



UNIVERSIDAD CÉSAR VALLEJO

FACULTAD DE INGENIERÍA Y ARQUITECTURA
ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL

**Impacto Ambiental de las Tecnologías de Desalinización:
Revisión Sistemática**

TESIS PARA OBTENER EL TÍTULO PROFESIONAL DE:
INGENIERO AMBIENTAL

AUTORES:

Mamani Montoya Rolan (ORCID: 0000-0002-4199-529X)
Mamani Huilca Keysi Elizabeth (ORCID: 0000-0001-7080-3069)

ASESOR:

Dr. Espinoza Farfán, Eduardo Ronald (ORCID: 0000-0003-4418-7009)

LÍNEA DE INVESTIGACIÓN:

Tratamiento y Gestión de Residuos

LIMA – PERÚ

2021

Dedicatoria

Con amor a Richard Armando Mamani Huilca, mi hermano quien fue mi principal motivo de seguir avanzando y ser mejor cada día. A mis hermanas Nelly , Yeny y sobrina Yaile quienes me apoyaron a lo largo de mi vida profesional y personal, con mucho amor, admiración y cariño, A mis padres Mariano Mamani Mamani y Julia Elena Huilca Quispe quiénes me enseñaron caminar y saltar obstáculos del camino, siempre

Mamani Huilca, Keysi Elizabeth

A mis queridos padres Felipe y Silvia quienes me dieron la vida, educación, podio y consejos a lo largo de mi vida, a mi adorada esposa Ines Virginia e hijos Rolan Junior y Graciela Yolé por el cariño y comprensión de siempre, sin la ayuda de ellos no hubiera podido cumplir esta meta.

Mamani Montoya, Rolan

Agradecimiento

A Dios, por ser el inspirador y darme fuerza para continuar en este proceso de obtener uno de los anhelos más deseados.

A mis padres, por su amor, trabajo y sacrificio en todos estos años, gracias a ellos he logrado llegar hasta aquí y convertirnos en lo que somos. Ha sido el orgullo y el privilegio de ser sus hija, son los mejores padres

Mamani Huilca, Keysi Elizabeth

A Dios por bendecir mis días haciendo realidad esta meta, doy gracias a mi esposa Ines y mis hijos Rolan y Graciela por el apoyo de siempre y por ser la razón de mi inspiración, a los Ingenieros José Carrión Perez y Ediar Marco Yapo por el apoyo incondicional y enseñanza.

A la Universidad Cesar Vallejo por acogerme en su prestigiosa Institución para dar por concluido de una de mis metas.

Mamani Montoya, Rolan

Índice de contenidos

Caratula	i
Dedicatoria	ii
Agradecimiento	iii
Índice de Contenidos	iv
Índice de Tablas	vi
Índice de Figuras	vii
Resumen	viii
Abstract	ix
I. INTRODUCCIÓN	1
II. MARCO TEÓRICO	6
2.1. Proceso de desalinización por membrana	12
2.2. Pretratamiento para desalinización de agua de mar	15
2.3. Requisitos energéticos para la desalinización por membrana	19
2.4. Impacto ambiental de los procesos de desalinización por membrana	22
2.5. Nuevos procesos de desalinización y sistemas híbridos de desalinización	28
2.6. Tecnologías de desalinización emergentes	30
2.7. Tecnologías de desalinización híbridas	31
2.8. Impactos ambientales de los sistemas de desalinización emergentes e híbridos	32
III. METODOLOGÍA	34
3.1. Tipo y Diseño de Investigación	34
3.2. Categorías, subcategorías y matriz de categorización apriorística	34
3.3. Escenario de estudio	35
3.4. Participantes	36
3.5. Técnicas e instrumentos de recolección de datos	36
3.6. Procedimientos	36
3.6.1. PICO: pregunta clínica a contestar	36
3.6.2. Desarrollo del protocolo (criterios de exclusión e inclusión)	37
3.7. Rigor científico	37

3.8.	Método de Análisis de Datos	38
3.8.1.	Búsqueda bibliográfica	38
3.8.2.	Selección de estudios: cribado de resúmenes y textos completos (PRISMA)	38
3.8.3.	Síntesis de la evidencia	39
3.9.	Aspectos éticos	39
IV.	RESULTADOS Y DISCUSIONES	41
4.1.	Efectos ambientales de las instalaciones comunes de desalinización: entradas y salidas	41
4.1.1.	Impacto ambiental de las entradas	42
4.1.2.	Efectos ambientales de las corrientes de salida	44
4.2.	Mitigación de los efectos ambientales de los procesos de desalinización	48
4.2.1.	Medidas de mitigación con respecto a la tecnología de desalinización	48
4.2.2.	Medidas de mitigación con respecto al consumo de energía	51
4.2.3.	Medidas de mitigación con respecto a la entrada y salida	54
V.	CONCLUSIONES	56
VI.	RECOMENDACIONES	58
VII.	REFERENCIAS	60

Índice de tablas

Tabla N° 1. Inventario de desalinización simple del OIAM sobre la base de 1 m ³ de agua del producto	17
Tabla N° 2. Efectos abióticos y bióticos de las descargas de salmuera procedentes de la desalinización del OIAM	23
Tabla N° 3. Matriz de categorización apriorística	35
Tabla N° 4. Comparación del ciclo de vida de la ingesta de pozos abiertos vs. por 1 m ³ de agua desalada	45
Tabla N° 5. Posibles efectos ambientales de los sistemas de admisión	47
Tabla N° 6. Emisiones de GEI con una matriz energética diferente (basis 1 m ³ de agua desalinizada)	53

Índice de figuras

Figura N° 1.	Interacciones entre el proceso de desalinización y la naturaleza y la tecnosfera	15
Figura N° 2.	Esquema típico de pretratamiento de agua de mar para Desalinización	19
Figura N° 3.	Matriz energética para determinados países europeos	53

Resumen

Recientemente, la capacidad de desalinización aumentó significativamente de aproximadamente 35 millones de m³ diarios (MCM/día) en 2005 a aproximadamente 95 MCM/día en 2018. La desalinización de agua de mar representa alrededor del 61% de la capacidad mundial de desalinización, mientras que la desalinización de agua salobre representa el 30%. La desalinización por membrana, que utiliza principalmente ósmosis inversa (OI), es responsable de la capacidad global de desalinización, y el resto se utiliza principalmente para la desalinización térmica mediante destilación rápida de varias etapas (MSF) y destilación multiefecto (MED). A pesar de la función innegable de la desalinización para asegurar el abastecimiento de agua en zonas donde escasean los recursos naturales de agua dulce, la desalinización repercute en el medio ambiente natural en diferentes aspectos. Los impactos ambientales (IA) del proceso de desalinización son diferentes y varían significativamente según la naturaleza de las aguas utilizadas, la tecnología de desalinización en uso y la gestión de la salmuera generada. En esta revisión, los IA de cada tecnología de desalinización se investigaron a fondo, con una cuidadosa consideración de las diferentes calidades de las aguas de alimentación, y varias técnicas de gestión de la salmuera. Aunque los diferentes aspectos de los IA de desalinización han sido ampliamente estudiados en la literatura, la literatura carece de revisiones y resúmenes exhaustivos de todas los IA asociados. Esta investigación recopila los diferentes IA asociados con todo el proceso de desalinización en un solo concentrador, aplicando un enfoque de entrada a salida. Se analizaron las principales tecnologías de desalinización de OI, MSF y MED, junto con diferentes aguas de alimentación. Además, proporciona un mapeo de las diferentes tecnologías que implican técnicas de gestión de aguas de alimentación y salmuera y una descripción detallada de su impacto en el medio ambiente. Por último, se formularon recomendaciones y conclusiones para reducir al mínimo los efectos negativos de la desalinización en los entornos locales y mundiales.

Palabras clave: Desalinización, Destilación multiefecto, Destilación rápida multietapa, Impacto ambiental, Ósmosis inversa.

Abstract

Recently, desalination capacity increased significantly from approximately 35 million m³ per day (MCM/day) in 2005 to approximately 95 MCM/day in 2018. Desalination of seawater accounts for about 61 per cent of global desalination capacity, while desalination of brackish water accounts for 30 per cent. Membrane desalination, which mainly uses reverse osmosis (OI), is responsible for the overall desalination capacity, and the remainder is mainly used for thermal desalination by rapid multi-stage distillation (MSF) and multi-effect distillation (MED). Despite the undeniable role of desalination in ensuring water supply in areas where natural freshwater resources are scarce, desalination impacts the natural environment in several ways. The environmental impacts (IA) of the desalination process are different and vary significantly depending on the nature of the water used, the desalination technology in use and the management of the generated brine. In this review, the IAs for each desalination technology were thoroughly investigated, with careful consideration of the different qualities of the feed water, and various brine management techniques. Although the different aspects of desalination IAs have been extensively studied in the literature, the literature lacks comprehensive reviews and summaries of all associated IAs. This research compiles the different IAs associated with the entire desalination process into a single concentrator, applying an entry-to-exit approach. The main desalination technologies of OI, MSF and MED were analyzed, along with different feed waters. In addition, it provides a mapping of different technologies involving feed and brine water management techniques and a detailed description of their impact on the environment. Finally, recommendations and conclusions were made to minimize the negative effects of desalination on local and global environments.

Keywords: Desalination, Environmental impact, Reverse osmosis, Multi-stage flash distillation, Multi-effect distillation.

I. INTRODUCCIÓN

A medida que el agua dulce sigue retrocediendo a partes inaccesibles de los acuíferos, especialmente en las regiones más vulnerables del mundo o en las que el agua es más apremiante, las actividades de investigación buscan constantemente nuevas formas de proporcionar agua potable de la desalinización de manera eficiente y eficaz en función de los costos. Hasta hace poco, la desalinización del agua de mar se ha limitado al entorno desértico, donde los recursos superficiales y subterráneos son escasos. (United States Geological Survey 2019). Los recursos hídricos generalmente se dividen en naturales o convencionales, y no convencionales. Los recursos hídricos convencionales se subdividen en aguas dulces y aguas salinas, según su salinidad. Sin embargo, los desafíos del cambio climático y otras actividades antropogénicas han obligado a la mayoría de las comunidades cercanas a la costa o a la costa a recurrir a la desalinización del agua de mar como medio de evaluar el agua potable. Los grandes avances en equipos de recuperación de energía y tecnología de membranas en las dos últimas décadas han creado una reducción doble de la energía necesaria para desalinizar el agua de mar (Eke et al. 2020).

Aunque el agua dulce superficial es común, sólo representa el 0,27% del total de agua dulce (Gleick 2009). El agua subterránea fresca se encuentra bajo la superficie de la Tierra y se caracteriza por su mayor salinidad en comparación con el agua dulce superficial (Mickley 2006). Se afirma que la humanidad vive actualmente en la cúspide de la civilización; sin embargo, también es cierto que aproximadamente una quinta parte de la población mundial no tiene acceso/limitado al agua potable, aunque la cantidad requerida es tan sólo de 5 a 10 litros por persona y día (Gleick 2009). Muchas comunidades rurales de todo el mundo sufren escasez de agua a pesar de que reciben muchas precipitaciones, que pueden ser captadas y almacenadas de manera eficiente y tratadas localmente utilizando métodos asequibles y sostenibles para satisfacer la demanda de agua potable durante todo el año. Se ha avanzado poco en el suministro de agua potable a las

comunidades rurales, lo que puede marcar una diferencia real en las vidas de millones de personas afectadas (Gleick 2009).

La desalinización describe un proceso que tiene como objetivo obtener agua dulce a partir de recursos de agua salina, como agua salobre o agua de mar. La desalinización se ha convertido en un proceso fiable para el suministro de agua desde su evolución en el decenio de 1950, con una mayor viabilidad técnica y económica. La estimación reciente de la capacidad mundial de desalinización ha aumentado drásticamente. Aumentó de aproximadamente 35 millones de m³ diarios (MCM/día) en 2005 (Gleick 2009) a alrededor de 95 MCM/día, de los cuales el 62,25% se utilizó para fines municipales, y el 30,2% para aplicaciones industriales (Jones et al. 2019). La investigación destinada a minimizar el consumo de energía de los procesos de desalación ha seguido cada vez más un enfoque basado en materiales de osmosis inversa, desalinización solar térmica y deionización capacitiva, cada uno tiene propiedades específicas de material específicas, esperando retornos sustanciales en el desempeño del proceso (Jones et al. 2019).

La desalinización se clasifica según la tecnología de desalinización utilizada o según la fuente de alimentación (Gleick 2013). Según la tecnología de desalinización, se puede clasificar en tres clases principales: procesos de desalinización de membrana, térmicos y emergentes. La desalinización por membrana, mediante ósmosis inversa (OI), representa aproximadamente el 69% de la capacidad mundial de desalinización y alrededor del 85% del número total mundial de plantas desalinizadoras. La desalinización térmica, utilizando *multi-stage flash* (MSF) y *multi-effect distillation* (MED), proporciona aproximadamente el 18% y el 7% de la capacidad mundial de desalinización, respectivamente. Sin embargo, sólo representa el 2,1 y el 5,6% del número total de plantas de desalinización, respectivamente (Jones et al. 2019; Gleick 2013). Las tecnologías de desalinización térmica se desarrollaron a principios de la década de 1950, a diferencia de la desalinización por membrana, que se desarrolló en la década de 1970 y 1980. Las tecnologías de desalinización térmica se aplican generalmente a

plantas de gran escala para obtener una alta viabilidad económica, y para la cogeneración de energía hidráulica, como en el caso de los países del CCG. Las tecnologías de desalinización emergentes son tecnologías que utilizan el campo eléctrico o la combinación de tecnologías térmicas y de membrana, como la electrodiálisis/inversión de la electrodiálisis (ED/electrodiálisis inversa), la destilación de membrana (MD) y la deionización capacitiva (CDI) están todavía en desarrollo. En consecuencia, se aplican a plantas de pequeña escala, con ED/electrodiálisis inversa proporcionando alrededor del 2% de la capacidad de desalinización de alrededor de 940 plantas de desalinización (Subramani y Jacangelo 2015).

Según la fuente de alimentación, la desalinización puede clasificarse en desalinización de agua de mar (DAM) o desalinización de agua salobre (DAS) (Shahabi et al. 2017). En términos de capacidad de desalinización y número de plantas de desalinización, el DAM representa alrededor del 61%, de 5328 plantas. DAS representa el 21% de 5960 plantas, mientras que OI representa el 8% de 1825 plantas (Jones et al. 2019).

A la luz de la creciente preocupación por la escasez de agua, la capacidad de desalinización se ha más que triplicado en las últimas dos décadas. ²No obstante, la desalación, como todos los procesos de separación, requiere el aporte de energía. Por lo tanto, a medida que aumenta la dependencia mundial de fuentes de agua alternativas, es esencial minimizar el consumo de energía de la desalinización para garantizar un futuro sostenible y con seguridad hídrica (Patel et al. 2020). La Fig. 1 muestra un esquema simple del proceso de desalinización en el contexto de su interacción con la naturaleza y la tecnosfera.

La desalación se clasifica ampliamente según la tecnología en uso y el tipo de alimentación, lo que significa que los impactos varían de uno a otro. Los impactos ambientales (IA) de la desalinización se atribuyen principalmente a los vertidos de salmuera, que pueden perjudicar la calidad de las aguas costeras y afectar a la vida marina (Heck et al. 2018; Panagopoulos,

Haralambous y Loizidou 2019). Las emisiones de contaminantes atmosféricos se atribuyen a la demanda de energía de los procesos. Como resultado, el potencial de las plantas desaladoras deben evaluarse al tiempo que se mitigan los efectos adversos en la medida de lo posible (Elsaid, Sayed, et al. 2020).

Los IA de la desalinización han recibido una gran atención debido a la creciente aplicación de la desalinización en muchas regiones para satisfacer la demanda crucial de agua (Ang et al. 2020). Además de prestar más atención a los esfuerzos de protección del medio ambiente, reduciendo así los efectos de las actividades humanas en general y de las actividades industriales en particular (Abdul Azis et al. 2000). El objetivo principal de esta revisión es prestar especial atención a identificar los avances en cuanto a la reducción de impactos ambientales sujetos a las tecnologías de desalinización.

