evaluar el impacto que el uso de energía renovable tendría en los costos de desalinización, la evaluación debe involucrar costos internos y externos. De lo contrario, se supone que las emisiones de GEI derivadas del uso de combustibles fósiles no tendrían ningún impacto negativo en el medio ambiente o la sociedad.

En el estudio llevado a cabo por Molinos-Senante y Gonzalez (2019) concluyeron que la energía es el componente más importante del costo, ya que contribuye con más del 50% de los costos totales de operación y mantenimiento. Sin embargo, el costo de la energía disminuye del 68% al 55% cuando la electricidad utilizada en las plantas de desalinización proviene principalmente de energía renovable. En segundo lugar, el costo total del agua desalinizada disminuye en un 21-23% cuando la combinación actual de producción de electricidad se cambia a una producción de electricidad predominantemente renovable. Finalmente, considerando el impuesto al carbono actual implementado en Chile, la contribución de los costos externos al costo total del agua desalinizada es muy limitada.

3.15 Consideraciones para la mitigación de los principales impactos de la desalinización

3.15.1 Fuente de toma de agua

Para mitigar los impactos de las tomas abiertas, se debe considerar una combinación de pantallas de malla diferente y una velocidad de admisión baja. Esto puede minimizar el impacto y el arrastre de organismos más grandes, como peces o tortugas, mientras que el arrastre de organismos de plancton más pequeños, huevos y larvas se puede minimizar al ubicar las tomas de agua lejos de las áreas productivas, es decir, en aguas más profundas, en alta mar o subterráneas (por ejemplo, utilizando pozos de playa). Como la calidad del agua de entrada es a menudo mejor en estos lugares que en aguas cercanas a la costa y superficiales, puede ser necesario un tratamiento químico mínimo o nulo. Sin embargo, la alteración inicial del suelo durante la construcción de tomas subterráneas o tuberías largas puede ser mayor, especialmente cuando esto implica actividades de perforación o excavación. Las tomas de pozo (de playa) se adaptan solo a plantas pequeñas o medianas. Por lo tanto, la ubicación conjunta de las plantas de desalinización y energía debe considerarse para plantas más grandes cuando sea posible. El volumen total de agua de entrada se puede reducir cuando el agua de enfriamiento de la planta de energía sirve como agua de alimentación a la planta de desalinización, lo que minimiza los impactos de arrastre e impacto, el uso de productos químicos y los impactos de la construcción y el uso de la tierra.

3.15.2 Salmueras de rechazo

Existen varios enfoques para mitigar los efectos ambientales de las salmueras de rechazo.

Para evitar los impactos de la alta salinidad, la salmuera de rechazo de la planta de desalinización puede diluirse previamente con otras corrientes residuales disponibles, según el tipo de planta. Para evitar los impactos de las altas temperaturas, el emisario debería lograr la máxima disipación de calor del flujo de desechos a la atmósfera antes de ingresar al cuerpo de agua (por ejemplo, mediante el uso de torres de enfriamiento) y la dilución máxima después de la descarga. La mezcla y dispersión del penacho de descarga se puede mejorar instalando un sistema difusor y ubicando la descarga en un sitio oceanográfico favorable que disipe rápidamente la carga de calor y salinidad. Para analizar la propagación de la pluma en un sitio específico del proyecto, las condiciones ambientales y operativas deben investigarse mediante modelos hidrodinámicos, acompañados de mediciones de salinidad y temperatura para los cálculos de densidad antes y durante la operación de la planta.

Los impactos negativos de los productos químicos pueden minimizarse mediante el tratamiento, mediante la sustitución de sustancias peligrosas y mediante la implementación de opciones de tratamiento alternativas. Especialmente los biocidas como el cloro, que pueden afectar de manera significativa a los organismos en el sitio de descarga, deben reemplazarse o tratarse antes de la descarga. El cloro puede eliminarse eficazmente mediante diferentes productos químicos, como el bisulfito de sodio, tal como se practica en las plantas de osmosis inversa, mientras que se ha sugerido el dióxido de azufre y el peróxido de hidrógeno para tratar las salmueras de rechazo de plantas térmicas.

Las aguas de retrolavado del filtro deben tratarse mediante sedimentación, desagüe y deposición en el suelo, mientras que las soluciones de limpieza deben tratarse in situ en instalaciones de tratamiento especiales o descargarse en un sistema de alcantarillado sanitario.

El uso de métodos alternativos de pretratamiento debe considerarse cuando sea factible, como la prefiltración con membranas de UF o MF, o el uso de tomas subterráneas como pozos que prefiltran naturalmente el agua de alimentación. Esto puede eliminar o reducir significativamente la necesidad de pretratamiento químico.

Una opción de tratamiento no químico es la irradiación del agua de entrada con luz UV a una longitud de onda de 200–300 nm para la desinfección, que daña la estructura del ADN de los microorganismos. Una ventaja importante de la luz UV es que se evita el almacenamiento, la manipulación y la eliminación de productos químicos tóxicos, pero algunas sustancias activas altamente reactivas y de corta duración también se producen en el agua de mar (es decir, radicales libres) que pueden formar subproductos. Sin embargo, hasta la fecha no se ha encontrado que la irradiación UV sea un pretratamiento efectivo para plantas de desalinización más grandes.

Para concluir, existen diferentes opciones técnicas para mitigar los impactos ambientales, que incluyen sistemas avanzados para la toma de agua de mar y la difusión de los productos de desecho, opciones de pretratamiento no químico como UF y MF, y tecnologías de tratamiento de aguas residuales. Sin embargo, igual o incluso más importante que las opciones técnicas, es la selección de un sitio adecuado para un proyecto de desalinización.

3.15.3 Energía utilizada

El uso de energía es un factor de costo principal en la desalinización de agua y algunas innovaciones tecnológicas ya lo han reducido, como el uso de equipos de recuperación de energía o bombas de frecuencia variable en plantas de osmosis inversa.

Se ha informado un consumo de energía específico muy bajo de 2–2,3 kWh/m³ para una planta de desalinización de agua de mar que utiliza un sistema de recuperación de energía que consiste en un acumulador de pistón y una bomba de baja presión (Paulsen y Hensel, 2007).

Por otra parte, el proceso de desalinización requiere ser más sustentable, con menores emisiones de gases de efecto invernadero, por lo cual existe una necesidad de reemplazar los combustibles fósiles con energía renovable para el proceso (Alkaisi et al., 2017). Además, este cambio en la fuente de energía también contribuiría a reducir el costo de la desalinización, debido a que los costos de los sistemas de energía renovable están disminuyendo significativamente (Shatat et al., 2013). Por lo tanto, las fuentes renovables de energía, tales como: solar, geotérmica, eólica, mareas y la biomasa son alternativas a los combustibles fósiles que tienen un alto potencial para utilizarse para operar plantas de desalinización.

Sin embargo, las energías renovables proporcionan energía inconsistente y en muchos casos intermitente, mientras que las plantas de desalinización necesitan una fuente de energía estable. Las plantas de desalinización pueden aplicar dos opciones alternativas para superar esta limitación, como alimentar la energía producida por los recursos de energía renovable a la red y luego usar energía de la red o usar tecnologías de almacenamiento de energía para almacenar la energía que se suministrará al proceso para su uso posterior (Gude, 2014).

En el marco de la prevención del cambio climático, el desarrollo de fuentes de energía renovables se ha convertido en una prioridad para muchos países. La adopción de políticas nacionales para promover la producción de electricidad a partir de energías renovables podría tener impactos en las plantas de desalinización (Hickman et al., 2017). Por lo tanto, las futuras plantas de desalinización pueden aprovechar los recursos de energía renovable para reducir los costos de energía y las emisiones de gases de efecto invernadero (Al-Nory y El-Beltagy, 2014; Lamei et al, 2008).

4 Demanda de agua para el riego en los principales valles del norte y centro del país

Hay tres condiciones esenciales para evaluar la viabilidad de las diferentes opciones tecnológicas para abastecer de agua de riego a una cuenca:

- Capacidad de generación de agua en relación con la demanda
- Costos de producción del agua
- Impactos ambientales de la solución.

Para avanzar en esta dirección, lo primero es evaluar las demandas de agua para el riego, las cuales dependen de varios factores, entre los cuales están:

- La superficie regada
- La demanda potencial según el clima local (Evapotranspiración de referencia)
- El uso del suelo
- La tecnología de riego

Con el propósito de integrar estas variables en la evaluación de los requerimientos territoriales de agua de riego, hemos usado un modelo de cuencas (Cuencas 2.0) desarrollado por el Centro AGRIMED de la Universidad de Chile

4.1 Modelo de cuencas 2.0

El modelo integra las demandas integradas de agua a nivel de todo el territorio de una cuenca. A partir del uso del suelo, el modelo realiza un balance hídrico para cada cultivo en cada comuna, y va acumulando los requerimientos de riego generados por cada unidad espacial representada por las especies agrícolas. Esto conduce a establecer la demanda territorial de agua, considerando toda la agricultura del territorio regado en la cuenca. Como variables de entrada ingresa el uso de suelo, el clima (evapotranspiración de referencia) y la tecnología de riego. La evapotranspiración de referencia es calculada mediante el método de Penman Monteith.

El sistema incluye una matriz de coeficientes de cultivo k_c por especie, de modo de estimar el uso consumo de cada especie a partir de un balance hídrico entre la siembra y la cosecha de cada especie, las cuales varían de una región a otra. En cada comuna el sistema calcula la demanda hídrica por especie y área cultivada dentro de cada unidad comunal. Luego de este barrido especie por especie, comuna por comuna, el sistema integra la demanda de todas las comunas para estimar una demanda global de agua en la cuenca (Figura 1).

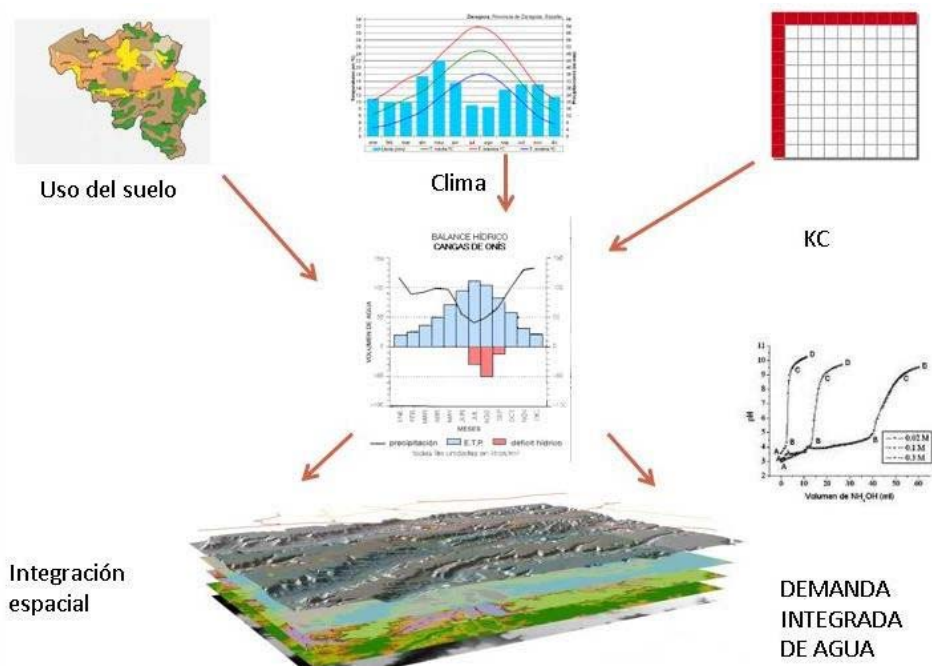


Figura 1. Esquema general del modelo implementado para el análisis del balance entre oferta y demanda de agua en las cuencas.

4.1.1 Variables del modelo

El balance hídrico se modela según la siguiente ecuación de balance de masa:

$$P_p + R_i - E_{tr} - (E_s + P_x) \pm \delta H = 0$$

Donde:

P_p : precipitación

R_i : riego

E_{tr} : evapotranspiración real E_s : Esguerrimiento superficial P_x : Percolación profunda

δH : Cantidad de agua almacenada en el suelo

E_{to} : evapotranspiración de referencia

Considerando que bajo condiciones de no déficit hídrico la $E_{tr} = E_{to} \times kc$ y que durante la temporada de riego no hay cambios significativos en el contenido de agua del suelo, entonces:

$$R_i = (E_{tr} - P_p - (E_s + P_x)) \times E_f$$

donde E_f es la eficiencia de riego

La suma del esguerrimiento E_s y percolación profunda P_x , representa al agua en exceso agregada al sistema, por sobre las necesidades de agua del cultivo, lo que hace caer la eficiencia.

4.1.2 Precipitación efectiva

Este parámetro se define como la fracción de la precipitación total utilizada para satisfacer las necesidades de agua del cultivo; quedan por lo tanto excluidas la infiltración profunda, la escorrentía superficial y la evaporación de la superficie del suelo. Es esta porción la que se consideró en el balance de masas, cuyo cálculo se obtuvo a partir de la fórmula presentada a continuación.

$$Pe = 0.6 Pt - 10 \text{ para } Pt < 70 \text{ mm} \quad Pe = 0.8 Pt - 24 \text{ para } Pt > 70 \text{ mm}$$

Donde:

Pe = Precipitación efectiva (mm) Pt = Precipitación total (mm)

4.1.3 Capacidad de retención de agua en el suelo

Cada perfil de suelo tiene asociada una capacidad de almacenamiento de agua inherente a factores físicos del suelo señalados en el esquema, la profundidad del suelo, densidad aparente y las constantes hídricas capacidad de campo y punto de marchitez permanente. Esta capacidad de retención se calcula bajo la siguiente fórmula.

$$Ha = (cc - pmp) \times Da \times Z \times 0.1$$

Donde:

Ha = Capacidad de retención de agua aprovechable del suelo (mm)

cc = Contenido de humedad a capacidad de campo (%)

pmp = Contenido de humedad a punto de marchitez permanente (%) Da = densidad aparente del suelo ($\text{g} \times \text{cm}^{-3}$)

Z = profundidad de suelo (cm)

0.1 es el factor de conversión que permite expresar la humedad aprovechable en mm.