En este trabajo, los IA se discuten y clasifican a fondo, principalmente según la tecnología de desalinización, ya que tiene el efecto más significativo. Los IA también se discuten más a fondo según la fuente de agua. Este trabajo considera un enfoque holístico para revisar los IA de la desalinización, siguiendo un camino de entrada a salida y proporcionando una plataforma para evaluar los impactos de diferentes tecnologías de desalinización dependiendo de su naturaleza. El artículo analiza en primer lugar los IA relacionadas con la desalinización por membrana, centrándose en la OI como la tecnología líder de desalinización por membrana. En segundo lugar, se discuten los IA de las tecnologías de desalinización térmica. El artículo luego discutió brevemente los IA potenciales de las tecnologías de desalinización subdesarrolladas, seguidas por el debate de las instalaciones de desalinización comunes. Finalmente, el estudio proporcionó conclusiones sobre los IA de la desalinización, con algunas recomendaciones para mitigar y minimizar estos impactos.

Siendo así, el problema general de la investigación fue ¿Qué tanto se conoce sobre el impacto ambiental de las tecnologías de desalinización? De esa misma forma, a continuación, se detallan los problemas específicos que contemplan las cuestiones referidas a resolver la problemática general:

- **PE1:** ¿Cuáles son los efectos ambientales de las instalaciones comunes de desalinización: entradas y salidas?
- **PE2:** ¿En qué medida se mitigan los efectos ambientales de los procesos de desalinización?

El objetivo general fue Realizar una revisión sistemática sobre el impacto ambiental de las tecnologías de desalinización. En este marco, los objetivos específicos fueron los siguientes:

- **OE1:** Explicar los efectos ambientales de las instalaciones comunes de desalinización: entradas y salidas.
- **OE2:** Analizar en qué medida se mitigan los efectos ambientales de los procesos de desalinización.

II. MARCO TEÓRICO

A continuación, se presentan los antecedentes analizados asociados a las tecnologías de desalinización y sus impactos ambientales.

Haddad et al., (2020) examinaron la combinación de sistemas de energía solar con pila de combustible. Las pilas de combustible fueron sistemas de almacenamiento ecológicos sin efectos contaminantes, suministrados por oxígeno e hidrógeno para producir electricidad. Los electrolizadores permitieron obtener hidrógeno a partir del agua mediante varias tecnologías entre ellas la membrana de intercambio de protones que se considera en este trabajo. Por otro lado, los electrolizadores necesitan energía eléctrica para funcionar, se pudo construir un sistema de energía verde-verde utilizando una fuente de energía renovable para el suministro de pilas de combustible mediante electrolizadores. Los resultados revelaron que ambos sistemas son casi equivalentes con respecto a la energía producida anualmente. Además, indicaron que la energía fotovoltaica garantiza una potencia mínima de 5 kW. Sin embargo, si el criterio es tener potencia máxima durante el período de verano, la ventaja es para el sistema solar térmico. Esto se debió al hecho de que el sistema térmico solar se ve positivamente afectado por el aumento de la temperatura en verano, mientras que la energía fotovoltaica se ve negativamente afectada por este aumento.

Ang et al. (2020) en su artículo tuvieron como objetivo proporcionar una revisión completa sobre la necesidad de hibridación / integración para los procesos de membranas de Osmosis directa, con énfasis en la mejora del proceso, la regeneración de la solución de extracción y el pretratamiento para la mitigación del ensuciamiento de OD. En general encontraron que, los procesos de OD integrados / híbridos pueden reducir la propensión a ensuciamiento de la membrana; preparar la solución adecuada para posteriores usos de valor agregado y producción de energía renovable; reducir los costos asociados con el consumo de energía; mejorar la calidad

del agua tratada; y permitir el funcionamiento continuo de OD a través de la regeneración de la solución de extracción. Concluyen en que el potencial futuro de OD radica en el éxito de cómo se puede hibridar o integrar con otras tecnologías para minimizar sus propias deficiencias, al tiempo que mejora el rendimiento general.

Rezk, Alsaman, et al. (2019) cuyo objetivo de este estudio fue maximizar el rendimiento del sistema de enfriamiento por desalinización por adsorción impulsado por energía solar (SADC). Se propuso un modelo matemático para el sistema SADC que emplea gel de sílice. Luego, se aplicó un algoritmo de optimización robusto, simple y rápido llamado optimizador de movimiento radial para determinar los mejores parámetros operativos del sistema SADC. Las variables de decisión de la SADC utilizadas en el proceso de optimización fueron el tiempo de ciclo, la temperatura de entrada del agua caliente, la temperatura de entrada del agua de refrigeración y el caudal. El rendimiento del sistema SADC se evaluó con respecto a la producción diaria de agua específica (SDWP), el coeficiente de rendimiento (COP) y potencia frigorífica específica (SCP). Se logró un aumento del 70% en SDWP y SCP utilizando las condiciones de operación óptimas sin cambios en el diseño del sistema o los materiales usados. Se demostró que una cantidad de 6,9 m³ / día / tonelada de agua desalada, 191 W / kg de capacidad de enfriamiento y 0,961 COP son los posibles resultados del sistema propuesto de la SADC. Esta investigación muestra la validez de esta técnica de optimización para explorar todas las posibilidades y mostrar las mejores condiciones de funcionamiento del sistema SADC.

Mannan et al. (2019) en su revisión resumieron el progreso reciente en el uso de sistemas bioelectroquímicos SBE para la desalinización de agua, incluida la desalinización basada en celdas de combustible microbianas (MDC) y la desalinización basada en celdas de electrólisis microbiana (MEDC) en Qatar. Los diferentes ensayos de escalado para comercializar esta tecnología, incluidos los parámetros de control fueron discutidos. Para todas las categorías de impacto, la avanzada planta MSF-NF exhibió

impactos significativamente más bajos que las configuraciones convencionales, lo que demuestra la posibilidad de mejorar la eficiencia de las tecnologías MSF con una gran reducción de impactos ambientales. Dado que la autoridad de aguas de Qatar tiene previsto aumentar la capacidad de desalinización en un futuro próximo para satisfacer la demanda de agua en constante aumento, esta planta modificada podría convertirse en la solución al problema del agua de Qatar, al tiempo que ayuda a lograr la Visión Nacional de Qatar 2030 mediante la reducción de los impactos ambientales generales.

Serrano-Tovar et al. (2019) propusieron un enfoque novedoso para la evaluación del nexo de recursos, basado en un análisis integrado de múltiples escalas del metabolismo social y de los ecosistemas (MuSIASEM). La representación integrada identificó la existencia de limitaciones biofísicas determinadas por procesos tanto bajo el control humano (en la tecnosfera) como fuera del control humano (en la biosfera). El enfoque se ilustró con un estudio de caso local de desalinización en las Islas Canarias, España. El material presentado fue generado para su uso en procesos participativos de coproducción de reclamos de conocimiento sobre desalinización. Los resultados demostraron que el espacio de información flexible creado por MuSIASEMcan puede ser utilizado (i) en un modo de diagnóstico para explicar el rendimiento observado de los elementos funcionales y compararlo con elementos funcionales similares a través de niveles o en otros sistemas, o (ii) en modo de anticipación para anticipar los efectos de posibles cambios en la característica de los procesadores o en las combinaciones de elementos estructurales de nivel inferior sobre el funcionamiento del sistema en su conjunto.

Heihsel et al. (2019) examinaron las emisiones de GEI para 2005-2015 de la desalinización de agua de mar en Australia, utilizando energías convencionales. Desarrollaron un modelo insumo-producto multirregional hecho a medida. Complementaron los datos macroeconómicos de arriba hacia abajo con datos de desalinización específicos de las 20 plantas

desalinizadoras más grandes de Australia. La capacidad analizada se acumula en el 95% de la capacidad total de desalación de agua de mar de Australia. Midieron no solo los efectos directos, sino también los indirectos a lo largo de toda la cadena de valor. Sus resultados muestran lo siguiente: Identificaron el estado de Victoria con las mayores emisiones debido a gastos de capital y operativos. La contribución de la cadena de valor a las emisiones totales de GEI aumenta para el gasto de capital y disminuye para el operativo. Para el gasto de capital, la construcción de la entrada y salida es el factor determinante de las emisiones de carbono. Para el operativo, el consumo de electricidad es el factor de entrada decisivo. Tanto en la construcción como en la operación, identificaron el papel crítico del sector eléctrico para las emisiones de carbono a lo largo de los efectos de la cadena de suministro.

Rezk, Sayed, et al. (2019) desarrollaron un sistema híbrido de energía renovable (HRES) compuesto de celdas de combustible fotovoltaicas (PV) y de autocarga (SCFC) diseñado para asegurar la energía eléctrica necesaria para operar la planta de bombeo de agua salobre (BWP) y desalinización por osmosis inversa (OI) de $150 \text{ m}^3 \text{ días}^{-1}$ para riego en áreas remotas. Una configuración óptima del diseño propuesto se determinó con base en el costo mínimo de energía (COE) y el costo actual neto total mínimo (NPC). Además, se llevó a cabo una comparación con una generación diésel (DG) autónoma o una extensión de la red con la configuración óptima de PV / SCFC HRES. El modelado, simulación y evaluación tecno económica de los diferentes sistemas propuestos, incluido el sistema PV / SCFC, se realizaron mediante el software HOMER. Los resultados muestran que la matriz fotovoltaica (66 kW), FC (9 kW), convertidor (25 kW) - Electrolizador (15 kW), cilindro de hidrógeno (70 kg) son la opción económica viable con un NPC total de \$ 115,649 y un costo unitario de \$ 0.062 electricidad. El COE para el sistema de GD independiente es de 0,206 \$ / kWh, que es un 69,90% más alto que el del sistema PV / SCFC. El sistema PV / SCFC es más económico que la extensión de la red de fuentes de energía renovable.

Tajik, Amidpour y Ponce-Ortega (2019) presentaron un modelo para la integración óptima de sistemas de ósmosis inversa y destilación por membranas para la desalación de agua de mar mediante la explotación del calor residual de una planta de proceso industrial. En este sentido, el calor se aprovecha a través del ciclo orgánico Rankine (ORC) y la energía generada en este ciclo se entrega a una planta de ósmosis inversa (OI). La salmuera de la planta de OI se precalentó utilizando el exceso de calor de la planta de proceso y luego se envía a la planta de destilación por membrana (MD) para su posterior tratamiento. Se implementó un enfoque de optimización multiobjetivo para tener en cuenta las cuestiones económicas y medioambientales. Los resultados muestran que la aplicación de la destilación por membrana en el sistema integrado ORC-OI-MD, a pesar del fluido de trabajo utilizado en el ciclo orgánico de Rankine, mejora considerablemente los aspectos económicos y ambientales del sistema en comparación con el sistema ORC-OI.

Caldera y Breyer (2019) estimaron la demanda de desalinización y se utilizó un modelo de sistema energético para optimizar el correspondiente sistema eléctrico basado en energías renovables. Se encontró que la mejora de la eficiencia de riego promedio al 60% para 2030, condujo a una reducción del 64% en la demanda total de desalinización. Del mismo modo, una mejora hacia el 90% de la eficiencia del riego, para 2050, se traduce en una reducción del 80% en la demanda mundial de desalinización. En 2030, el coste total del agua se sitúa principalmente entre $0,7 \text{ € / m}^3$ y 2 € / m^3 , incluidos los costes de transporte por agua. La literatura informa que los agricultores pueden estar dispuestos a pagar hasta $0,63 \text{ € / m}^3$ por su agua de riego. Se estima que el rango global en 2050 será de $0,45 \text{ € / m}^3$ – $1,7 \text{ € / m}^3$, lo que refleja los menores costos del sistema en 2050. Los resultados anteriores indican que a medida que aumentan los precios del agua convencional, la desalinización por ósmosis inversa de agua de mar basada en energías renovables ofrece un suministro de agua rentable para el sector del riego. La adopción de sistemas de riego de alta eficiencia alivia el estrés hídrico y puede eliminar la necesidad de un suministro de agua adicional.

Alshahri et al. (2019) investigaron la eficiencia del ferrato líquido y el cloruro férrico durante la coagulación en la eliminación de materias orgánicas de algas MOA. El ferrato líquido se generó in situ mediante oxidación húmeda de hierro férrico utilizando hipoclorito en un medio cáustico. Se emplearon dos modelos de agua de mar, el primero contiene 10 mg c / L de alginato de sodio y el segundo contuvo también 10 mg c / L de alga *Chaetoceros affinis*. Durante la coagulación avanzada, el ferrato líquido demostró ser más eficaz para eliminar la MOA que el cloruro férrico, con una eliminación total de DOC del 90%, lo que permitió la eliminación de algas al 100% y la inactivación del 99,99% de los microorganismos. Los resultados presentados en este estudio destacan la eficiencia del ferrato líquido como pretratamiento del agua de mar durante los eventos de floraciones de algas nocivas.

Petersen et al. (2018) examinaron los impactos del aumento de la salinidad (10% por encima del ambiente) y la presencia de antiincrustantes (0,2 mg L⁻¹, a base de polifosfonatos) en tres especies de coral formadoras de arrecifes; *Stylophora pistillata*, *Acropora tenuis* y *Pocillopora verrucosa*, desde el Golfo de Aqaba (norte del Mar Rojo). Sus resultados indican que los corales, así como las bacterias y algas asociadas, se vieron significativamente afectados por la elevada salinidad y los antiincrustantes, lo que provocó un blanqueamiento parcial. Específicamente, la abundancia de bacterias y algas simbióticas, así como las tasas de calcificación, fueron típicamente más bajas (20-85%, 50-90% y 40-50%, respectivamente) luego de incubaciones con ambas enmiendas. Sin embargo, el impacto de la salmuera de desalinización fue a menudo específico de la especie. Por lo tanto, propusieron que los criterios ecotoxicológicos utilizados para los corales duros se determinen en función de la sensibilidad de las especies clave en la comunidad que domina el área afectada por la descarga de desalinización.

La revisión teórica consta un conjunto de constructos o conceptos vinculados, definiciones y proposiciones que presentan una visión sistemática de los fenómenos al especificar las relaciones entre estos

conceptos, con el propósito de explicarlos y predecirlos (Hernández Sampieri & Mendoza Torres, 2018, p.119). Es por ello por lo que a continuación se presentan los conceptos asociados a los procesos de desalinización por membrana, dentro de ese marco, pretratamiento para desalinización de agua de mar, requisitos energéticos para la desalinización por membrana y el impacto ambiental de los procesos de desalinización por membrana. En relación con el primero objetivo específico, se abordaron las cuestiones referidas a los nuevos procesos de desalinización y sistemas híbridos de desalinización, prestando especial atención a los impactos ambientales que derivan de los mismos.

2.1. Proceso de desalinización por membrana

El aumento del costo de la energía y los avances en la ciencia de las membranas, junto con la conciencia de los inconvenientes ambientales de los combustibles fósiles, favorecieron la expansión de la desalinización por membrana por encima de la desalinización térmica, que fue la tecnología dominante entre los años 1950 y 1970. La desalinización por membrana y la OI generalmente se ven favorecidas debido al bajo consumo de energía, la flexibilidad de capacidad y la adecuación a una amplia gama de salinidad del alimento (Qasim et al. 2019). La desalinización por membrana se puede ver como un proceso de filtración impulsado por presión, donde se utiliza una membrana semipermeable. La ósmosis inversa, actualmente la tecnología de desalinización más utilizada y con mayor eficiencia energética, es impulsada por presión y utiliza una membrana semipermeable para el paso selectivo de moléculas de agua sobre iones de sal. Para impulsar el agua a través de la membrana y producir agua purificada, la osmosis inversa requiere la aplicación de una presión hidráulica superior a la presión osmótica de la salmuera generada. Sin embargo, las membranas de ósmosis inversa y los módulos de membrana actuales carecen de la robustez mecánica necesaria para superar las presiones osmóticas encontradas durante el tratamiento de soluciones hipersalinas. Por tanto, las tecnologías impulsadas por calor han retenido las aplicaciones en la desalinización de

salmueras, a pesar de ser inherentemente intensivas en energía debido a los cambios de fase líquido-vapor necesarios. (Caldera y Breyer 2019; Muhammad Yaqub y Lee 2019; Nazir et al. 2019; Wilberforce et al. 2019; Elsaid, Sayed, et al. 2020; Shahabi et al. 2017).