4.1.4 Evapotranspiración de referencia

Esta variable depende de la temperatura media, la humedad relativa de la zona, la radiación solar y la velocidad del viento, integrados en la siguiente fórmula:

$$ET_o = \frac{0,408 \Delta (R_n - G) + \gamma \frac{900}{T + 273} u_2 (e_s - e_a)}{\Delta + \gamma (1 + 0,34 u_2)}$$

Donde:

Et_o = evapotranspiración de referencia (mm/día)

R_n = radiación neta en la superficie de cultivo ($\text{MJ} \text{M}^{-2} \text{día}^{-1}$)

R_a = radiación extraterrestre ($\text{mm} \text{día}^{-1}$)

G = flujo del calor de suelo ($\text{MJ} \text{m}^{-2} \text{día}^{-1}$)

T = temperatura media del aire a 2 m de altura (°C)

u₂ = velocidad del viento a 2 m de altura ($\text{m} \text{s}^{-1}$)

e_s = presión de vapor de saturación (kPa)

e_a = presión real de vapor (kPa)

$e_s - e_a$ = déficit de presión de vapor (kPa)

Δ = pendiente de la curva de presión de vapor ($\text{kPa } ^\circ\text{C}^{-1}$), γ = constante psicrométrica ($\text{kPa } ^\circ\text{C}^{-1}$)

4.1.5 La evapotranspiración máxima de los cultivos (Etm)

Corresponde a la transferencia de agua desde un cultivo hacia la atmósfera, bajo condiciones no estresantes de agua en el suelo. Se determina a partir de la evapotranspiración de referencia (Eto) y el Kc (coeficiente de cultivo), que depende de la etapa fenológica del cultivo (Santibáñez et al., 2015).

Se puede calcular la Etm a partir de la siguiente fórmula:

$$E_{tm} = K_c \times E_{to}$$

Donde:

Etm = evapotranspiración máxima

Eto = evapotranspiración de referencia

Kc = coeficiente de cultivo dependiente de su fase de desarrollo, En este caso se hizo variar mensualmente

4.2 Demanda evapotranspirativa de los cultivos

La demanda evapotranspirativa real de agua desde un cultivo a la atmósfera en cualquiera condición de disponibilidad hídrica en el suelo (Etr) tenderá a ser igual a la Etm si no hay restricción de agua en el suelo. En condiciones de déficit de agua, la humedad de suelo se produce una restricción de la corriente transpiratoria, por lo tanto, la Etr se verá reducida por debajo de la Etm hasta llegar a 0 en un suelo completamente seco. Por razones de simplicidad, en este balance se ha supuesto que se verá limitada por el contenido de agua disponible en el suelo, por lo cual el valor de Etr será el mínimo entre la Etm y la real disponibilidad de agua en el suelo. Por lo tanto, en este balance se ha supuesto que la Etr toma el valor del contenido de agua del suelo, cuando este es inferior a la Etm.

4.3 Balance hídrico integrado territorialmente

Se realizaron balances hídricos para cada especie agrícola cultivada en cada valle, lo que permitió calcular mes a mes, durante toda la temporada, la demanda de riego (Ri) para cada mes del año. Se utilizó el siguiente protocolo para estimar el requerimiento hídrico integrado:

$$f(x) = \sum_{s=1}^S \sum_{c=1}^C \text{Requerimiento de riego}$$

Donde:

S= sector de riego (distrito agroclimático)

C= cultivos

$F(x)$ representa la curva integrada de demanda “territorial” de agua integrando las demandas al interior de cada comuna

La matriz de uso de suelo, contiene la superficie regada de cada especie en cada comuna. Ella incorpora 123 especies agrícolas que se encuentran en los valles. Una segunda matriz, incluye las precipitaciones y la evapotranspiración de referencia para los 12 meses del año, además contiene valores de densidad aparente y las constantes hídricas del suelo (capacidad de campo y punto de marchitez permanente de los suelos de cada comuna). Finalmente, la tercera matriz que ingresa al modelo contiene tabulados los kc, meses de inicio y termino del ciclo de vida de los cultivos y la profundidad de raíces específicas para cada especie. El programa CUENCAS, genera matrices de demanda de agua por especie, por comuna para los 12 meses del año.

4.4 Demanda de agua de riego

El resultado del protocolo anterior fue la demanda de agua para cada unidad territorial (comuna) y para cada mes del año, así como la curva integrada para el riego de la cuenca completa. Las demandas se han establecido para el año completo por cuanto las especies persistentes tienen demanda durante todo el año, especialmente en los valles del norte. El resultado se observa en la Tablas 6 y 7.

La curva de demanda tiene como punto de partida el mes de septiembre, acumulando la demanda mensual en una curva integrada a través del año completo. Los valores expresan la demanda acumulada desde septiembre hasta cada mes del año.

Tabla 6. Demandas integradas de agua de riego de las cuencas, integrando el uso del suelo, el clima y la tecnología de riego

	Demandas de agua de riego por cuenca, Hm ³											
	SEP	OCT	NOV	DEC	JAN	FEB	MAR	APR	MAY	JUN	JUL	AUG
Elqui	17	46	94	150	204	252	285	293	296	298	300	303
Limari	31	82	155	242	327	394	439	467	485	492	501	518
Choapa	6	16	31	49	66	80	90	95	98	98	99	102
Aconcagua	24	87	188	312	432	532	598	630	637	637	638	642
Maipo	16	81	239	441	622	765	855	893	896	896	896	898
Rapel	1	22	304	860	1343	1683	1852	1897	1897	1897	1897	1897
Maule	0	21	368	862	1339	1704	1930	1956	1956	1956	1956	1956
TOTAL	96	355	1379	2917	4332	5410	6049	6232	6264	6273	6287	6316

Las cifras del cuadro superior muestran la curva integrada de demandas de agua a partir de septiembre. De esta forma el valor total de la demanda para la temporada completa puede observarse en la columna final correspondiente al mes de agosto.

Tabla 7. Caudales equivalentes a los requerimientos de riego en cada cuenca y total de las 7 cuencas, m³/s

	Caudal para cubrir los requerimiento de riego, m ³ /s											
	SEPT	OCT	NOV	DIC	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO
Elqui	6,6	10,8	18,5	21,0	19,9	19,7	12,5	3,0	1,0	0,8	0,7	1,2
Limarí	12,1	18,7	28,2	32,8	31,5	27,6	16,9	10,9	6,7	2,6	3,5	6,4
Choapa	2,5	3,7	5,7	6,6	6,4	5,8	3,7	2,0	0,9	0,1	0,4	0,9
Aconcagu	9,3	24,5	38,7	47,8	46,5	38,6	25,3	12,5	2,7	0,0	0,3	1,4
Maipo	10,1	39,9	104,0	135,2	120,6	93,3	57,4	24,1	1,4	0,0	0,4	1,7
Rapel	0,3	8,4	118,5	214,7	184,9	129,2	57,5	17,9	0,0	0,0	0,0	0,0
Maule	8,0	129,7	190,4	178,3	136,3	93,4	9,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Total	48.9	235.7	504.0	636.5	546.1	407.6	182.9	70.4	12.8	3.5	5.4	11.7

La demanda total de riego asciende a 6.316 Hm³ para la temporada completa, lo que requiere un caudal máximo en diciembre de 636,5 m³/s, seguido de enero con 546,1 m³/s.

La demanda potencial de agua por cuenca corresponde a los requerimientos de agua para sostener una temporada de riego sin déficit, es decir, satisfaciendo la totalidad de las necesidades de agua de cada especie. Las demandas potenciales de agua varían en cada cuenca en función de la superficie cultivada, el clima y la tecnología de riego. En la tabla 8 se sintetizan las demandas de agua para cada una de las cuencas analizadas.

Tabla 8. Demanda integrada de agua y superficies cultivadas en los valles centrales

Demandas de agua		Superficie cultivada	
CUENCA	Hm ³	CUENCA	HA
Elqui	303	Elqui	25323
Limari	518	Limari	34555
Choapa	102	Choapa	6257
Aconcagua	642	Aconcagua	50740
Maipo	898	Maipo	127027
Rapel	1897	Rapel	185125
Maule	1956	Maule	160130
TOTAL	6316	TOTAL	589157

Las tasas de riego resultantes con la tecnología actual de riego son ligeramente superiores a los 10.000 m³/ha año. Este es el valor de referencia considerado en la mayor parte de los proyectos de riego.

5 Los requisitos que un sistema debe cumplir para ser una opción válida de agua para riego, caso de la desalación de agua marina.

La agricultura es una actividad que consume grandes cantidades de agua. Este consumo es propio de los procesos ecofisiológicos de las plantas, de modo que es inevitable.

Es bien conocido que para regar una hectárea se requiere un flujo continuo de 1 litro por segundo. Con riego tecnificado esta cantidad se puede reducir hasta 0,7 litros por segundo. A partir de esta cifra es posible establecer la equivalencia entre la cantidad de agua generada por una fuente, y la superficie que podemos regar con dicha agua. En un proyecto de gran escala sería necesario considerar las pérdidas de agua en la distribución.

Un segundo requisito es el costo del agua. La agricultura es una actividad extensiva cuya capacidad de pago depende fuertemente de la rentabilidad de ella. A modo de referencia, los retornos económicos de algunas de las líneas de la agricultura con mayor rentabilidad se presentan en el Tabla 9.

Tabla 9. Margen bruto de los principales rubros frutales en Chile

Especie	Margen Bruto (\$/ha)	US\$/ha (*)
Almendro	3.806.616	5.856
Avellano	1.780.000	2.738
Cerezo	6.513.705	10.021
Arándanos	5.113.099	7.866
Durazno	1.918.144	2.951
Frambuesa	2.741.641	4.218
Manzanos	650.000	1.000
Nogal	4.912.237	7.557
Palto	3.203.721	4.929
Olivo	1.773.665	2.729
Uva vinífera	828.761	1.275
Naranja	4.600.000	7.077
Uva mesa	4.500.000	6.923
(*)US\$ de 2016		

Fuente: ODEPA

El promedio del margen bruto es de US\$ 5.011/ha. A lo que se debe descontar los costos fijos, lo que hace decrecer en unos 800 a 1000 dólares estos montos. Esto lleva el margen neto a unos 4.000 dólares antes de impuestos. A partir de estas cifras podemos deducir que un alza de costos por pago de agua llevaría a la actividad a reducir aún más sus márgenes netos. El costo de 1 US\$/m³ del agua proveniente de la desalación llevaría los costos del riego entre los 7.000 y 10.000 dólares/ha, lo que está completamente fuera del rango de la capacidad de pago de esta actividad. Aún con una subvención importante los costos no se acercan a cifras viables para la agricultura.

Adicionalmente hay una cuestión de volúmenes de agua. Las mayores plantas desaladoras generan 300.000 m³ de agua por día, con inversiones superiores a los 3.000 millones de dólares. Suponiendo que se construye una planta solo con el propósito de hacer agricultura, ella abastecería las necesidades de 5.000 hectáreas. Como la inversión inicial es superior a los 3.000 millones de dólares, tendríamos un costo de puesta en riego de 600.000 dólares por hectárea regada, amortizado en 20 años daría un costo de amortización de 30.000 dólares por hectárea por año, es decir, 7 u 8 veces el margen neto de la actividad, sin contabilizar el OPEX de la planta. Estas cifras dejan aún muy lejos a la desalación de agua marina para asegurar el agua para la agricultura.

6 Consideraciones finales

El agua, siendo el recurso natural más valioso y escaso, ha impulsado enormes esfuerzos de investigación y desarrollo en la búsqueda de procesos para extraer agua dulce desde las aguas marinas, un recurso abundante en la naturaleza. La desalación se ha practicado durante décadas, con procesos térmicos y de membrana que se han utilizado para satisfacer las diferentes necesidades de suministro de agua.

En diversas partes del mundo, la desalación ha generado un intenso debate y controversia, con opiniones encontradas. Los defensores de la desalación sostienen que ésta podría ser la solución a los problemas de suministro de agua y quizás la clave para resolver los problemas de suministro de agua a los nuevos desarrollos urbanos. Además, constituye un recurso inmune a las condiciones climáticas y las variaciones en la disponibilidad que afectan los recursos de aguas continentales y podría poner fin a los conflictos políticos e interregionales causados por los trasvases terrestres entre cuencas. Sin embargo, la desalación ha mostrado impactos ambientales cuya dimensión negativa a largo plazo necesita ser considerada, por cuando genera impactos acumulativos. No podemos soslayar el hecho de que cualquier solución al problema hídrico debe ser sustentable en el largo plazo. Por lo anterior, por bajos que sean los impactos, ellos se acumularán en el tiempo, pudiendo llegar a dejar huellas ambientales irreparables, como ha sido el caso del uso de los combustibles fósiles, los plásticos y los espacios ocupados por los bosques del planeta para producir forraje.

La desalinización como solución a los problemas de abastecimiento de agua se basa en dos aspectos relevantes. En primer lugar, el mar ofrece una solución a los problemas del suministro terrestre tradicional en disputa y, en segundo lugar, el atractivo de la abundancia de agua "nueva" proporciona una solución tecnológica al problema de un suministro inadecuado, insuficiente o poco confiable (Swyngedouw y Williams, 2016). En el contexto de las repetidas sequías, que es probable que aumenten en el futuro debido al cambio climático, sumado a los costos económicos, sociales y ambientales de las opciones convencionales de suministro de agua a gran escala, como represas y trasvases terrestres de agua entre cuencas, la desalinización aparece como una solución muy prometedora. En principio, esta solución puede resolver las futuras necesidades de agua en zonas con escasez hídrica. Sin embargo, las evidencias en los últimos años han puesto de manifiesto la importancia de no centrarse exclusivamente en el suministro de agua, si no que relevar la importancia de que ello no puede ser a cualquier costo ambiental.

En el contexto sudamericano, Chile se ha consolidado como el de mayor crecimiento en el uso de la desalación, con una producción total diaria que ya bordea los 500 mil metros cúbicos, empleando predominantemente osmosis inversa y agua de mar como alimentación. En la actualidad, esta tecnología no sólo es impulsada desde la industria minera, ya que existe una fuerte promoción para que esta tecnología sea adoptada como una solución para municipalidades y pequeñas comunidades. Las proyecciones indican que la Región de Antofagasta se abastecerá en un 100% de agua dulce a través de desaladoras para el año 2022, y que este tipo de iniciativas seguirán avanzando entre las regiones de Arica a Valparaíso.

Por ello es fundamental que la evaluación ambiental de este tipo de proyectos considere los impactos que estas plantas pueden generar sobre los ecosistemas marinos y que minimicen al máximo su afectación. Para ello, es necesario que los desechos de salmuera y otros elementos nocivos no sean depositados directamente en el mar, y que la extracción hídrica considere análisis periódicos de la columna de agua, de manera de reducir el impacto sobre el plancton marino. Además, es necesario limitar el número y capacidad de las plantas desaladoras que instalan en un determinado espacio, pues de no hacerlo en poco tiempo se pueden generar severos impactos ambientales sobre los ecosistemas marinos, cuya protección forma parte de los compromisos adquiridos por Chile en el contexto de los Objetivos de Desarrollo Sostenible de la ONU (ODS 14).

En los últimos años, el gran desafío de la industria de desalación consiste en bajar los costos de explotación y en particular el costo de la energía. Así, las tecnologías emergentes de desalinización están principalmente destinadas a reducir el consumo de energía de la desalinización, como la mayoría de los desarrollos en los últimos 30 años. Asimismo, utilizar el potencial de integrar energías renovables a los sistemas de desalación ya ha tomado impulso como una alternativa para disminuir los costos energéticos que representan entre el 50 y 75% de la estructura de costos operacionales de los sistemas de desalación convencionales.