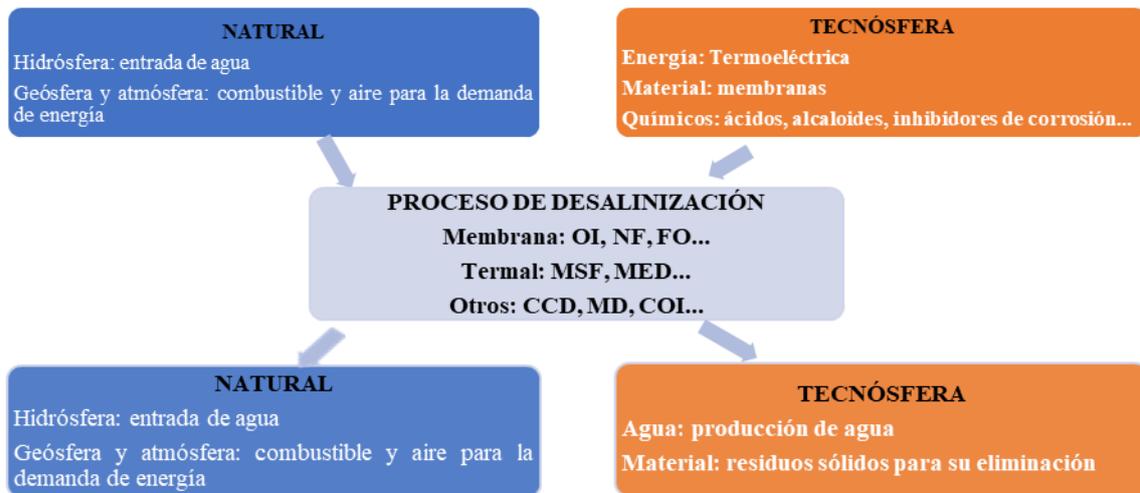
La desalinización por OI se aplicó por primera vez a finales de la década de 1960 para la desalinización de agua salobre BDAS. Con nuevos desarrollos, su aplicación se amplió a la desalinización de agua de mar DAM y se convirtió en un actor importante en el mercado de la desalinización en la década de 1980 (Van der Bruggen y Vandecasteele 2002). En las últimas décadas, las membranas de OI experimentaron mejoras significativas, permitiendo una producción sustancial de agua a un costo razonable (Bhojwani et al. 2019). Estas mejoras también permitieron reducir el consumo de energía, proporcionando soluciones flexibles a varias necesidades de suministro de agua de diferentes fuentes (Sandia National Laboratories 2009).

El deterioro del rendimiento de separación de membranas causado por incrustaciones inevitables, incluidas las incrustaciones orgánicas, las incrustaciones inorgánicas, las incrustaciones coloidales y las bioincrustaciones, exige membranas de RO mejoradas con propiedades antiincrustantes más duraderas. (Greenlee et al. 2009; Lee, Arnot y Mattia 2011). Las tres estrategias clave para diseñar membranas de RO compuestas de película delgada resistentes a las incrustaciones, a saber: (1) modificación del sustrato antes de la polimerización interfacial, (2) incorporación de aditivos (hidrófilos / biocidas / antiincrustantes) en la capa selectiva durante la polimerización interfacial, y (3) modificación posterior (de la superficie) después de la polimerización interfacial. (Fritzmann et al. 2007; Malaeb y Ayoub 2011). La desalinización por OI representa aproximadamente el 69% de la capacidad mundial de desalinización, representando alrededor del 95% de la desalinización por membrana en términos de capacidad de desalinización (Jones et al., 2019). NF funciona de manera muy similar a la OI pero a menor presión, y para calidades

específicas de alimentación de baja salinidad, y generalmente se aplica para desalinización de aguas subterráneas salobres (Oatley-Radcliffe et al. 2017).

Para comprender y discutir plenamente los IA de la desalinización por membrana de OI, en la Tabla 1 se presenta un inventario de desalinización que muestra las diferentes entradas y salidas del proceso. El proceso de desalinización de OI se puede dividir principalmente en pretratamiento de agua de alimentación, Desalinización de la OI y postratamiento del agua del producto. El pretratamiento es muy crucial para la desalinización de ósmosis inversa del agua de mar OIAM, en relación con el DAS y el DAM térmico. Esto se debe a que las aguas subterráneas suelen tener menos sólidos en suspensión debido a la filtración natural a través de formaciones de suelo. Por otro lado, una de las ventajas de la desalinización térmica es la mayor tolerancia hacia la calidad del agua de alimentación en términos de sólidos en suspensión y salinidad (Edmunds y Shaund 2008). El pretratamiento para la OIAM es típicamente para eliminar la materia suspendida y la biomateria, así como el ajuste del pH, para evitar la incrustación (Alshahri et al. 2019; Greenlee et al. 2009). La desalinización por OI es la segunda sección principal de la planta de desalinización, en la que se extrae agua del producto y se genera la corriente de salmuera. Esto se descarga de nuevo al medio ambiente, llevando la mayoría de los productos químicos añadidos durante el pretratamiento. El agua del producto se somete a un tratamiento posterior para ajustar su pH, añadiendo algún biocida para el biocontrol mientras se transporta (Fritzmán et al., 2007; Peñate & García-Rodríguez, 2012). La salmuera generada se desecha, y generalmente se descarga de vuelta a las masas de agua como en caso de DAM.

Figura N° 1. Interacciones entre el proceso de desalinización y la naturaleza y la tecnosfera.



2.2. Pretratamiento para desalinización de agua de mar

El propósito principal del proceso de pretratamiento es pre condicionar el agua de alimentación para el posterior proceso de desalinización. Los pasos previos al tratamiento suelen ser comunes independientemente del tipo de proceso de desalinización. Esto se debe a que el agua de alimentación de alta calidad mejora sustancialmente la productividad y la operatividad de la planta, reduciendo la duración y frecuencia del tiempo de inactividad (Amy et al. 2017; Henthorne y Boysen 2015). Los materiales de membrana avanzados con mayor tolerancia al cloro podrían facilitar la cloración directa, minimizando así el pretratamiento requerido del agua de alimentación y la limpieza química de las membranas sucias. Por lo tanto, se podrían lograr ahorros de costos significativos y una mayor confiabilidad del proceso en la desalinización de agua de mar y aguas residuales. Además, para desplazar la dependencia actual de los procesos térmicos intensivos en energía, se requieren membranas de ósmosis inversa con robustez mecánica reforzada para tolerar las presiones extremas encontradas durante el tratamiento de aguas hipersalinas (Fritzmann et al. 2007). La Fig. 2 describe los pretratamientos convencionales y alternativos del agua de alimentación del

OIAM. El pretratamiento de la OIAM es principalmente para eliminar la materia suspendida y coloidal y generalmente se realiza a través de la coagulación, floculación y filtración, con varias sustancias químicas se añaden, y varios componentes de agua de mar se eliminan (Sohn et al. 2011).

Tabla N° 1. Inventario de desalinización simple del OIAM sobre la base de 1 m³ de agua del producto

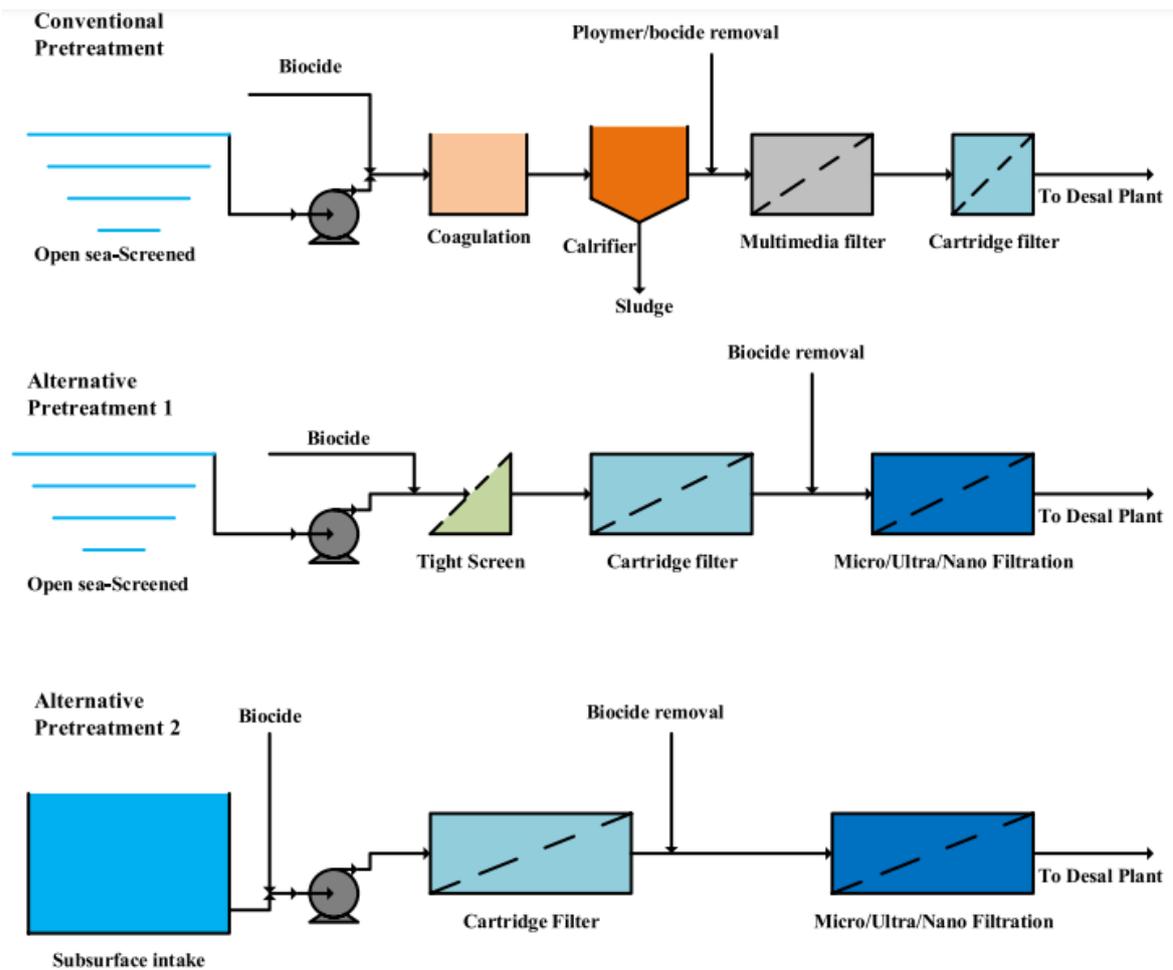
Fuente	Entrada	Salida
Natural	Agua de mar: 2,4 m ³ (@ 42,5% de recuperación, y TDS de 3,8%, temperatura ambiente)	Salmuera: 1,4 m ³ (42% de recuperación, y TDS de 6,6%, 2 °C por encima de la temperatura ambiente) con: Productos químicos usados añadidos durante el pretratamiento, subproductos de la reacción de los productos químicos pretratamiento, filtración. Emisiones gaseosas (debidas a la energía consumida): CO ₂ : 1.4–2.8 kg NO _x : 10–100 g SO _x : 3.2–11.2 g PM ₁₀ : 0.10–35 g
Tecnósfera	Energía: 2-7 kWh Membrana: 7.30 * 10 ⁻⁵ kg Membrana de 5 kg de poliamida PA RO, 1.69*10 ⁻⁴ kg, separador de polipropileno PP. Tuberías: 8.91 * 10 ⁻⁴ kg de acero. Productos químicos del pretratamiento: Cloruro férrico: 7,06 * 10 ⁻³ kg Cloro: 7,06 * 10 ⁻³ kg Hipoclorito sódico: 5,88 * 10 ⁻³ kg Bisulfito sódico: 1,41 * 10 ⁻² kg, Ácido sulfúrico: 5,88 * 10 ⁻² kg Antiescalante: 2,47 * 10 ⁻³ kg	Producto agua: 1 m ³ Residuos sólidos: Membrana: 7.30 * 10 ⁻⁵ kg Membrana PA OI, 1.69 * 10 ⁻⁴ kg Separador PP. Tuberías: 8.91 * 10 ⁻⁴ kg de acero.

Fuente: (Kress 2019; Tarnacki et al. 2012; Fritzmann et al. 2007)

Varios criterios de calidad del agua, como la capacidad de eliminación de partículas, las variaciones de la calidad del agua, la temperatura del agua y la proliferación de algas, pueden favorecer la selección de sistemas de pretratamiento. La adición de coagulantes a menudo se practica para mejorar el tiempo entre los lavados traseros; sin embargo, se debe tener cuidado de no tomar coagulantes de sobredosis ya que pueden causar incrustaciones aguas abajo en el proceso de osmosis inversa, particularmente si el ultrafiltrado tiene fibras rotas o juntas enrolladas (Abdel-Jawad et al. 2001; Van der Hoek et al. 2000). Además, durante los ácidos de pretratamiento, generalmente se añaden ácido sulfúrico y antiscalantes para controlar la escala de sales minerales como el carbonato de calcio y el sulfato en la superficie de la membrana (Rahman 2013; Sutzkover-Gutman y Hasson 2010).

El diseño y la optimización de la etapa de pretratamiento juegan un papel crucial en la minimización de las EI de la desalinización por membrana. La elección correcta de los agentes químicos a añadir, así como la dosis, puede afectar de manera crítica los impactos de la descarga de tales productos químicos de nuevo en el medio ambiente con la corriente de salmuera. Un ejemplo típico es la elección del biocida utilizado para el control de la bioincrustación, ya que da lugar a la formación de subproductos de desinfección (DBPs), conocidos por su efecto tóxico en el medio marino y la vida acuática, de ahí su reciente sustitución por otros biocidas menos nocivos (Kim, Amy y Karanfil 2015). Esto se aplica a los antiescalante, ácidos, inhibidores de la corrosión, que pueden plantear algunas EI cuando se descarga con la salmuera.

Figura N° 2. Esquema típico de pretratamiento de agua de mar para desalinización.



Fuente: (Elsaid, Kamil, et al. 2020)

2.3. Requisitos energéticos para la desalinización por membrana

El proceso de desalinización es bien conocido por su consumo de energía intensiva; por lo tanto, el consumo de energía presenta un componente de costo operativo significativo. No obstante, la desalación, como todos los procesos de separación, requiere el aporte de energía. Por lo tanto, a medida que aumenta la dependencia mundial de fuentes de agua alternativas, es esencial minimizar el consumo de energía de la desalinización para garantizar un futuro sostenible y con seguridad hídrica (Semiat 2008). Para compensar el gran calor latente de la vaporización, los recientes esfuerzos

impulsados por la energía térmica se han orientado hacia el uso de fuentes de energía renovables, particularmente la solar. La optimización de los sistemas de desalinización solar térmica y la aplicación de calefacción a base de energía solar para la destilación por membranas se han convertido en áreas de investigación destacadas. (Patel et al. 2020)

Por ejemplo, la desalinización térmica requiere energías térmicas y eléctricas. Mientras que la desalinización por membrana solo requiere energía eléctrica (Ghalavand, Hatamipour y Rahimi 2015). Para la OI de una sola etapa, la energía específica mínima puede representarse simplemente en función de la salinidad del alimento y la recuperación del sistema de la siguiente manera (Werber, Deshmukh y Elimelech 2017):

$$SEmin(R, \pi_0) = \frac{\pi_0}{1 - R}$$

donde: R = recuperación, π_0 = presión osmótica del agua de alimentación

Los requerimientos energéticos para la desalinización por membrana difieren principalmente en las fuentes de alimentación, es decir, agua salobre o agua de mar. Los requerimientos de energía para la desalinización de agua de mar por lo general son más altos, ya que opera a presiones más altas por encima de 60 bares. En consecuencia, el consumo de energía ampliamente reportado está en el rango de 2-7 kWh/m³. Sin embargo, para la desalinización de agua salobre, es de aproximadamente 0.4-3 kWh/m³, ya que funciona a bajas presiones (Ghalavand, Hatamipour y Rahimi 2015; Semiat 2008). En la operación de OI, el consumo de energía primaria es para las bombas de alimentación para entregar la presión hidráulica requerida. Sin embargo, la mayor parte de esta energía se retiene en la salmuera de alta presión que fluye fuera de la unidad de OI. Se han desarrollado dispositivos de recuperación de energía (ERD) principalmente para desalinización de OI para recuperar partes de la energía retenida en la salmuera antes de ser descargada (Greenlee et al. 2009).