Sin duda que la desalación de agua marina proporciona agua segura y continua, pero a un gran costo ambiental por unidad de agua producida. Debe considerarse además que los volúmenes y costos del agua generados por desalación de agua marina están muy lejos de ser compatibles con las necesidades de la agricultura. Los enormes volúmenes requeridos para cultivar la tierra en regiones áridas se remontan a cifras de 6 a 10 mil metros cúbicos por hectárea por año, lo que hace a esta actividad muy sensible al precio del agua y de las inversiones que son necesarias para su abastecimiento.

Desde la década de 1970, el costo promedio de la producción de agua desalinizada ha disminuido, al igual que el consumo de energía. Para hacer estas tecnologías más accesibles, se están estudiando formas de mejorar los procesos de desalinización, al diseñar, por ejemplo, membranas más eficaces y durables para producir más agua por unidad de energía y mejorando el manejo de las salmueras. Diversos expertos mundiales concuerdan que la desalación puede ser realizada a partir de energías limpias y que las tecnologías para su desarrollo deben ser más accesibles.

Dentro de las tecnologías disponibles, la ósmosis inversa es el proceso de desalinización más eficiente desde el punto de vista energético ya que tiene el consumo de energía específico más bajo. Sin embargo, la ósmosis inversa sigue siendo un proceso intensivo en energía que implica importantes repercusiones tanto desde la perspectiva económica como ambiental. Las plantas de desalinización convencionales funcionan principalmente con combustibles fósiles, lo que resulta en un aumento de los costos debido al aumento de los precios mundiales de la energía. Por ahora esta es una tecnología prometedora para generar pequeños volúmenes de agua, en precio y cantidad con las necesidades de agua potable o de la industria, pero no deben cifrarse esperanzas en que ella solucionará los problemas de agua de la agricultura. Baste recordar que la agricultura de un pequeño valle como el Elqui, consume algo más de 300 millones de metros cúbicos al año, con un caudal máximo algo superior a los 20 m³/s (20.000 l/s). Es decir, se requerirían 6 a 8 plantas como la de Coloso (Antofagasta), la mayor desaladora de Sudamérica, solo para regar una cifra cercana a las 20.000 hectáreas, con una inversión superior a los 20.000 millones de dólares, es decir 1 millón de dólares por hectárea regada. Cabe notar que, por razones económicas, ningún país del mundo está desarrollando proyectos agrícolas, a escala comercial, en base a aguas marinas desaladas.

La abundante experiencia en distintas latitudes, señala que la desalación de agua marina es una solución compatible con las demandas de agua potable e industrial. En el caso de la agricultura, las demandas son demasiado elevadas en relación con la capacidad de generación de esta tecnología. Adicionalmente, la capacidad de pago de la agricultura está muy por debajo de los costos del agua desalada. Es indispensable realizar un detallado análisis y proyección de los impactos ecosistémicos que la masificación de esta tecnología pudiera tener sobre los litorales. Por las razones anteriores, la solución del agua para la agricultura deberá seguir explorando otras posibilidades.

7 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abdel-Moati M., Kureishy T. 1997. Dissolved copper, cadmium and lead in the coastal waters of Qatar, Arabian Gulf, *Ind. J. Mar. Sci.*, 26:143–149.
- Alkaisi A., Mossad R., Sharifian-Barforoush A. 2017. A review of the water desalination systems integrated with renewable energy. *Energy Procedia* 110: 268 – 274.
- Al-Nory, M. El-Beltagy. 2014. An energy management approach for renewable energy integration with power generation and water desalination. *Renew. Energy* 72: 377-385.
- Alon T. 2006. Seeking sustainability: Israel's evolving Water Management Strategy. *Science* 313: 1081–1085.
- Ameri M, Eshaghi MS. 2016. A novel configuration of reverse osmosis, humidification–dehumidification and flat plate collector: modeling and exergy analysis. *Appl Therm Eng.* 103:855–73.
- Ayala L. 2010. Aspectos técnicos de la gestión integrada de las aguas (GIRH) – Primera etapa diagnóstico”. Informe preparado para el diagnóstico de la gestión de los recursos hídricos. Santiago, Chile.
- Becker N., D. Lavee, D. Katz. 2010. Desalination and Alternative Water-Shortage Mitigation Options in Israel: A Comparative Cost Analysis, *J. Water Resour. Prot.* 02 1042– 1056. <https://doi.org/10.4236/jwarp.2010.212124>.
- Bou-Hamad S., Abdel-Jawad M., Ebrahim S., Al-Mansour M., Al-Hijji A. 1997. Performance evaluation of three different pretreatment systems for seawater reverse osmosis technique, *Desalination*, 110: 85–92.
- Cheif H., Belhadj J. 2018. Plant Selection, Design and Implementation. In: *Sustainable Desalination Handbook*. Gnaneswar Gude V. (ED.). pp 527-559
- Darre N., Toor G. 2018. Desalination of Water: A Review. *Current Pollution Reports* 4:104– 111 <https://doi.org/10.1007/s40726-018-0085-9>
- DeNicola E, Aburizaiza OS, Siddique A, Khwaja H, Carpenter DO. 2015. Climate change and water scarcity: the case of Saudi Arabia. *Ann Globe Health.* 81(3):342–53.
- DGA 2015 Atlas del agua 2016. Serie de Estudios Básicos DGA SEB N°6
- DuPont. 1994. PERMASEP Products Engineering Manual, Bulletin 1020, 2010 and 4010, DuPont Company, Wilmington, DE 19898, USA.
- ECB. 2006. Risk Assessment Report for Sodium Hypochlorite, DRAFT of European Chemicals Bureau (ECB), 2006. <http://ecb.jrc.it/existing-chemicals/>
- Eveloy V, Rodgers P, Qui L. 2015. Hybrid gas turbine–organic Rankine cycle for seawater desalination by reverse osmosis in a hydrocarbon production facility. *Energy Convers Manag.* 106:1134–48.
- FAO. 2000. Sistema de Información sobre el uso del agua en la agricultura y el medio rural de la FAO. Chile.

- Fernandez-Torquemada Y, Sanchez-Lizaso JL, Gonzalez-Correa JM. 2005. Preliminary results of the monitoring of the brine discharge produced by the SWRO desalination plant of Alicante (SE Spain). *Desalination* 182:395–402
- FilmTec. 2000. FILMTEC Membranes Tech Manual Excerpts, FilmTec Corporation, The Dow Chemical Company, Liquid Separations, Customer Information Center, P.O. Box 1206, Midland,48642–1206, USA.
- Fleming LE., Broad K., Clement A., Dewailly E., Elmir S., Knap A., Pomponi S.A., Smith S., Solo H., Walsh P. 2006. Oceans and human health: Emerging public health risks in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin* 53:545–560.
- Frank H, Rahav E, Bar-Zeev E. 2017. Short-term effects of SWRO desalination brine on benthic heterotrophic microbial communities. *Desalination* 417:52–59.
- Frank H., Fussmann K., Rahav E., Zeev B. 2019. Chronic effects of brine discharge from large-scale seawater reverse osmosis desalination facilities on benthic bacteria
- Goh P.S., T. Matsuura, A.F. Ismail, B.C. 2017. The water-energy nexus: solutions towards energy-efficient desalination, *Energy Technol.* 5: 1136-1155.
- Greenlee L.F., D.F. Lawler, B.D. Freeman, B. Marrot, P. Moulin. 2009. Reverse osmosis desalination: Water sources, technology, and today's challenges, *Water Res.* 43 2317–2348. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.03.010>.
- Gude J.V.G. 2014. Energy storage for desalination processes powered by renewable energy and waste heat sources, *Appl. Energy* 137:877-898
- Heck N., Paytan A., Potts D., Haddad B. 2016. Coastal residents' literacy about seawater desalination and its impacts on marine ecosystems in California. *Marine Policy* 68:178–186.
- Heck N., Lykkebo K., Potts D., Haddad B., Paytan A. 2018. Predictors of coastal stakeholders' knowledge about seawater desalination impacts on marine ecosystems. *Science of the Total Environment* 639:785–792.
- Hickman W., A. Muzhikyan, A.M. Farid. 2017. The synergistic role of renewable energy integration into the unit commitment of the energy water nexus, *Renew. Energy* 108: 220-229.
- Hoepner T., Lattemann S.2002.Chemical impacts from seawater desalination plants - a case study of the northern Red Sea. *Desalination* 152:133-140
- Hoepner T., Windelberg J. 1996. Elements of environmental impact studies on coastal desalination plants, *Desalination.* 108:11–18.
- INE. 2015. Medio Ambiente Informe anual 2015. 204 pp
- Ioannis D., L. Theodoros, N. Nikitas. 2013. Application of FMEA to an offshore desalination plant under variable environmental conditions, *Int. J. Perform. Eng.* 9 (1): 97-108
- Jones E., M. Qadir, M.T.H. van Vliet, V. Smakhtin, S. Mu Kang. 2019. The state of desalination and brine production: A global outlook, *Sci. Total Environ.* 657:343–1356. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.076>.
- Kavvadias K.C., Khamis I. 2010. The IAEA DEEP desalination economic model: a critical review, *Desalination* 257:150-157.

- Kampf J., Clarke B. 2013. How robust is the environmental impact assessment process in South Australia? Behind the scenes of the Adelaide seawater desalination project. *Marine Policy* 38:500–506.
- Kennish M. 1997. *Practical handbook of estuarine and marine pollution*, 2nd edn., CRC Press, Boca Raton, p. 524.
- Khawaji A.D., I.K. Kutubkhanah, J. Wie. 2008. *Advances in Seawater Desalination Technologies, Desalination*. 221:47.
- Khordagui H. 1992. Conceptual approach to selection of a control measure for residual chlorine discharge in Kuwait Bay, *Environ. Manage.*, 16 (3):309–316.
- Kim J, K. Park, D.R. Yang, S. Hong. 2019. A comprehensive review of energy consumption of seawater reverse osmosis desalination plants, *Appl. Energy*. 254: 113652. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2019.113652>.
- Lamei A., Van der Zaag P., Von Munch E. 2008. Impact of solar energy cost on water production cost of seawater desalination plants in Egypt. *Energy Policy* 36:1748–1756
- Lapuente E. 2012. Full cost in desalination. A case study of the Segura River Basin, *Desalination* 300:40-45.
- Lattemann S., Höpner T. 2008. Environmental impact and impact assessment of seawater desalination. *Desalination* 220:1–15.
- Liu T., Sheu H., Tseng C. 2013. Environmental impact assessment of seawater desalination plant under the framework of integrated coastal management. *Desalination* 326:10–18.
- Liu T., Weng T., Sheu H. 2018. Exploring the environmental impact assessment commissioners' perspectives on the development of the seawater desalination project. *Desalination* 428:108–115.
- Liu S.Y., Zhang G.X., Han M.Y., Wu X.D., LiY.L., Chen K., Jing Meng, Ling Shao, WeiW.D., Che G.Q. 2019. *Journal of Cleaner Production* 212:677-686.
- Miller J.M. 2003. Review of water resources and desalination techniques, *Sand Rep.* 1–54. <https://doi.org/SAND 2003-0800>.
- Miller S., Shemer H., Semiat R. 2015. Energy and environmental issues in desalination, *Desalination* 366:2-8.
- Miri R., Chouikhi A. 2005. Ecotoxicological marine impacts from seawater desalination plants. *Desalination* 182:403–410.
- Missimera T., Malivab R. 2018. Environmental issues in seawater reverse osmosis desalination: Intakes and outfalls. *Desalination* 434:198–215.
- Molinos-Senante M., Hernandez-Sancho F., Sala-Garrido R. 2010. Economic feasibility study for wastewater treatment: a cost-benefit analysis, *Sci. Total Environ.* 408 (20): 4396-4402.
- Molinos-Senante M., Gonzalez D. 2019. Evaluation of the economics of desalination by integrating greenhouse gas emission costs: An empirical application for Chile. *Renewable Energy* 133:1327-1337. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2018.09.019>
- MOP 2013 *Estrategia Nacional de Recursos Hídricos (2012-2025)*. Gobierno de Chile. 40 pp

OCDE 2016, Desempeño Ambiental de Chile. Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos (OCDE) y CEPAL, 2016.

Ophir A., F. Lokiec. 2005. Advanced MED Process for Most Economical Seawater Desalination, Desalination. 182:187.

Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos y Comisión Económica para América Latina y el Caribe, Evaluaciones del desempeño ambiental Chile. 2016. <http://www.oecd.org/chile/oecd-environmental-performance-reviews-chile-2016-9789264252615-en.htm>

Papapetrou M., Cipollina A., U. La Commare, G. Micale, G. Zaragoza, G. Kosmadakis. 2017. Assessment of methodologies and data used to calculate desalination costs, Desalination 419: 8-19.

Paulsen K., Hensel F. 2007. Design of an autarkic water and energy supply driven by renewable energy using commercially available components. Desalination, 203:455–462.

Pinto F.S, Marques R.C. 2017. Desalination projects economic feasibility: a standardization of cost determinants, Renew. Sustain. Energy Rev. 78:904-915.

Raluy R.G., L. Serra, J. Uche, A. Valero. 2005. Life cycle assessment of water production technologies. Part 2: Reverse osmosis desalination versus the Ebro River Water Transfer, Int. J. Life Cycle Assess. 10:346–354. <https://doi.org/10.1065/lca2004.09.179.2>.

Redondo J., Lomax I. 1997. Experiences with the pretreatment of raw water with high fouling potential for reverse osmosis plant using FILMTEC membranes. Desalination, 110:167–182.

Saeed T., Khordagui H., Al-Hashash H. 1999. Contribution of power/desalination plants to the levels of halogenated volatile liquid hydrocarbons in the coastal areas of Kuwait. Desalination, 121:49–63.

Sadhvani J., Veza J., Santana C. 2005. Case studies on environmental impact of seawater desalination. Desalination 185:1–8.

Santibáñez F 2015 Impacto cambio climático y variabilidad climática en producción alimentaria y agricultura. Proceso de Pensamiento Estratégico a Nivel Regional, FAO Oficina Regional para América Latina, Santiago

Santibáñez F. 2016. El cambio climático y los recursos hídricos de Chile La transición hacia la gestión del agua en los nuevos escenarios climáticos de Chile. Ministerio de Agricultura Oficina de Estudios y Políticas Agrarias. 60 p.

Shams A., Din E., Arain R., Hammoud A. 2000. On the chlorination of seawater. Desalination. 129: 53–62.

Shatat M., M. Worall, S. Riffat. 2013. Opportunities for solar water desalination worldwide: Review. Sustain. Cities Soc., 9:67-80

Skewes F. 2017. Autorización ambiental para actividades de desalinización de agua de mar. Revista de Derecho Ambiental. Año V N° 7: 35-59.