Las plantas de desalinización suelen estar integradas o cosificadas con centrales eléctricas, más comúnmente para la desalinización térmica. Por lo tanto, pueden utilizar fuentes de energía individuales para múltiples necesidades, es decir, la producción de energía y agua, que ofrece una mejor utilización de la energía. La energía renovable como fuente de energía para impulsar los procesos de desalinización, presenta otra oportunidad de desarrollo, específicamente para la desalinización por membrana (Abdelkareem et al. 2018; Caldera y Breyer 2019). Esto se debe a que requiere menos energía en comparación con la desalinización térmica. Se ha informado de trabajos recientes sobre la integración de diferentes procesos de desalinización en diversas fuentes de energía renovable, a saber, solar (fotovoltaica y térmica), eólica y geotérmica (Al-Karaghoulí y Kazmerski 2013). La evolución de las energías renovables y de los sistemas eficientes de almacenamiento de energía ha permitido una aplicación más amplia de las energías renovables para impulsar los procesos de desalinización (Haddad et al. 2020; Mahmoud et al. 2020).

Aunque las necesidades energéticas para la desalinización se adquieren directamente de la tecnosfera al proceso de desalinización, el tipo de desalinización tiene un impacto enorme en las necesidades energéticas. Esto, a su vez, tiene un efecto sustancial en la cantidad de combustible fósil que se consume para generar esa energía, así como las emisiones gaseosas, la refrigeración de procesos, el tamaño de las centrales eléctricas, el uso de la tierra, etc. asociados con esa generación de energía (Li 2011). En la labor actual se examinan las emisiones gaseosas en relación con el consumo de energía del proceso de desalinización, ya que esas emisiones tienen un impacto considerable en el medio ambiente debido a los efectos de los gases de efecto invernadero (GEI).

2.4. Impacto ambiental de los procesos de desalinización por membrana

Los IA directos de los procesos de desalinización por membrana pueden relacionarse con los siguientes componentes: 1) suministro de agua de alimentación, 2) pretratamiento de agua de alimentación, 3) proceso de desalinización, 4) descarga de salmuera y 5) requerimientos energéticos. La descarga de salmuera se considera el principal portador de IA, ya que transporta casi todos los residuos líquidos, incluidos los productos químicos utilizados para el pretratamiento, los productos de corrosión, el lavado de fondo de filtros, la salmuera de la desalinización de OI, etc. En esta sección, los diferentes IA asociados a la eliminación de salmuera, y la energía consumida durante la desalinización por membrana como principales impactos se discuten.

Impactos ambientales de la eliminación de salmuera por desalinización de membranas.

La salmuera vertida de los procesos de desalinización se considera el principal flujo de residuos, tanto cuantitativo como cualitativo. En la desalinización por membrana, la relación entre la corriente de salmuera y la corriente de agua del producto está en el rango de 1 a 2 con una recuperación del 50 al 35%, respectivamente, que es la gama común para la desalinización del OIAM (Henthorne y Boysen 2015; Qasim et al. 2019). Los IA de la salmuera en el medio marino y la vida acuática pueden atribuirse principalmente a los siguientes parámetros: salinidad, temperatura, acidez/basicidad, es decir, pH, metales pesados y sustancias químicas residuales (Liu, Sheu y Tseng 2013; Zhou, Chang y Fane 2013; Mannan et al. 2019). La mayoría de los estudios de IA están más relacionados con el estudio de las características de las salmueras en el punto de descarga y después de la mezcla inicial con agua de mar en la zona de mezcla para certificar mejor su impacto. Una visión general de las características de la salmuera y algunos IA específicos se encuentran en el trabajo de Zhou et al. (2013), Dawoud (2012), Petersen et al. (2018b) y Frank et al. (2019).

Kress (2019) ha publicado recientemente un trabajo exhaustivo sobre los impactos específicos de la desalinización del agua de mar en el medio marino y la vida acuática. El libro de N. Kress contiene una compilación de las observaciones existentes sobre los efectos notificados de la desalinización del agua de mar tanto en el medio marino como en la vida acuática de una amplia gama de fuentes de datos, como publicaciones, informes de vigilancia y evaluaciones del impacto ambiental (EIAs), y muchas otras fuentes. El trabajo considera componentes que afectan directamente al medio marino, como la entrada y salida. Sin embargo, este trabajo se centra únicamente en los impactos relacionados con el medio marino, pero no en otros IA como las emisiones gaseosas y otros impactos. Sin embargo, para discutir mejor los IA de la desalinización, es crucial considerar todos los componentes presentes en el proceso de desalinización. Por lo tanto, la presente revisión consideró puntos tan importantes. En la Tabla 1 se resumen los principales efectos físicos, químicos y biológicos en el medio marino debidos a la eliminación de salmuera de la desalinización de la OIAM.

Tabla N° 2. Efectos abióticos y bióticos de las descargas de salmuera procedentes de la desalinización del OIAM

Parámetro	Impacto
Salinidad	<p><u>Impactos físicos:</u> Cambios en la estratificación de la columna de agua a través de la formación de corrientes convectivas debido a la diferencia de densidad.</p> <p><u>Impactos químicos:</u> Aumenta la salinidad del agua en la zona de recepción y mezcla. Aumenta la salinidad de los sedimentos, debido a la mayor salinidad de la salmuera, que es negativamente boyante. Reduce la solubilidad del oxígeno, y por lo tanto el contenido de oxígeno disuelto.</p> <p><u>Impactos biológicos:</u></p>

Parámetro	Impacto
	<p>Mortalidad de organismos de agua de mar, cuando supera la tolerancia a la salinidad de los organismos.</p> <p>Cambia la estructura de la comunidad bentónica y podría introducir - especies indígenas.</p>
<p>Desinfección de subproductos DBPs</p>	<p><u>Impactos químicos:</u></p> <p>Formación de compuestos tóxicos a los organismos acuáticos.</p> <p><u>Impactos biológicos:</u></p> <p>Mortalidad de organismos de agua de mar debido a la toxicidad de DBPs.</p> <p>Cambia las tasas metabólicas y de crecimiento.</p>
<p>Aditivos químicos (antiescalantes, coagulantes, agentes floculantes, polielectrolitos..., etc.)</p>	<p><u>Impactos físicos:</u></p> <p>Aumenta la turbidez del agua con el aumento de sólidos en suspensión, lo que afecta a la profundidad de penetración de la luz.</p> <p><u>Impactos químicos:</u></p> <p>Introduce sustancias químicas extrañas en el medio marino.</p> <p>Decoloración del agua debido a las sales de hierro utilizadas como coagulantes, que afecta a la profundidad de penetración de la luz.</p> <p><u>Impactos biológicos:</u></p> <p>Mortalidad de organismos de agua de mar debido a la intolerancia a estos productos químicos.</p> <p>Cambia las tasas metabólicas y de crecimiento debido a la asimilación de tales productos químicos, y disminuye la profundidad de penetración de la luz.</p>

Parámetro	Impacto
Metales pesados (productos de corrosión...)	<p><u>Impactos físicos:</u> Aumenta la turbidez del agua debido a los óxidos metálicos, lo que afecta a la profundidad de penetración de la luz.</p> <p><u>Impactos químicos:</u> Incremento de la concentración de productos de corrosión.</p> <p><u>Impactos biológicos:</u> Mortalidad de organismos de agua de mar por intolerancia a metales pesados. Cambia las tasas metabólicas y de crecimiento debido a la asimilación y acumulación de metales pesados, y disminuye la profundidad de penetración de la luz.</p>

Fuente: (Lattemann y Höpner 2008; Dawoud 2012; Frank et al. 2019; Kress 2019; Petersen et al. 2018)

Cabe señalar que los impactos de la temperatura y el pH de la salmuera son mínimos, ya que el aumento de la temperatura es mínimo para la desalinización por membrana. Además, la temperatura de la salmuera ampliamente reportada es cercana a la temperatura del agua de alimentación, con una diferencia máxima de 2 °C, que podría ser de disipación de calor en bombas de alta presión, así como la fricción en canales de módulo de OI. En cuanto al pH, el agua de alimentación está ligeramente acidificada para evitar la descamación, y por lo general, la salmuera se neutraliza antes de la descarga, junto con la capacidad de amortiguación de agua de mar (Miller, Shemer y Semiat 2015; Lattemann y Höpner 2008; Zhou, Chang y Fane 2013). La dosis típica de ácido de 170 ppm/m³ de agua del producto (AP) se aplica generalmente para mantener un pH de aproximadamente 6,7, con la adición de aproximadamente 67 ppm/m³ de NaOH con fines de neutralización (Khawaji, Kutubkhanah y Wie 2007).

La salinidad de la corriente de salmuera se considera el principal parámetro que afecta al medio marino, ya que la salmuera tiene 1,5-2 veces la salinidad

del agua de mar que se alimenta a la planta de desalinización OIAM en 35-50% de recuperación, respectivamente, con un rango de salinidad de 65-85 g/l (Lattemann y Höpner 2008; Tarnacki et al. 2012; Zhou, Chang y Fane 2013). La salinidad plantea un posible impacto físico, químico y biológico en el medio marino, como se indica en la Tabla N° 1. Una evaluación de impacto ambiental (EIA) se realiza generalmente durante las etapas de diseño con el fin de minimizar y mitigar las EI de las plantas de desalinización (Elsaid et al., 2020b). Por lo tanto, con la selección adecuada de la ubicación de la planta, la entrada y salida de lugares, y el diseño, estos impactos se pueden reducir. Un estudio reciente de S. Miller et al. ha demostrado que para una planta de desalinización de OIAM con capacidad de 0,33 MCM/día o 127 MCM al año, la salinidad del fondo marino en el punto de descarga de la planta, 0,5, y 1 km desde el punto de descarga oscilaba entre 41,9 g/l, 40,3 g/l, y 39,2 g/l, relativa a 39,1 g/l de mar abierto a 5 km de distancia, con una tendencia similar observada para la superficie del agua de mar (Miller, Shemer y Semiat 2015).

Al igual que la acidificación, los biocidas, principalmente compuestos de cloro, suelen neutralizarse mediante la adición de compuestos de sulfito, como el bisulfito de sodio y el tiosulfato. Esto es principalmente para proteger la membrana debido a la sensibilidad de la membrana al cloro libre, que oxida los grupos funcionales de la membrana destruyendo la capa activa de la membrana. Esta neutralización da lugar a bajas cantidades de sales neutras de cloruro de sodio (Fritzmann et al. 2007; Lattemann y Höpner 2008; Zhou, Chang y Fane 2013).

Las dosis de cloro para la OIAM oscilan entre 1 y 1,4 ppm/m³, seguidas de una dosis de bisulfito de sodio para depurar el cloro libre presente antes de la membrana de la OI (Khawaji, Kutubkhanah y Wie 2007). Los subproductos de desinfección (DBPs) se forman debido a la reacción del cloro libre con materia orgánica natural presente en el agua de alimentación para formar subproductos clorados (CBPs), como trihalometanos (THMs) y ácidos haloacéticos (HAAs). El bromo, a partir del bromuro presente en el agua de

mar, puede formar subproductos bromados (BBPs), donde tanto las BBPs como las DBPs plantean cierta ecotoxicidad a la vida acuática (Chu et al. 2015; Yu et al. 2015). Sin embargo, la concentración de tales DBPs es a niveles de sub-micro a microgramos por litro, con toxicidad específica para especies sensibles, por lo tanto, minimiza sus IA (Delacroix et al. 2013; Yang et al. 2017; Du et al. 2017).

Los coagulantes, como el cloruro férrico y el sulfato de aluminio, y los floculantes como el polielectrolito, generalmente se añaden para eliminar los sólidos en suspensión y tradicionalmente se retiran del agua de mar en filtros multimedia seguidos por filtros de cartucho (Fritzmán et al. 2007; Shenvi, Isloor y Ismail 2015). Recientemente, la ultrafiltración (UF) y la nanofiltración (NF) se han utilizado ampliamente como pretratamiento para la desalinización de OI, con el fin de mejorar la calidad del agua de alimentación y reducir la incrustación de la membrana de OI (Voutchkov 2010; Ma, Zhao y Wang 2007). Se añaden dosis típicas de 1-5,2 y 0,2-1,4 ppm/m³ de cloruro férrico y polielectrolito, respectivamente, para la desalinización del SWRO (Khawaji, Kutubkhanah y Wie 2007). El antiescalante se suele añadir para controlar la descamación mediante sales escasamente solubles, tales como: carbonatos de calcio y magnesio y sulfatos de calcio, bario y estroncio. Estos mantienen la productividad de la planta y reducen el tiempo de inactividad, especialmente en una mayor recuperación (Auerbach y Carruthers 1979; Fritzmán et al. 2007; Peñate y García-Rodríguez 2012). La dosis típica de antiescalante es alrededor de 1-3 ppm/m³ y es aconsejada por un formulador de antiescalante dependiendo de la calidad del agua de alimentación y la recuperación del diseño (Fritzmán et al. 2007; Khawaji, Kutubkhanah y Wie 2007).

El proceso de desalinización es conocido por ser una actividad de uso intensivo de energía, con combustibles fósiles no renovables utilizados principalmente para la generación de energía. Como resultado, una de las preocupaciones críticas con las plantas de desalinización es su efecto potencial sobre el cambio climático, con mucho esfuerzo dado para reducir

sus impactos. Sin embargo, hay una diferencia entre la reducción de las emisiones de GEI y la reducción del uso de la energía de combustibles fósiles, ya que sólo la utilización de energía renovable puede reducir tanto las emisiones de GEI como el uso de la energía de combustibles fósiles. Debido al alto consumo de energía, la industria de la desalinización está exacerbando la contaminación atmosférica a través de las emisiones de COx, NOx y SOx, además de las partículas (PM) asociadas a la demanda de energía. La Tabla 1 proporciona rangos de emisión típicos para la desalinización de OIAM, ya que los valores exactos dependen del consumo de energía específico de la desalinización de OIAM, que es caso específico (Kim et al. 2019).

El trabajo de T. Mezher et al. proporcionó valores típicos de las emisiones de CO₂ para la desalinización del OIAM utilizando diferentes tecnologías de generación de energía con gas natural como combustible con 2,79, 2,13, 1,75 kg-CO₂/m³ de agua del producto para el ciclo de vapor, motor de combustión interna, y ciclo combinado, respectivamente (Tajik, Amidpour y Ponce-Ortega 2019). K. Tarnacki et al. calcularon que el potencial de calentamiento atmosférico del PCA en términos de CO₂ para el OIAM era de 1,77 kg-CO_{2eq}/m³. El potencial de acidificación en términos de SO₂ también se calculó en unos 25 g-SO_{2eq}/m³ (Tarnacki et al. 2012). Recientemente, F. Ameen et al. reportaron una huella de carbono de 2.3-2.5 kg-CO₂/m³ para la planta de desalinización del OIAM de 0.63 MCM/día (Ameen, Stagner y Ting 2018). M. Heishel et al. han calculado la huella de carbono de unas 20 plantas de desalinización (para la desalinización mixta OIAM + OIAS), con una capacidad total de 1,736 MCM/día, lo que equivale a 1193Kt CO_{2eq} anualmente, es decir, 1,9 kg-CO₂/m³ (Heihsel et al. 2019).