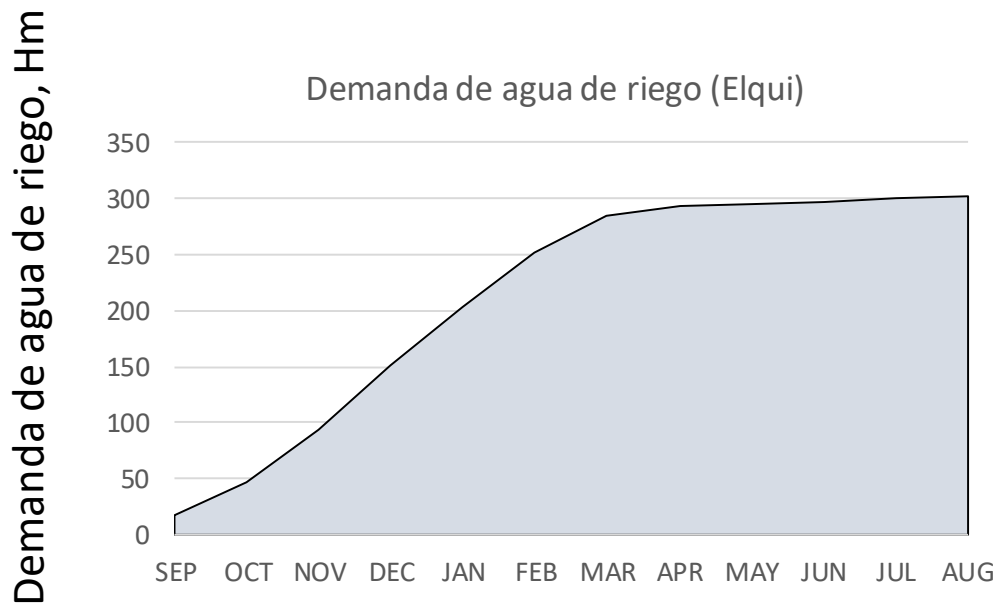
Swyngedouw, E. and Williams, J., 2016. From Spain's hydrodeadlock to the desalination fix. Water International, 41(1), pp.54–73.

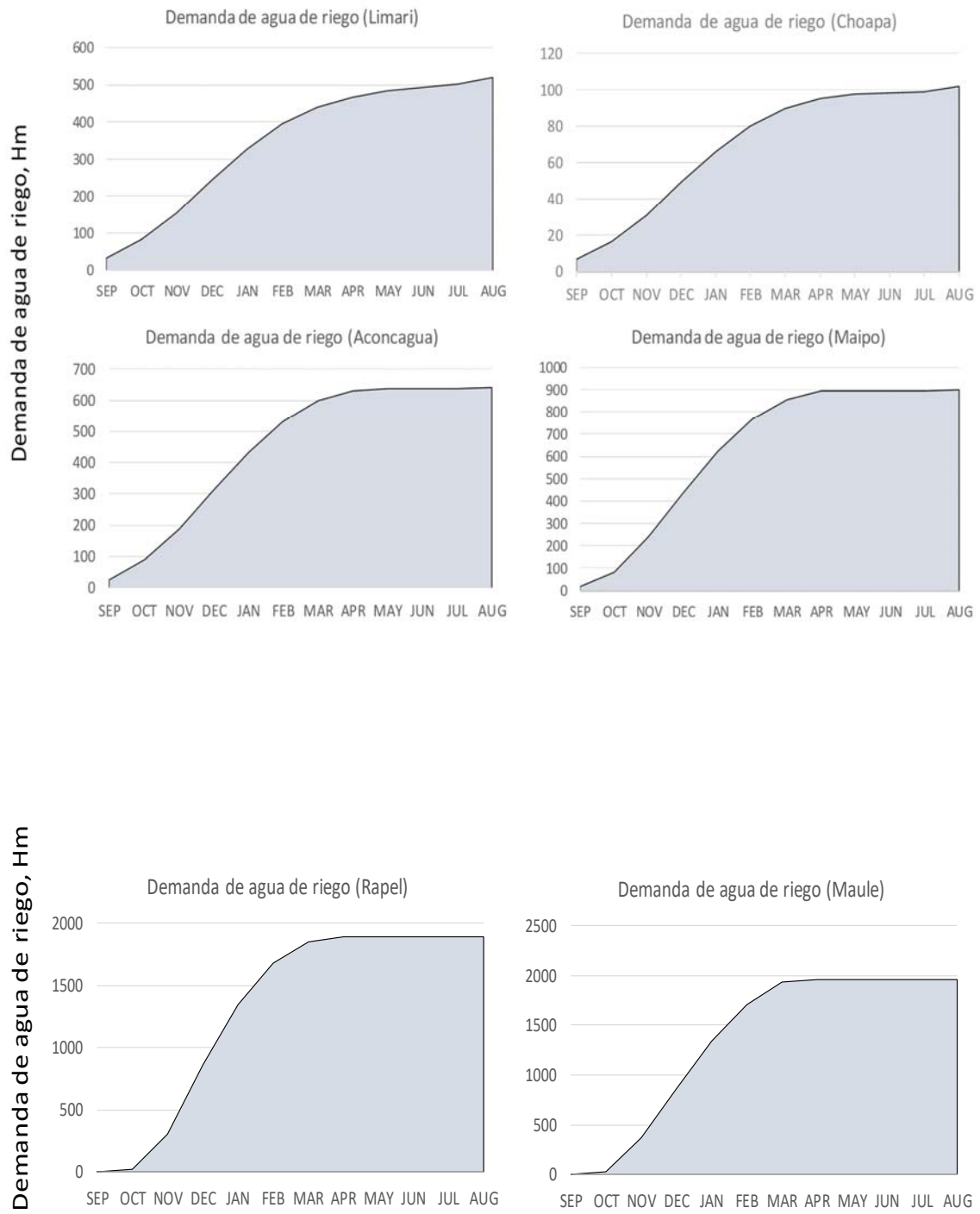
U.S. EPA. 2017 National Recommended Water Quality Criteria.
<https://www.epa.gov/standards-water-body-health>.

Wangnick K. 2004. IDA Worldwide Desalting Plants Inventory Report No. 18. Wangnick Consulting GmbH, 27442 Gnarrenburg, Germany.

Zarzo D., Prats D. 2018. Desalination and energy consumption. What can we expect in the near future?. Desalination. 427:1-9.

8 ANEXO 1: Curvas de demanda territorial de agua por la agricultura de los valles regados en Chile





9 ANEXO 2. Plantas desaladoras de gran capacidad en el mundo

Plantas de osmosis inversa de gran capacidad

Referencia	País	Capacidad	Consumo de energía eléctrica (KWh/m ³)
Zarzo y Prats (2018)	Algeria	100.000	3,65
Abdelkareem et al (2017)	No informado	Hasta 128.000	4,0 – 6,0
Zarzo y Prats (2018)	Algeria	200.000	3,50
Zarzo y Prats (2018)	España	200.000	5,40
Herrero-Gonzalez et al.	España	278.000	8,50
Zarzo y Prats (2018)	Australia	305.000	3,70
Shemer y Semiat (2017)	Israel	624.000	3,5
Desaladora Puerto COLOSO	Chile	216.000	

REFERENCIAS DE ESTA TABLA

Abdelkareem, M. A., El Haj Assad, M., Sayed, E. T., & Soudan, B. (2018). Recent progress in the use of renewable energy sources to power water desalination plants. *Desalination*, 435, 97-113. doi:10.1016/j.desal.2017.11.018