2.5. Nuevos procesos de desalinización y sistemas híbridos de desalinización

En las secciones anteriores, se discutieron a fondo las dos principales tecnologías de desalinización, los procesos de desalinización por membrana

y térmica, junto con sus respectivos IA. La investigación y desarrollo en el área de desalinización es muy activa. Esto se debe a la importancia crucial de proporcionar un suministro de agua fiable a nivel mundial, especialmente con el aumento de la tensión hídrica en todo el mundo y el alto consumo de energía de las tecnologías actuales de desalinización. La actual capacidad mundial de desalinización de 38.000 millones de metros cúbicos al año (BCM/y) consume alrededor de 75,2 TWh al año y se espera que siga aumentando hasta 54 BCM/y en 2030, es decir, el 40%, seguido de un nuevo aumento del 55% en 2050 (Shahzad et al. 2017). El actual esfuerzo se centra en: desarrollar nuevas tecnologías de desalinización, seguir desarrollando algunas de las tecnologías de desalinización subdesarrolladas y desarrollar nuevos sistemas combinando dos o más tecnologías de desalinización. Los principales objetivos de esas iniciativas son: 1) aumentar la recuperación del sistema; 2) reducir el consumo de energía; 3) reducir el costo general; 4) utilizar instalaciones compartidas; y, lo que es más importante, 5) reducir el impacto ambiental. Aunque el aumento de la recuperación y la disminución del consumo de energía reducirán los IA de alguna manera, algunos de estos cambios tendrán un efecto directo en el intento de reducir las EI de las nuevas tecnologías de desalinización emergentes o híbridas.

Recientemente se han realizado algunos trabajos para evaluar y discutir las EI de las tecnologías de desalación emergentes en relación con las tecnologías de membrana y desalación térmica existentes (Elsaid, Sayed, et al. 2020).

En esta sección, se discuten los IA potenciales de tales tecnologías de desalación, con énfasis en la reducción de los IA, en relación con las tecnologías convencionales de membrana y desalación térmica. La sección primero discute algunas de las prometedoras tecnologías de desalinización emergentes. Más tarde se discuten los sistemas de desalinización híbridos, seguidos por los IA potenciales o esperados, y la reducción respectiva en cada impacto con el empleo de sistemas de desalinización emergentes e híbridos.

2.6. Tecnologías de desalinización emergentes

Desde el año 1928, cuando las plantas de desalinización comenzaron a salir a la superficie en muchas ciudades con estrés hídrico del mundo, las tecnologías de desalinización han experimentado un gran repunte; desde la primera planta de destilación multiefecto en 1930, hasta la primera planta de destilación flash multietapa en 1957, hasta la primera planta de ósmosis inversa en 1965, las actividades de investigación han seguido creando mejores condiciones (ahorro de energía, ahorro de costes y reducción de la huella ecológica) para la producción de agua dulce, especialmente en las tecnologías de desalinización de agua a base de membranas (Serrano-Tovar et al. 2019; Shahzad, Burhan y Ng 2017).

Los progresos realizados en la desalación de agua de mar a precios asequibles han hecho que el proceso sea más atractivo como una forma alternativa de suministrar agua potable. Esto explica por qué el tamaño y el número de plantas de desalinización a nivel mundial han aumentado a un ritmo medio anual de alrededor del 6,8% desde 2010, lo que equivale a una adición media anual de alrededor de 4,6 millones de m³/día de capacidad de producción. Sólo de enero de 2019 a febrero de 2020, el número total de nuevas plantas de desalinización contratadas e instaladas en todo el mundo fue de 155, lo que proporciona una capacidad instalada adicional de 5,2 millones de m³/día (Subramani y Jacangelo 2015). Al desarrollar estos nuevos procesos de desalinización, se está estudiando a fondo la experiencia de las EI con las tecnologías actuales de desalinización, especialmente con los efectos comprobados de las tecnologías actuales, y se ha adquirido experiencia en plantas de desalinización a escala ya sea de membrana o térmica.

Uno de los principales objetivos para el desarrollo de nuevas tecnologías es reducir sus huellas de carbono e impactos ambientales en relación con las tecnologías actuales; de ahí que los impactos mencionados anteriormente se reduzcan al mínimo. Se están desarrollando muchos procesos de

desalinización nuevos y emergentes, como la desalinización solar, la ósmosis avanzada (OA), la electrodiálisis y la inversión de la electrodiálisis (ED/electrodiálisis inversa), la desionización capacitiva (CDI), la destilación por membrana (MD), la desalinización por adsorción (AD), y humidificación-deshumidificación (HDH) (Elsaid, Sayed, et al. 2020; Subramani y Jacangelo 2015). Hay algunas otras tecnologías de desalinización que están subdesarrolladas, pero todavía en sus primeras etapas. Los sistemas de desalinización bioelectrónicos, como la desalinización microbiana, se consideran un proceso de desalinización de reciente aparición, con muchos beneficios ambientales basados en la biotecnología y más ecológicos (Olabi et al. 2020; Sayed et al. 2020). Esta sección se centra en las tecnologías que se han aplicado a pequeña escala o que ya han alcanzado el nivel experimental, por lo que están listas para el desarrollo a pequeña y gran escala.

2.7. Tecnologías de desalinización híbridas

Las tecnologías híbridas exhiben el potencial para aumentar la recuperación de agua y reducir el consumo global de energía específica. La electrodiálisis inversa se emplea actualmente en plantas que utilizan agua salobre y agua de mar como fuentes de alimentación, con capacidades acumuladas de 16.320 m³ y 1892 m³/d, respectivamente (Eke et al. 2020). Las plantas de electrodiálisis inversa de agua salobre se encuentran principalmente en los Estados Unidos de América, mientras que la planta de electrodiálisis inversa de agua de mar más grande se encuentra en Singapur. El agua salobre se utiliza principalmente en las plantas de electrodiálisis inversa, y esto parece deberse a su relativamente mejor accesibilidad (como fuente de agua interior) y bajo nivel de salinidad (en comparación con el agua de mar), ya que el agua salobre requiere menos consumo de electricidad que el agua de mar en electrodiálisis inversa (Helal 2009). En general, electrodiálisis inversa parece tener más potencial para utilizar varios tipos de agua de alimentación de baja salinidad, incluyendo agua salobre y agua de río.

Sin embargo, últimamente se ha considerado más la posibilidad de combinar diferentes procesos de desalinización en un sitio, es decir, sistemas híbridos (Helal 2009). Primero, se discute la hibridación del mismo tipo de proceso, llamada hibridación homogénea.

2.8. Sistemas de desalinización emergentes e híbridos - Impactos ambientales

Los impactos ambientales de las tecnologías de desalinización presentan una gama extrema de impactos. Dado que los sistemas de desalinización emergentes e híbridos son simplemente una modificación o una combinación de las dos tecnologías de desalinización maduras. La hibridación de los procesos de desalinización es una de las tecnologías más prometedoras para superar las limitaciones actuales de las tecnologías de desalinización y maximizar las ventajas de los procesos individuales en la práctica. (Son et al. 2020)

Las mejoras necesarias en los procesos de desalinización se han centrado en la reducción de los costes, el aumento de la calidad del agua dulce, la mejora de la fiabilidad de la producción de agua dulce, la reducción de las necesidades energéticas y el aumento de la sostenibilidad, y el suministro de la energía es especialmente importante. Los combustibles fósiles son actualmente la principal fuente de energía utilizada para impulsar los sistemas de desalinización. Con el fin de reducir la dependencia del combustible fósil. (Mohammadi et al. 2019)

Aunque el interés por los sistemas de desalinización impulsados por energías renovables ha ido creciendo muy rápidamente, el número de plantas desarrolladas sigue siendo limitado y las aplicaciones son primordialmente sistemas de desarrollo. (Mohammadi et al. 2019)

Los impactos ambientales para los emergentes procesos de desalinización son muy específicos; por otro lado, para los sistemas de

desalinización híbridos, entran a ser foco de atención las tecnologías de desalinización térmica y de membrana. Esto se puede hacer dependiendo de 1) tipo de hibridación, es decir, heterogéneo o homogéneo, 2) nivel de hibridación, bi o tri-híbrido, y 3) procesos individuales de desalinización empleados en el híbrido. Estos factores tienen efectos cuantitativos y cualitativos sobre los impactos ambientales potenciales.

El objetivo final de emplear procesos de desalinización emergentes e híbridos es: obtener beneficios de inversión mediante la reducción de los costos de capital y operacionales, y beneficios operacionales mediante la reducción del consumo de energía. Se aguarda que los impactos ambientales disminuyan en asociación con los beneficios operativos. Dependiendo de la tecnología específica y del sistema híbrido en estudio, los impactos ambientales de los sistemas híbridos emergentes son propios y específicos de cada caso. Se puede hacer una generalización como sigue:

- (1) Reducción de las emisiones gaseosas debido a la reducción del consumo de energía
- (2) Reducción de la ingesta y del tamaño de las salidas debido a la mayor recuperación.
- (3) Material extraño en la salmuera descargada, por aditivos químicos reducidos y, por tanto, debido a la mejora del rendimiento del proceso y a la reducción de los requisitos de pretratamiento.

III. METODOLOGÍA

3.1. Tipo y diseño de investigación

Una revisión sistemática (RS) implica un resumen crítico y reproducible de los resultados de las publicaciones disponibles sobre un mismo tema o pregunta clínica concreta. Las RS deben estar formadas por al menos dos revisores que trabajan en paralelo y de forma ciega en la adquisición y síntesis de la evidencia (Linares-Espinós et al. 2018). El que una investigación sea sistemática implica que hay una disciplina para realizar la investigación científica y que no se dejan los hechos a la casualidad. (Hernández Sampieri & Mendoza Torres, 2018, p.34).

El enfoque cualitativo contempla el estudio de fenómenos de manera sistemática. Sin embargo, en lugar de comenzar con una teoría y luego “voltar” al mundo empírico para confirmar si esta es apoyada por los datos y resultados, el investigador comienza el proceso examinando los hechos en sí y revisado los estudios previos, ambas acciones de manera simultánea, a fin de generar una teoría que sea consistente con lo que está observando que ocurre. (Hernández Sampieri & Mendoza Torres, 2018, p. 46)

El estudio busca indagar el nivel o estado de una o más variables en una población; en este caso, en un tiempo único, referido a cómo se encuentran desarrollados esos conceptos en la actualidad. Estos se pueden representar así: Una investigación para evaluar los niveles en los que se encuentran los impactos ambientales de las tecnologías de desalinización. Entonces, se trata de una investigación Transversal descriptiva. (Hernández Sampieri & Mendoza Torres, 2018, p. 217)

3.2. Categorías, subcategorías y matriz de categorización apriorística

A continuación, se presentan las categorías, subcategorías en la matriz de categorización apriorística.

Tabla N° 3. Matriz de categorización apriorística

Objetivo General	Objetivos Específicos	Problemas Específicos	Categorías	Subcategorías
Realizar una revisión sistemática sobre el impacto ambiental de las tecnologías de desalinización	Explicar los efectos ambientales de las instalaciones comunes de desalinización: entradas y salidas.	¿Cuáles son los efectos ambientales de las instalaciones comunes de desalinización: entradas y salidas?	Instalaciones comunes de desalinización: entradas y salidas	Impacto ambiental de las entradas Efectos ambientales de las corrientes de salida
	Analizar en qué medida se mitigan los efectos ambientales de los procesos de desalinización.	¿En qué medida se mitigan los efectos ambientales de los procesos de desalinización?	Mitigación de los efectos ambientales de los procesos de desalinización	Medidas de mitigación con respecto a la tecnología de desalinización Medidas de mitigación con respecto a la entrada y salida

3.3. Escenario de estudio

En lo que se refiere al escenario de estudio del presente estudio, puesto que se trata del escenario en dónde se ha dado respuesta de la pregunta de investigación (Aguilera y Arroyo 2016), se considera una distribución que abarca múltiples espacios, teniendo en cuenta que las diferentes aplicaciones y desarrollo de tecnologías en desalinización se dieron en respuesta a diferentes problemáticas alrededor del mundo.

3.4. Participantes

En cuanto a la selección sistemática de elementos muestrales. Este procedimiento resulta útil e implica elegir dentro de una población N un número n de elementos a partir de un intervalo K , De manera que tenemos que $K =$ un intervalo de selección sistemática, $N =$ tamaño de la población (Hernández Sampieri & Mendoza Torres, 2018, p. 245). Para esta revisión se registró en primera instancia un total de 122 fuentes bibliográficas, que por los procedimientos descritos en páginas siguientes, se toman en cuenta para la revisión final un total de 98.

3.5. Técnicas e instrumentos de recolección de datos

La aplicación del análisis de contenido cualitativo respondió a la codificación abierta fue seguida por la codificación axial, finalizando con la codificación selectiva (Hernández Sampieri & Mendoza Torres, 2018, p. 329). Con el fin de estudiar cualquier tipo de comunicación de una manera objetiva y sistemática, que cualifica los mensajes o contenidos en categorías, y sean sometidos a análisis.

3.6. Procedimientos

El proceso de revisión debe estar bien desarrollado y planificado de antemano (a priori) para reducir sesgos y eliminar estudios irrelevantes o de baja calidad. El inicio de toda RS es formular correctamente la pregunta clínica a responder con el consiguiente desarrollo de un protocolo (Moreno et al. 2018). Toda RS debe cumplir los siguientes pasos:

3.6.1. PICO: pregunta clínica a contestar

Contestar a la pregunta adecuada es la parte más difícil de cualquier investigación científica. Una manera de facilitar la creación de una pregunta adecuada es seguir un protocolo estructurado. Obtener una

pregunta bien formulada es esencial, ya que proporciona una justificación para llevar a cabo la RS y además sirve de guía en muchas partes del proceso de revisión, como son la selección de los estudios, las estrategias de búsqueda y la extracción de datos. La fórmula más ampliamente utilizada es la del acrónimo PICO, cuyas siglas en inglés hacen referencia a la población en estudio (*population*), la intervención o tratamiento que se evalúa (*intervention*), la comparación de esa intervención (*comparison*) y los resultados (*outcomes*). (Linares-Espinós et al. 2018)

3.6.2. Desarrollo del protocolo (criterios de exclusión e inclusión)

Una vez decidida la pregunta clínica a contestar se debe establecer, a priori, el protocolo para resolverla. Por ello es conveniente recurrir a fuentes científicas o registros similares, para poder dejar constancia de que el protocolo se ha establecido y seguido desde el principio. Una RS es, en muchos sentidos, como cualquier otro estudio científico, en el que en lugar de pacientes con una condición clínica se incluyen estudios con determinadas características (Moreno et al. 2018). Para la presente investigación se consultaron artículos publicados en revistas indizadas a *Scopus* y *Web of Science*. En cuanto a los criterios de exclusión e inclusión, se registraron artículos cuyas palabras claves o *keywords* comprendían los conceptos incluidos en los objetivos específicos planteados al inicio del documento, se excluyeron aquellos que presentaban, a criterio del investigador, aquellos estudios con resultados redundantes.

3.7. Rigor científico

Este documento considera cuatro áreas clave respecto su rigurosidad científica, descritos por Bennett et al. (2005):

- Los orígenes de las revisiones sistemáticas.
- Los métodos sistemáticos de revisión.
- Las cuestiones derivadas de la realización de revisiones sistemáticas.
- Las implicaciones de las revisiones sistemáticas para otras formas de revisión de la literatura y para la investigación en la educación científica.

Bajo el supuesto que implica correctos criterios de rigurosidad en cuanto al origen de la información descrito por Haddaway (2020) esta revisión fijó sus fuentes de análisis en las bases de datos *PubMed*, *Embase* y *Web of Science*. Además cumplió con los criterios descritos por Bennett et al. (2005), en cuanto a los métodos sistemáticos de revisión (descritos en el siguiente apartado), las cuestiones derivadas de la realización de revisiones sistemáticas (conclusiones), las implicaciones de las revisiones sistemáticas para otras formas de revisión de la literatura y para la investigación en la educación científica (recomendaciones).