Herrero-Gonzalez, M., Wolfson, A., Dominguez-Ramos, A., Ibañez, R., & Irabien, A. (2018). Monetizing Environmental Footprints: Index Development and Application to a Solar- Powered Chemicals Self-Supplied Desalination Plant. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, 6(11), 14533-14541. doi:10.1021/acssuschemeng.8b03161

Shemer H.y Semiat M. (2017). Sustainable RO desalination – Energy demand and environmental impact *Desalination*, 424, , 10-16. doi:10.1016/j.desal.2017.09.021

Zarzo, D., & Prats, D. (2018). Desalination and energy consumption. What can we expect in the near future? *Desalination*, 427, 1-9. doi:10.1016/j.desal.2017.10.046

10 CURRÍCULUM DE LOS AUTORES

10.1 Fernando Santibáñez Quezada

Obtuvo el título de profesor de Educación General en la Escuela Normal José Abelardo Núñez en 1966. Obtuvo el título de Ingeniero Agrónomo en la Universidad de Chile, en 1973. Ese mismo año, obtuvo una beca para estudiar Bioclimatología en la Universidad de Paris, Francia, donde obtuvo el grado de Doctor Ingeniero en 1975. Desde entonces enseña e investiga en la Universidad de Chile, donde en la actualidad es profesor titular. A su regreso le correspondió crear una línea de investigación en Agroclimatología, que fue pionera en Chile por cuanto vino a llenar una necesidad de investigación que la agricultura chilena necesitaba con urgencia. En 1984, la Universidad de Paris, en reconocimiento a sus innovadores trabajos, particularmente en el área de la modelación del efecto del clima en las plantas cultivadas, le ofrece la posibilidad de inscribir una tesis de Doctorado de Estado, máximo grado dado por una universidad francesa. Sobre esta base, el Sr. Santibáñez preparó una tesis doctoral, la que le condujo en diciembre de 1986 a obtener el grado de Doctor de Estado en Ciencias. Habla Inglés, Francés, Portugués y Español.

En los 80 y 90 lideró un sinnúmero de proyectos vinculados a la dinámica de desertificación en Chile y sus consecuencias sobre la agricultura. En 1994 lideró un grupo interdisciplinario que ganó un Grant de la IBM, en competencia con más de 20 consorcios universitarios en el mundo. La ejecución de dicho Grant, sentó las bases para el desarrollo de las Ciencias Ambientales en su Facultad y en la Universidad. De hecho, fue el primer líder del programa de medio ambiente en la Universidad. El profesor Santibáñez fue miembro del grupo de Expertos de la Convención Internacional de Desertificación con sede en Bonn. En 1995, a iniciativa del profesor Santibáñez, se creó el Centro de Agricultura y Medio Ambiente en la Universidad de Chile (AGRIMED), el cual adquirió especial connotación nacional e internacional en el tema. En 1997, liderando un grupo académico, crea la carrera de Ingeniería en Recursos Naturales Renovables en la Universidad de Chile, la cual ha sido una oferta académica exitosa. La investigación del profesor Santibáñez, en materia de cambio climático y sus potenciales efectos sobre la agricultura chilena, han atraído la atención de numerosas instituciones como el Ministerio del Medio Ambiente, Ministerio de Agricultura, Cámara de Diputados, Ministerio de Energía, así como de entidades privadas, las cuales permanentemente solicitan consejería y orientación sobre el tema. Ha desarrollado un intenso trabajo de modelación del comportamiento de especies cultivadas bajo diversas condiciones climáticas, así como en los nuevos escenarios asociados a los cambios climáticos. En 2008 el profesor Santibáñez debió viajar a Brasil, para recibir un reconocimiento del Ministerio del Medio Ambiente de dicho país, por su notable contribución al abordaje del problema de la desertificación en América Latina.

En el año 2001, el profesor Santibáñez lidera un grupo académico para la creación de un doctorado multidisciplinario en Ciencias Silvoagropecuarias y Veterinarias, que sirviera para nuclear los esfuerzos de tres Facultades y el INTA, que conforman el Campus Sur de la Universidad de Chile. Este doctorado lleva más de 10 años contribuyendo eficazmente a aumentar las capacidades de investigación de la Universidad de Chile y del país en la materia. Su innovador enfoque ha hecho que el doctorado sea uno de los más demandados en el país en materia de formación doctoral.

El profesor Santibáñez ha liderado proyectos multidisciplinarios de la Unión Europea, del Global Environment Facility, BID, IICA, UNESCO, IDRC, UNEP, Inter American Institute of Climate Change, todos ellos han contribuido a la visibilidad de la Universidad de Chile y de Chile, como líder en Latinoamérica. Recientemente le correspondió elaborar el documento base para la activación de la Comisión sobre Recursos Hídricos, Desertificación y Sequía, de reciente data en la Cámara de Diputados. En el ámbito nacional ha dirigido numerosos proyectos de FONDECYT, FONDEF, CORFO, Fondo de Protección Ambiental, FIA. Ha publicado capítulos de libros de editoriales como Springer y Oxford University Press. Numerosas publicaciones en su tema de investigación. En 2013 el Dr. Santibáñez creó el primer Atlas del Cambio Climático en Chile, junto a un ciclo de materiales digitales para la enseñanza del cambio climático en las escuelas. En la actualidad, es líder de un proyecto latinoamericano sobre vulnerabilidad de cinco países frente al cambio climático, el cual es financiado por una agencia canadiense, con donantes internacionales.

10.2 Claudia Santibáñez Varnero

Químico Ambiental de la Universidad de Chile. Ingeniero Civil Industrial de la Universidad Mayor. Doctora en Ciencias Silvoagropecuarias de la Universidad de Chile.

En el año 2006 realizó una estadía de investigación en el Centro de Ciencias Medioambientales del Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC) de Madrid, España; donde se enfocó en el tema de restauración de depósitos de residuos mineros masivos y suelos contaminados con metales pesados y metaloides y el uso de indicadores biológicos y bioquímicos de suelos en programas de restauración ambiental.

En 2008 realizó una estadía de capacitación en el Meteorological Training Centre (MTC), Mashav, Tel Aviv, Israel; en temas relacionados con desertificación, métodos de conservación de suelos y agua, prácticas de riego y manejo sostenible del agua en zonas áridas y semiáridas.

Desde 2005 hasta el 2010 se desempeñó como investigadora asociada en el Centro de Investigación Minera y Metalúrgica, donde desarrolló líneas de investigación relacionadas con la rehabilitación ambiental y fitoestabilización de sitios impactados por las actividades mineras y valorización de residuos orgánicos como mejoradores de suelos degradados.

En el año 2010 se incorporó a la planta académica de la Escuela de Agronomía de la Universidad Mayor, donde se ha desempeñado como investigadora, desarrollando las líneas de investigación relacionadas con tratamientos para aprovechamiento energético de la biomasa, valorización de residuos orgánicos y remediación de pasivos ambientales.

En la actualidad, es la Directora de la Escuela de Ingeniería en Medio Ambiente y Sustentabilidad y del Programa de Magíster en Medio Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Universidad Mayor. Representante institucional de la Red Campus Sustentable de U Mayor. Desde hace más de 5 años se desempeña como evaluadora técnica de proyectos de I+D de los Programas de CORFO, FONDEF y FONDECYT.

Se ha desempeñado como docente desde hace más de 12 años, dictando cursos de pregrado y postgrado de: Conservación de Recursos Naturales, Remediación Ambiental, Gestión de Residuos Sólidos y Química Ambiental. Ha participado y liderado diversos convenios y proyectos de investigación. Cuenta con más de 30 publicaciones y 10 capítulos de libros.