3.8. Método de análisis de información

3.8.1. Búsqueda bibliográfica

La búsqueda de bibliografía en una RS es un paso clave. Como resultado de esta obtendremos todos los potenciales estudios dentro de los cuales estarán aquellos realmente relevantes para nuestro trabajo. Es por ello por lo que debe ser completa, objetiva y reproducible; estas tres características son las que precisamente diferenciaron la presente RS de una revisión narrativa convencional. (Linares-Espinós et al. 2018)

3.8.2. Selección de estudios: cribado de resúmenes y textos completos (PRISMA)

Una vez realizada la búsqueda bibliográfica, se procedió a la revisión de la lista de resúmenes al completo independientemente, para

identificar y seleccionar aquellos estudios que cumplen los criterios definidos a priori en el protocolo. El cribado de los resúmenes se realizó usando un formulario de evaluación desarrollado previamente que se aplica a cada estudio arrojado por la búsqueda bibliográfica (Moreno et al. 2018). Este formulario contuvo los criterios de inclusión y exclusión para cada PICO o elemento definido en el protocolo de estudio. En el proceso de selección de estudios se obtuvieron referencias en ocasiones duplicadas, «literatura gris» como por ejemplo los resúmenes de congresos y publicaciones con actualizaciones de una misma serie, entre otros condicionantes.

3.8.3. Síntesis de la evidencia

La síntesis de la evidencia es la combinación de una forma resumida y comprensible de los resultados obtenidos en la RS. Este resumen se puede hacer de una forma cuantitativa con apoyo estadístico, o bien de forma cualitativa, como en el presente estudio. Una vez se seleccionaron aquellos estudios que conformarán el sustrato de la RS, fue necesaria una recogida precisa, minuciosa y sistematizada de toda la información presentada en cada artículo publicado. La utilización de modernos soportes informatizados y software como de manejo de datos *Mendeley* facilitaron esta misión. (Linares-Espinós et al. 2018)

3.9. Aspectos éticos

Con el fin de exponer el interés por indagar la realidad en forma sistemática proponiendo soluciones a las problemáticas ambientales respecto a qué tanto se conoce sobre el impacto ambiental de las tecnologías de desalinización. Pretende pues ser esta investigación una guía importante y un instrumento valioso para concretar los objetivos de la investigación formativa. Siendo así, se destaca lo siguiente sobre esta investigación:

- A.** Respeto a la autoría de las fuentes de información. Esto se logra citando apropiadamente con estilos internacionales. Se sugiere el estilo APA.
- B.** Cumplimiento de los principios éticos del colegio profesional al que pertenecerán los autores
- C.** Cumplimiento de los aspectos relevantes del código de ética de la investigación de la universidad o de la institución que autoriza la investigación.

IV. RESULTADOS Y DISCUSIONES

4.1. Efectos ambientales de las instalaciones comunes de desalinización: entradas y salidas

Además de los costes de energía y mantenimiento, otra preocupación común de las plantas de desalinización es la gestión y eliminación de sus principales residuos, la salmuera. La cantidad y la calidad de la salmuera dependen de la calidad del agua de alimentación, los procesos de pretratamiento, el tipo de proceso de desalinización empleado y el porcentaje de recuperación de agua (Xu et al. 2013). El método más común de eliminación de salmuera en todo el mundo es descargarla directamente en el agua ambiente a través de puntos de inyección (Darre y Toor 2018).

La elección de la tecnología de desalinización podría tener un efecto sobre el tamaño y el tipo de esas instalaciones, es decir, la entrada y la salida. La mayoría de las experiencias con la construcción de tomas de plantas de desalinización se basan en las utilizadas para instalaciones de refrigeración de agua de mar que están asociadas con centrales eléctricas, y ya a su nivel de desarrollo tecnológico (WateReuse Association, 2011a).

En general, las entradas pueden dividirse en:

- 1) entradas de mar abierto, que incluyen las entradas de superficie abierta y las entradas sumergidas ubicadas por encima del fondo marino.
- 2) tomas subterráneas, estos incluyen pozos y galerías de infiltración. Las tomas subterráneas o *outfalls* también se pueden dividir generalmente en dos tipos principales: A) *outfall* abierto, y B) *outfall* sumergido (Kress 2019).

Hay que tener en cuenta muchos factores al seleccionar el tipo de entrada y salida y sus costos asociados. Estos factores incluyen la naturaleza hidrogeomorfológica local del sitio de la planta, el tamaño de la planta, la tecnología de desalinización y otras consideraciones ambientales (Missimer y Maliva 2018).

La selección adecuada, la construcción y el funcionamiento de las tomas tienen un impacto crucial en el procesamiento posterior del agua de mar, es decir, el pretratamiento. Esto significa que también tienen un impacto crucial en la eficiencia del propio proceso de desalinización. Las entradas y salidas tienen un impacto crucial en el medio ambiente, ya que entran en contacto directo con el medio marino al introducir una nueva estructura en el medio marino local en los puntos de entrada y salida. Por ello, se ha considerado cuidadosamente la posibilidad de reducir al mínimo esos efectos. En las secciones siguientes, se discuten los IA de las estructuras de entradas y salidas.

4.1.1. Impacto ambiental de las entradas

Las tomas de agua al aire libre son muy comunes para las plantas de desalinización a gran escala y las centrales eléctricas y pueden ser tomas superficiales o sumergidas. Las tomas de superficie incluyen canales de dragado desde la zona de superficie o áreas de reposo protegidas, como bahías o lagunas dirigidas a la estación de bombeo. Por lo general, están equipadas con pantallas de barras gruesas, seguidas de pantallas de malla de alambre (Kress 2019). Las tomas abiertas sumergidas están equipadas con un elevador vertical y un cabezal de admisión situado en alta mar a 2-6 m por encima del fondo marino. También están equipados con un sistema de cribado, similar al de una toma de superficie (Missimer y Maliva 2018). Proteger las instalaciones de la planta y minimizar el arrastre de grandes criaturas marianas a la planta, reduciendo así los impactos ambientales, es propio de los sistemas de cribado usados para los sistemas de aguas abiertas (WateReuse Association, 2011a).

Las tomas subterráneas son estructuras de tuberías situadas debajo de sedimentos costeros de playa o sedimentos marinos del fondo marino. Condiciones como alta tasa de recarga, gran área, espesor

de la zona de recolección, alta permeabilidad y porosidad, continuidad hidráulica, son favorecidas por las ingestas subterráneas.

Las principales ventajas de la ingesta subterránea son la mejora de la calidad del agua de alimentación, menos requisitos de pretratamiento y, por tanto, menos uso químico y menos IA. Mayores costos de construcción y mantenimiento son de las mayores desventajas incluidas (Dehwah y Missimer 2016). Al colocarse debajo del fondo marino, al no haber interacción directa con el medio marino, las ingestas subterráneas sugieren menos impactos ambientales. Los pozos de admisión pueden ser individuales/múltiples, verticales/horizontales/inclinados, y direccionales/radiales, y utilizarse para plantas de desalinización de OI de pequeña a mediana escala (Kress 2019).

Recientemente, se han desarrollado galerías de infiltración, con el potencial de proporcionar agua de alimentación para plantas de desalinización de OIAM de mediana a gran escala, como se utiliza actualmente para plantas de OIAM de pequeña escala. Las galerías de infiltración son poco profundas, con grandes superficies, lo que significa que tienen una mayor capacidad de recolección. Las galerías suelen estar equipadas con capas de arena porosa, grava y pantallas, así como telas geotextiles (Dehwah y Missimer 2017). Aunque los muchos beneficios asociados con las galerías de infiltración, una de las principales IA es la enorme área necesaria para la construcción de estas galerías.

Se ha informado de que el consumo específico de energía (SEC) de la ósmosis inversa marina produce $2,5-4,0\text{kWh/m}^3$, que es significativamente superior a su energía específica mínima. La SEC de una planta de OIAM a escala real es aún mayor, aproximadamente $3,5-4,5\text{kWh/m}^3$, incluidos los procesos de pretratamiento y postratamiento (Kim et al. 2019). Debido a la necesidad inherente de

alta energía para la desalinización de OIAM, el agua de mar no se utiliza comúnmente sobre las aguas superficiales tradicionales.

Sin embargo, el alto consumo de energía es un problema inevitable asociado con las plantas de desalinización cuando se utiliza la tecnología OIAM. Este medio de transporte es más amplio que el combustible fósil y las fuentes de energía que se utilizarían para la producción de agua, lo que impone un impacto negativo en el medio ambiente [11]. Además, este elevado requerimiento energético puede amplificar la generación de gases de invernadero (por ejemplo, dióxido de carbono; CO₂) que contribuyen al cambio climático (WaterReuse Association, 2011a). El inventario del ciclo de vida de las ingestas abiertas vs. de pozos, se aprecia como comparación resumida en la Tabla 2 (Shahabi, McHugh y Ho 2015).

La naturaleza del entorno local en el lugar de ingesta, la capacidad de ingesta, el tipo de ingesta y la estructura son características del sitio que se asocian a los impactos ambientales. Los impactos ambientales de los sistemas de admisión abiertos y subterráneos se aprecian de forma general en la Tabla 2.

4.1.2. Efectos ambientales de las corrientes de salida

La salmuera producida a partir de plantas de desalinización de agua de mar se suele descargar al mar a través de los desagües. Los desagües (Kress 2019), de forma similar que las entradas pueden seccionarse en: 1) sistemas sumergidos ubicados mar adentro, y 2) sistemas abiertos en la costa o cerca de ella.

Tabla N° 4. Comparación del ciclo de vida de la ingesta de pozos abiertos vs. por 1 m³ de agua desalada

Tipo de entrada	Entrada abierta	Entrada de pozo de playa
Agua de alimentación, m ³	2.27	2.02
Consumo de energía para bombeo, kWh	0.05	0.16
Pretratamiento posterior requerido (energía necesaria, kWh)	Filtro de disco DF, filtro de cartucho CF, ultrafiltración UF (0.28)	Filtro de cartucho CF (0,02)
Productos químicos del pretratamiento, g	3.57 hipoclorito de sodio 0.07 metabisulfito de sodio 0.69 ácido sulfúrico 0.28 ácido cítrico Trazas de otras sustancias químicas	Inhibidor de la escala de 2 g
Productos químicos de limpieza de membrana OI en el lugar CIP, g	0,65 ácido cítrico 2,72 detergente 0,4 sosa cáustica 9,86 biocida	0,15 ácido cítrico 1,53 detergente 0,15 sosa cáustica

Fuente: (Shahabi, McHugh y Ho 2015)

El sistema de salida debe diseñarse de manera óptima para maximizar la dilución y dispersión de la salmuera que se descarga en el mar, con el fin de minimizar sus IA en el entorno marino local (Jones y Missimer 2015). La salinidad y la temperatura de la salmuera que se descarga son dos de los principales criterios de diseño de sistemas de salida, que difieren según la tecnología de desalinización que se emplea.

Como se discutió anteriormente, la salmuera de la desalinización del OIAM tendrá una temperatura ambiente, pero casi el doble de la salinidad del agua de mar abierto. La salmuera será más elevada en un 20 – 50 % cuando las plantas de desalinización térmicas eleven su temperatura entre 5 – 15 % arriba de la temperatura ambiente (Lattemann y Höpner 2008; Tarnacki et al. 2012).

Tanto la temperatura como la salinidad afectan la densidad, es decir, las propiedades de flotabilidad de la corriente de salmuera en direcciones contradictorias. Por lo tanto, se debe considerar el cuidadoso diseño de las salidas de plantas de desalinización específicas (Clark et al. 2018; Kress 2019).

Los sistemas abiertos son generalmente más fáciles de construir y tienen menores costos de construcción, operación y mantenimiento. Además, las salidas abiertas pueden utilizarse juntamente con las centrales eléctricas y las plantas de tratamiento de aguas residuales cercanas, que ayudan a reducir los IA mediante la equalización y neutralización de los arroyos, para unificar la temperatura y la salinidad. Los sistemas de salida sumergidos, así como los de entrada sumergidos son costosos de construir, operar y mantener, con estructuras complejas (Kress 2019; Missimer y Maliva 2018). En las anteriores sesiones se observó que los impactos ambientales de los sistemas de salida para eliminación de salmuera dependen de la tecnología de desalinización respectiva. Otros IA asociados a las salidas debidas a la estructura de salidas son similares a las de las entradas, y puede resumirse como sigue (Kress 2019):

- Proporcionar soporte duro que induce la formación de *biofilm*, asentamiento de organismos sésiles.
- Cambiar la batimetría natural del fondo marino.
- Cambios en los patrones de circulación del agua
- Cambios en el hábitat local.
- Cambios en los patrones de transporte de sedimentos.

Tabla N° 5. Posibles efectos ambientales de los sistemas de admisión

Tipo de admisión	Impactos
Abierto	<ul style="list-style-type: none"> • Arrastre: Paso de organismos pequeños (más pequeños que el tamaño de pantalla más fino), con capacidades de natación limitadas o inexistentes, por el flujo de agua de alimentación en la planta quitándola de su entorno marino natural (Ejemplos: bacterias, propágulos de algas, fitoplancton, huevos, larvas..., etc). • Afectación: Fijación de organismos (tamaño de pantalla más grande que grueso) contra las pantallas de admisión por alta velocidad de flujo de agua de alimentación y fuerzas hidráulicas asociadas. Estos organismos pueden ser muertos, heridos o debilitados. Esto da lugar a la pérdida de abundancia y diversidad de organismos en el medio marino local del punto de ingesta. • Atrapamiento: Captura de organismos de tamaño intermedio (no pequeños para ser atrapados, ni grandes para ser afectados) en la zona de admisión, sin capacidad de escapar de vuelta al mar abierto, por lo que se convierten en residentes del sistema de admisión, cambiando así la diversidad del entorno marino local. • Eliminar los productos de limpieza de pantallas puede resultar en la mortalidad de organismos sésiles y otros, impactos estéticos y descomposición bacteriana. • Cambiar los patrones de circulación del agua. • Proporcionar soporte duro que induce la formación de biofilm, asentamiento de organismos sésiles. • Atraer organismos móviles y de natación libre al entorno local. • Cambiar la batimetría natural del fondo marino.

Tipo de admisión	Impactos
Subsuperficial	<ul style="list-style-type: none"> • Cambio en la dirección del flujo de aguas subterráneas. • Intrusión de agua marina en aguas subterráneas. • Intrusión de agua dulce en el acuífero costero. • Aumentar la salinidad del suelo. • Cambiar el patrón de transporte de sedimentos. • Cambiar la batimetría natural del fondo marino.

Fuente: (Kress 2019; Missimer y Maliva 2018; Shahabi, McHugh y Ho 2015; WateReuse Association 2011)

4.2. Mitigación de los efectos ambientales de los procesos de desalinización

Se presentará un impacto al ecosistema circundante independientemente del proceso empleado o tecnología de desalinización. Asegurar el suministro de agua para aplicaciones domésticas, industriales y agrícolas, zona algunos de los impactos positivos, además de impactos positivos económicos y sociales. En otra línea, en razón a los impactos negativos, se debe procurar su mitigación o eliminación adecuada según el caso. Estas consideraciones deben partir previamente a la toma de decisiones, y por supuesto antes de las etapas de diseño, construcción y operación. A continuación, se puntualiza sobre los diferentes enfoques para menguar o reprimir los diferentes impactos ambientales propios de la desalinización.

4.2.1. Medidas de mitigación con respecto a la tecnología de desalinización

Las mejoras en las tecnologías actuales de desalinización y los avances en las nuevas tecnologías de desalinización, así como en la hibridación de los sistemas de desalinización, desempeñan un papel importante en la mitigación de los IA de las tecnologías de desalinización.

Es posible agrupar los resultados finales de estas mejoras a ser desarrolladas: 1) menor costo global, 2) uso de instalaciones compartidas, 3) mayor recuperación, 4) menor consumo de energía, y 5) reducción de los impactos ambientales. Las mejoras y los avances en las tecnologías de desalinización guardan relación directa con la reducción de los IA. Los IA como resultado del aumento de la recuperación y el uso de los servicios comunes pueden resumirse como sigue:

- Disminución de los caudales volumétricos de agua de alimentación y salmuera.
- Disminución de la ingesta y de los tamaños de salida.
- Disminución del tamaño de la planta de desalinización y de la huella del sitio.
- Disminución de los requerimientos químicos para pretratamiento y operación.
- Dilución y enfriamiento de salmuera cuando se mezcla con la descarga de agua de refrigeración de las centrales eléctricas ubicadas conjuntamente.
- Eliminación de agua de alimentación fresca adicional, ingesta, pretratamiento y salida cuando se utiliza la descarga de agua de refrigeración de la planta de energía co-localizada como alimentación a la planta de desalinización.

La desalinización de la OIAM suele tener una relación de recuperación más alta que la de los procesos de desalinización térmica, que oscila entre el 50 y el 55% y el 30 y el 40%, respectivamente. Esto deja entre el 50 y el 70% de la corriente de alimentación descargada como salmuera, lo que impone diferentes impactos operativos y ambientales (Lattemann y Höpner 2008). Se han introducido muchas mejoras en los procesos de desalinización del agua de mar.

Por otro lado, el aumento significativo de la demanda de energía limita la recuperación por encima del 55 %, afectando a su vez a los costes. Como el nivel operacional óptimo está ahora limitando a ambos, se precisa eliminar la salmuera del fondo del mar (Morillo et al. 2014). Los diferentes métodos para el manejo de la salmuera son discutidos por A. Giwa et al. quien incluye la minimización y usos beneficiosos para obtener productos de sal.

Sin embargo, el informe también hizo hincapié en el aumento de la demanda de energía necesaria para acercarse a una descarga líquida cercana a cero ZLD (Descarga de líquido cero por sus siglas en inglés) (Muhammad Yaqub y Lee 2019). Esto se debe a que se emplea principalmente en técnicas térmicas de uso intensivo de energía, lo que significa que se debe realizar un análisis detallado para evaluar los beneficios obtenidos en comparación con los costos gastados (Giwa et al. 2017).

En el caso de la desalación de aguas subterráneas salobres, la situación varía puesto que, la recuperación puede alcanzar hasta un 85 % en contraste a la menor salinidad de las aguas de alimentación y el predominio de la desalación OIAS (Jones et al. 2019). Sin embargo, los IA asociadas con la eliminación de la salmuera son difíciles, ya que la mayoría de estas plantas de desalinización de OIAS son para aguas subterráneas, y por lo general ubicadas en el interior lejos de las masas de agua (Afrasiabi y Shahbazali 2011).

Los mayores esfuerzos de investigación responden a la mayor recuperación ofrecida por la tecnología OIAS que, a su vez, resultó en el desarrollo de tecnologías cercanas a ZLD alcanzando el 99 % en muchos casos. Estos tuvieron un consumo de energía mucho menor en comparación con el DAM, debido al empleo de algunos tratamientos químicos intermedios para minimizar el flujo final de salmuera a tratar térmicamente (Gabelich, Xu y Cohen 2010; Kang et al. 2017; Semblante et al. 2018).

4.2.2. Medidas de mitigación con respecto al consumo de energía

Debido a su relación con las emisiones de gases de efecto invernadero y elevados costos, la desalinización como proceso, por su consumo de energía, se considera como uno de los principales impactos ambientales. Por lo tanto, su reducción está recibiendo enormes esfuerzos. La utilización de energía renovable para la desalinización no sólo da lugar a la reducción al mínimo de esos GEI, sino que tiene el potencial de eliminarlos por completo. El trabajo de R. Raluy et al. ha demostrado los efectos de utilizar diferentes mezclas de energía de la red, que tienen diferentes dependencias de diversas fuentes de energía, como se muestra en la Fig. 3. Los resultados han demostrado que MSF, Las tecnologías MED y OI con calor residual utilizadas para las tecnologías de desalinización térmica de las MSF y MED (que se muestran anteriormente en el cuadro 3), las emisiones de CO₂, NO_x y SO_x y partículas fueron mucho menores en los países con menos dependencia de los combustibles fósiles, como se muestra en la Tabla 5 (Raluy, Serra y Uche 2005)

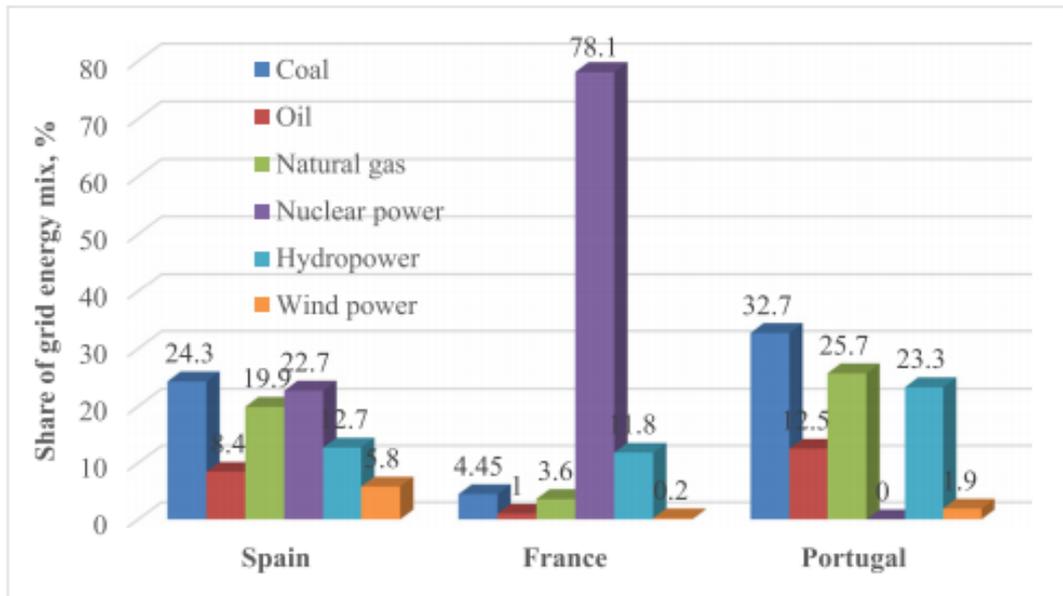
Del mismo modo, el trabajo de K. Tarnacki et al. se centró en comparar diferentes parámetros ambientales, como el potencial de calentamiento atmosférico PCA en kg-CO₂-eq, el potencial de acidificación PA en g-SO₂-eq, el potencial de eutrofización PE en g-PO₄-eq, el potencial de ecotoxicidad EP en kg 1,4 DCB-eq, potencial de oxidación fotoquímica PHO como g O₃ formado, y agotamiento del ozono estratosférico 40a PCA como µg CFC-11-eq para algunos países europeos para desalinización de la OIAM a un consumo de energía de 3 kWh. Estos países incluyen España, Francia y Portugal, que tienen mezclas de red de energía muy diferentes, como se muestra en la Fig. 4. Se compararon utilizando fuentes de energía renovables puras, como la fotovoltaica y la energía eólica. Por como se muestra en la Fig. 4, los valores de los diferentes parámetros ambientales dependen en gran medida de que la composición de la

combinación de fuentes de energía de la red sea más elevada en el caso de los combustibles fósiles, como el carbón, el petróleo y el gas, como en el caso de Portugal y España. Por el contrario, se encontró que eran menos para los combustibles fósiles independientes, como la energía hidroeléctrica y la energía nuclear. Se encontró que eran mínimas o relativamente nulas para las fuentes de energía renovable (Tarnacki et al. 2012). En consecuencia, es evidente que la utilización de energías renovables puede mitigar considerablemente una de las IA más graves de las tecnologías de desalinización, es decir, diferentes GEI y emisiones en el aire, mitigando así sus efectos negativos y mejorando la calidad del aire.

La intensa labor de investigación se ha centrado en la incorporación de sistemas de extracción de energía renovable, como la energía solar, tanto en forma eléctrica, es decir, fotovoltaica, como térmica como concentrador solar CS, energía eólica, geotérmica, y otros (Alkaisi, Mossad y Sharifian-Barforoush 2017; Ghaffour et al. 2014). La energía solar se ha investigado en gran medida utilizando sus dos formas de energía, para impulsar diferentes procesos de desalinización (Al-Karaghoulí et al., 2009; Rezk et al., 2019a).

Considerando a las pequeñas comunidades en lugares remotos, además de que la mayoría de las fuentes de energía renovable aplicadas hasta ahora siguen estando a nivel de pequeña escala por debajo de los 100 m³/día, hace que sean solo adecuadas para estos casos (Abdelkareem et al. 2018). Recientemente, se ha aplicado a la desalinización la pila de combustible como un dispositivo de energía emergente puesto que está siendo ampliamente desarrollado para la aplicación de suministro de energía, ya sea para el suministro de energía o como sistema de desalinización (Rezk, Sayed, et al., 2019b; Saeed et al., 2015).

Figura N° 3. Matriz energética para determinados países europeos



Fuente: (Tarnacki et al. 2012)

Tabla N° 6. Emisiones de GEI con una matriz energética diferente (basis 1 m³ de agua desalinizada)

País	Tecnología	CO ₂ , kg	NO _x , g	SO _x , g	Dust, g
España	MSF-WH ^a	2.37	5.32	16.87	3.08
	MED-WH ^a	1.31	2.93	17.14	1.54
	OIAM	2.18	4.88	12.73	3.10
Francia	MSF-WH ^a	0.71	1.69	7.92	0.63
	MED-WH ^a	0.48	1.21	12.68	0.31
	OIAM	0.51	1.28	3.71	0.65
Portugal	MSF-WH ^a	3.27	7.76	27.52	3.21
	MED-WH ^a	1.76	4.16	22.70	1.61
	OIAM	3.08	7.32	23.81	3.26

WH = calor residual utilizado para el suministro de energía térmica

Fuente: (Raluy, Serra y Uche 2005)

4.2.3. Medidas de mitigación con respecto a la entrada y salida

Los sistemas de admisión y salida tienen contacto directo con el medio marino. La adopción de medidas eficaces para garantizar minimizar o eliminar los impactos ambientales en el medio marino y la vida acuática local es imprescindible. En ese sentido, los estudios de impacto ambiental en una planta de desalinización deben procurar reducir al mínimo esos impactos. Deben considerarse medidas de mitigación tanto para las plantas nuevas como para las existentes, ya que las estructuras de entrada y salida pueden cambiar mientras la planta sigue funcionando, sin afectar su funcionamiento.

Los principales IA asociados a los sistemas de admisión abierta se resumen en la Tabla 5, incluyendo el atrapamiento, la Energía, Instalaciones y Medio Ambiente y el atrapamiento, además de otros. Los principales IA de los sistemas de admisión subterráneos, como se ha señalado anteriormente, son sus efectos sobre las comunidades bentónicas y el acuífero local. El IA principal asociado a la salida es la salmuera que se elimina en términos de salinidad y temperatura. Con respecto a las estructuras de salida, se debe considerar una mitigación similar a la de la ingesta. Sin embargo, se debe prestar mayor atención a la selección de la ubicación adecuada y al diseño de las salidas, para garantizar el nivel más alto de dilución y mezcla de la corriente de salmuera con la masa de agua. Los impactos pueden mitigarse, dado que se consideran las siguientes medidas (Kress 2019):

- Localizar la entrada/salida en aguas más profundas y áreas menos biológicamente productivas.
- Añadir barreras físicas para evitar que los organismos lleguen al área de entrada/salida.
- Añadir sistemas de derivación para permitir el retorno de los organismos afectados desde el área de ingesta.

- Reducir la velocidad del flujo de agua de alimentación, con 0,15 m/s recomendada para permitir que los peces eviten el impacto.
- Agregar barreras conductuales tales como topes de velocidad horizontales que resultan en menos incidencia con relación a los verticales, instalando dispositivos de sonido y de luz para mantener a los organismos alejados.
- Optimizar el tamaño de malla de la pantalla para minimizar los impactos ambientales.
- Instalar entrada/salida en un área hidrológica activa, es decir, de alta onda y corrientes.
- Evitar el sobretrazado y la retirada de agua dulce del sistema del subsuelo.
- Diseño y colocación apropiados de los pozos de entrada/salida.
- Reducir la huella de admisión.
- Uso de material resistente a la corrosión/erosión de alta calidad.
- Plan de mantenimiento adecuado.

V. CONCLUSIONES

En el contexto de la creciente escasez mundial de agua, el agua desalinizada se está convirtiendo cada vez más en una opción viable para reducir la brecha entre la demanda y el suministro de agua, en particular para atender las necesidades domésticas y municipales.

El agua desalada puede ampliar sustancialmente el volumen de suministros de agua de alta calidad disponibles para uso humano. Desde esta perspectiva, la desalinización del agua es un proceso inevitable necesario para abordar esta situación de escasez de agua potable y asegurar su necesidad en el presente y el futuro.

Debido a esto, los suministros sostenidos de agua y energía se han convertido en los motores de muchas naciones, tanto en desarrollo como desarrolladas. Sin embargo, la desalinización del agua, independientemente de la tecnología de desalinización, posee importantes influencias que afectan negativamente al medio ambiente, y necesita investigaciones más a fondo.

Debido principalmente a los costos económicos relativamente altos, la desalinización se concentra actualmente en los países desarrollados y de altos ingresos. Es necesario que las tecnologías de desalinización sean más asequibles y que se extiendan a los países de bajos ingresos y de ingresos medianos bajos, aumentando la viabilidad de la desalinización para abordarla en zonas que anteriormente se habían visto limitadas por los altos costos económicos.

Para ello, es probable que sea necesario perfeccionar la tecnología para reducir los impactos ambientales y los costos ecológicos, junto con mecanismos financieros innovadores para apoyar la sostenibilidad de los planes de desalinización. El modelo de expansión y la economía de las instalaciones de desalinización en los últimos decenios sugieren una

perspectiva positiva y prometedora para la expansión de las instalaciones de desalinización en todo el mundo.

Varias preocupaciones ambientales cruciales se han identificado con las plantas de desalinización. Estos pueden clasificarse en los grupos principales:

1. Eliminación de salmuera de mayor salinidad y/o temperatura en masas de agua,
2. requerimientos energéticos y emisiones de GEI asociadas,
3. extracción de agua de alimentación, y
4. ingesta, salida y construcción de plantas.

La intensidad de estas implicaciones e impactos ambientales depende, en su naturaleza y magnitud, de la tecnología de desalinización, el tipo de alimentación, el tamaño de la planta, la fuente de energía y el medio ambiente local.

VI. RECOMENDACIONES

Se ha completado una revisión exhaustiva de los diferentes impactos ambientales asociados a los diferentes procesos de desalinización, con una discusión exhaustiva de cada una de ellas siguiendo un enfoque de ingesta a salida. Esto quiere decir, el flujo de agua desde la toma de la planta de desalinización a través del pretratamiento, seguido por el proceso de desalinización, y finalmente al flujo de salida en el punto de descarga.

A través de recomendaciones para mitigar y reducir los impactos ambientales, este estudio los recopiló y resumió en diferentes etapas. Convenientemente, una evaluación de impacto ambiental exhaustiva EIA debe considerarse como una primera medida para la reducción de los IA de desalinización, ya que ayuda en la selección adecuada de la tecnología, sitio, tamaño de la planta, y otras métricas de proceso. En esa misma línea, los estudios de impacto ambiental tienen el potencial de contribuir a identificar los impactos ambientales específicos y proporcionar recomendaciones efectivas para mitigar y menguar tales impactos.

La minimización efectiva de los impactos ambientales asociados va de la mano con el desarrollo de nuevas tecnologías y avances emergentes en cuanto a los procesos de desalinización. Por lo tanto, se debe considerar una selección cuidadosa de la tecnología y la optimización del proceso.

Se pudo precisar que los diferentes impactos ambientales son específicos para cada caso respecto a la tecnología de desalinización abordada, y una forma de analizarlos, es sobre el contexto del rendimiento de la planta. Se evaluó la relación entre centrales eléctricas y sus enormes beneficios hacia las plantas de desalinización en la contribución a reducir sus impactos ambientales mediante la utilización de calor residual, agua de refrigeración e instalaciones comunes de admisión y salida.

Sin embargo, es necesario evaluar cuantitativamente esta situación, con el apoyo de los indicadores cualitativos positivos. Las nuevas tecnologías de

desalinización y la utilización de energías renovables también deben seguir desarrollándose, ya que ofrecen una reducción sustancial de los IA, lo que contribuye a desarrollar un proceso de desalinización más ecológico. Finalmente, dada la importancia de la desalinización para la vida humana, junto con los muchos beneficios que proporciona, se debe considerar cuidadosamente la mitigación de los IA relacionados y maximizar su valor para la comunidad.

VII. REFERENCIAS

- ABDEL-JAWAD, M., EL-SAYED, E.E.F., EBRAHIM, S., AL-SAFFAR, A., SAFAR, M., TABTABAEI, M. y AL-NUWAIBIT, G., 2001. Fifteen years of R&D program in seawater desalination at KISR Part II. RO system performance. *Desalination* [en línea], vol. 135, no. 1-3, pp. 155-167. ISSN 00119164. DOI 10.1016/S0011-9164(01)00147-3. Disponible en: [https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(01\)00147-3](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(01)00147-3).
- ABDELKAREEM, M.A., EL HAJ ASSAD, M., SAYED, E.T. y SOUDAN, B., 2018. Recent progress in the use of renewable energy sources to power water desalination plants. *Desalination* [en línea], vol. 435, no. November, pp. 97-113. ISSN 00119164. DOI 10.1016/j.desal.2017.11.018. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2017.11.018>.
- ABDUL AZIS, P.K., AL-TISAN, I., AL-DAILI, M., GREEN, T.N., DALVI, A.G.I. y JAVEED, M.A., 2000. Effects of environment on source water for desalination plants on the eastern coast of Saudi Arabia. *Desalination* [en línea], vol. 132, no. 1-3, pp. 29-40. ISSN 00119164. DOI 10.1016/S0011-9164(00)00132-6. Disponible en: [https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(00\)00132-6](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(00)00132-6).
- AFRASIABI, N. y SHAHBAZALI, E., 2011. Ro brine treatment and disposal methods. *Desalination and Water Treatment* [en línea], vol. 35, no. 1-3, pp. 39-53. ISSN 19443986. DOI 10.5004/dwt.2011.3128. Disponible en: <https://doi.org/10.5004/dwt.2011.3128>.
- AGUILERA, R. y ARROYO, P., 2016. ¿Revisión Sistemática?, ¿Metaanálisis? O ¿Resumen de Revisiones Sistemáticas? *Nutrición Hospitalaria* [en línea], vol. 33, no. 2, pp. 503-504. Disponible en: <https://dx.doi.org/10.20960/nh.528>.
- AL-KARAGHOULI, A. y KAZMERSKI, L.L., 2013. Energy consumption and water production cost of conventional and renewable-energy-powered desalination processes. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* [en línea], vol. 24, pp. 343-356. ISSN 13640321. DOI 10.1016/j.rser.2012.12.064. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2012.12.064>.

- AL-KARAGHOULI, A., RENNE, D. y KAZMERSKI, L.L., 2009. Solar and wind opportunities for water desalination in the Arab regions. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* [en línea], vol. 13, no. 9, pp. 2397-2407. ISSN 13640321. DOI 10.1016/j.rser.2008.05.007. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2008.05.007>.
- ALKAISI, A., MOSSAD, R. y SHARIFIAN-BARFOROUSH, A., 2017. A Review of the Water Desalination Systems Integrated with Renewable Energy. *Energy Procedia* [en línea], vol. 110, no. December 2016, pp. 268-274. ISSN 18766102. DOI 10.1016/j.egypro.2017.03.138. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1016/j.egypro.2017.03.138>.
- ALSHAHRI, A.H., FORTUNATO, L., GHAF FOUR, N.E. y LEIKNES, T.O., 2019. Advanced coagulation using in-situ generated liquid ferrate, Fe (VI), for enhanced pretreatment in seawater RO desalination during algal blooms. *Science of the Total Environment* [en línea], vol. 685, pp. 1193-1200. ISSN 18791026. DOI 10.1016/j.scitotenv.2019.06.286. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.286>.
- AMEEN, F., STAGNER, J.A. y TING, D.S.K., 2018. The carbon footprint and environmental impact assessment of desalination. *International Journal of Environmental Studies* [en línea], vol. 75, no. 1, pp. 45-58. ISSN 10290400. DOI 10.1080/00207233.2017.1389567. Disponible en: <http://doi.org/10.1080/00207233.2017.1389567>.
- AMY, G., GHAF FOUR, N., LI, Z., FRANCIS, L., LINARES, R.V., MISSIMER, T. y LATTEMANN, S., 2017. Membrane-based seawater desalination: Present and future prospects. *Desalination* [en línea], vol. 401, pp. 16-21. ISSN 00119164. DOI 10.1016/j.desal.2016.10.002. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2016.10.002>.
- ANG, W.L., MOHAMMAD, A.W., JOHNSON, D. y HILAL, N., 2020. Unlocking the application potential of forward osmosis through integrated/hybrid process. *Science of the Total Environment* [en línea], vol. 706, pp. 136047. ISSN 18791026. DOI 10.1016/j.scitotenv.2019.136047. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136047>.

- AUERBACH, M.H. y CARRUTHERS, M.S., 1979. LABORATORY APPLICATIONS TESTING OF DESALINATION ANTISCALANTS. *Pfizer Central Research* [en línea], vol. 31, pp. 279-288. DOI 10.1016/S0011-9164(00)88528-8. Disponible en: [https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(00\)88528-8](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(00)88528-8).
- BENNETT, J., LUBBEN, F., HOGARTH, S. y CAMPBELL, B., 2005. Systematic reviews of research in science education: Rigour or rigidity? *International Journal of Science Education* [en línea], vol. 27, no. 3, pp. 387-406. ISSN 09500693. DOI 10.1080/0950069042000323719. Disponible en: <https://doi.org/10.1080/0950069042000323719>.
- BHOJWANI, S., TOPOLSKI, K., MUKHERJEE, R., SENGUPTA, D. y EL-HALWAGI, M.M., 2019. Technology review and data analysis for cost assessment of water treatment systems. *Science of the Total Environment* [en línea], vol. 651, pp. 2749-2761. ISSN 18791026. DOI 10.1016/j.scitotenv.2018.09.363. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.363>.
- CALDERA, U. y BREYER, C., 2019. Assessing the potential for renewable energy powered desalination for the global irrigation sector. *Science of the Total Environment* [en línea], vol. 694, pp. 133598. ISSN 18791026. DOI 10.1016/j.scitotenv.2019.133598. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133598>.
- CHU, W., GAO, N., DENG, Y. y LI, X., 2015. *Recent Advances in Disinfection By-Products* [en línea]. Washington: American Chemical Society. ISBN 0-8412-3076-5. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1021/bk-2015-1190.ch017>.
- CLARK, G.F., KNOTT, N.A., MILLER, B.M., KELAHER, B.P., COLEMAN, M.A., USHIAMA, S. y JOHNSTON, E.L., 2018. First large-scale ecological impact study of desalination outfall reveals trade-offs in effects of hypersalinity and hydrodynamics. *Water Research* [en línea], vol. 145, pp. 757-768. ISSN 18792448. DOI 10.1016/j.watres.2018.08.071. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.08.071>.

- DAWOUD, M.A., 2012. Environmental Impacts of Seawater Desalination: Arabian Gulf Case Study. *International Journal of Environment and Sustainability* [en línea], vol. 1, no. 3, pp. 22-37. ISSN 1927-9566. DOI 10.24102/ijes.v1i3.96. Disponible en: <https://doi.org/10.24102/ijes.v1i3.96>.
- DEHWAH, A.H.A. y MISSIMER, T.M., 2016. Subsurface intake systems: Green choice for improving feed water quality at SWRO desalination plants, Jeddah, Saudi Arabia. *Water Research* [en línea], vol. 88, pp. 216-224. ISSN 18792448. DOI 10.1016/j.watres.2015.10.011. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2015.10.011>.
- DEHWAH, A.H.A. y MISSIMER, T.M., 2017. Seabed gallery intakes: Investigation of the water pretreatment effectiveness of the active layer using a long-term column experiment. *Water Research* [en línea], vol. 121, pp. 95-108. ISSN 18792448. DOI 10.1016/j.watres.2017.05.014. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2017.05.014>.
- DELACROIX, S., VOGELANG, C., TOBIESEN, A. y LILTVED, H., 2013. Disinfection by-products and ecotoxicity of ballast water after oxidative treatment - Results and experiences from seven years of full-scale testing of ballast water management systems. *Marine Pollution Bulletin* [en línea], vol. 73, no. 1, pp. 24-36. ISSN 0025326X. DOI 10.1016/j.marpolbul.2013.06.014. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.06.014>.
- DU, Y., LV, X.T., WU, Q.Y., ZHANG, D.Y., ZHOU, Y.T., PENG, L. y HU, H.Y., 2017. Formation and control of disinfection byproducts and toxicity during reclaimed water chlorination: A review. *Journal of Environmental Sciences (China)* [en línea], vol. 58, pp. 51-63. ISSN 18787320. DOI 10.1016/j.jes.2017.01.013. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jes.2017.01.013>.
- EDMUNDS, M. y SHAUND, P., 2008. *Natural Groundwater Quality* [en línea]. S.I.: Blackwell Publishing Ltd. ISBN 9781405156752. Disponible en: 10.1002/9781444300345.

- ELSAID, K., KAMIL, M., SAYED, E.T., ABDELKAREEM, M.A., WILBERFORCE, T. y OLABI, A., 2020. Environmental impact of desalination technologies: A review. *Science of the Total Environment* [en línea], vol. 748, pp. 141528. ISSN 18791026. DOI 10.1016/j.scitotenv.2020.141528. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141528>.
- ELSAID, K., SAYED, E.T., ABDELKAREEM, M.A., BAROUTAJI, A. y OLABI, A.G., 2020. Energy-water-environment nexus underpinning future desalination sustainability. *Science of the Total Environment* [en línea], vol. 740, pp. 140125. ISSN 18791026. DOI 10.1016/j.scitotenv.2020.140125. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140125>.
- FRANK, H., FUSSMANN, K.E., RAHAV, E. y BAR ZEEV, E., 2019. Chronic effects of brine discharge from large-scale seawater reverse osmosis desalination facilities on benthic bacteria. *Water Research* [en línea], vol. 151, pp. 478-487. ISSN 18792448. DOI 10.1016/j.watres.2018.12.046. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.12.046>.
- FRITZMANN, C., LÖWENBERG, J., WINTGENS, T. y MELIN, T., 2007. State-of-the-art of reverse osmosis desalination. *Desalination* [en línea], vol. 216, no. 1-3, pp. 1-76. ISSN 00119164. DOI 10.1016/j.desal.2006.12.009. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.desal.2006.12.009>.
- GABELICH, C.J., XU, P. y COHEN, Y., 2010. *Chapter 10 Concentrate Treatment for Inland Desalting* [en línea]. S.I.: Elsevier. Disponible en: [http://dx.doi.org/10.1016/S1871-2711\(09\)00210-4](http://dx.doi.org/10.1016/S1871-2711(09)00210-4).
- GHAFFOUR, N., LATTEMANN, S., MISSIMER, T., NG, K.C., SINHA, S. y AMY, G., 2014. Renewable energy-driven innovative energy-efficient desalination technologies. *Applied Energy* [en línea], vol. 136, pp. 1155-1165. ISSN 03062619. DOI 10.1016/j.apenergy.2014.03.033. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2014.03.033>.

- GHALAVAND, Y., HATAMIPOUR, M.S. y RAHIMI, A., 2015. A review on energy consumption of desalination processes. *Desalination and Water Treatment* [en línea], vol. 54, no. 6, pp. 1526-1541. ISSN 19443986. DOI 10.1080/19443994.2014.892837. Disponible en: <https://doi.org/10.1080/19443994.2014.892837>.
- GIWA, A., DUFOUR, V., AL MARZOOQI, F., AL KAABI, M. y HASAN, S.W., 2017. Brine management methods: Recent innovations and current status. *Desalination* [en línea], vol. 407, pp. 1-23. ISSN 00119164. DOI 10.1016/j.desal.2016.12.008. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2016.12.008>.
- GLEICK, P., 2009. The World's Water 2008–2009: The Biennial Report on Freshwater Resources. [en línea]. Washington: Disponible en: https://books.google.com.pe/books?hl=en&lr=&id=lyG8BwAAQBAJ&oi=fnd&pg=PR5&ots=VdOnGYIWYb&sig=NRuJBDQWdUZiNci_x4ULhP4XBjk&redir_esc=y#v=onepage&q&f=false.
- GLEICK, P.H., 2013. *The World's Water Volume 7* [en línea]. 7. S.I.: Island Press. ISBN 978-1-61091-048-4. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/978-1-59726-228-6>.
- GREENLEE, L.F., LAWLER, D.F., FREEMAN, B.D., MARROT, B. y MOULIN, P., 2009. Reverse osmosis desalination: Water sources, technology, and today's challenges. *Water Research* [en línea], vol. 43, no. 9, pp. 2317-2348. ISSN 00431354. DOI 10.1016/j.watres.2009.03.010. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2009.03.010>.
- HADDAD, A., RAMADAN, M., KHALED, M., RAMADAN, H. y BECHERIF, M., 2020. Study of hybrid energy system coupling fuel cell, solar thermal system and photovoltaic cell. *International Journal of Hydrogen Energy* [en línea], vol. 45, no. 25, pp. 13564-13574. ISSN 03603199. DOI 10.1016/j.ijhydene.2018.06.019. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2018.06.019>.

- HADDAWAY, N., 2020. Trying to improve the rigour of systematic reviews. *Ecology and Evolution* [en línea]. Stockholm: Disponible en: <https://natureecoevocommunity.nature.com/posts/trying-to-improve-the-rigour-of-systematic-reviews>.
- HECK, N., LYKKEBO PETERSEN, K., POTTS, D.C., HADDAD, B. y PAYTAN, A., 2018. Predictors of coastal stakeholders' knowledge about seawater desalination impacts on marine ecosystems. *Science of the Total Environment* [en línea], vol. 639, pp. 785-792. ISSN 18791026. DOI 10.1016/j.scitotenv.2018.05.163. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.163>.
- HEIHSEL, M., LENZEN, M., MALIK, A. y GESCHKE, A., 2019. The carbon footprint of desalination: An input-output analysis of seawater reverse osmosis desalination in Australia for 2005–2015. *Desalination* [en línea], vol. 454, no. August 2018, pp. 71-81. ISSN 00119164. DOI 10.1016/j.desal.2018.12.008. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.desal.2018.12.008>.
- HELAL, A.M., 2009. Hybridization - A new trend in desalination. *Desalination and Water Treatment* [en línea], vol. 3, no. 1-3, pp. 120-135. ISSN 19443986. DOI 10.5004/dwt.2009.263. Disponible en: <https://doi.org/10.5004/dwt.2009.263>.
- HENTHORNE, L. y BOYSEN, B., 2015. State-of-the-art of reverse osmosis desalination pretreatment. *Desalination* [en línea], vol. 356, pp. 129-139. ISSN 00119164. DOI 10.1016/j.desal.2014.10.039. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2014.10.039>.
- HERNÁNDEZ SAMPIERI, R. y MENDOZA TORRES, C.P., 2018. *Metodología de la investigación: las tres rutas cuantitativa, cualitativa y mixta* [en línea]. S.l.: s.n. ISBN 978-1-4562-6096-5. Disponible en: http://www.mhhe.com/latam/sampieri_mi1e.
- JONES, B. y MISSIMER, T., 2015. *Innovations in design and monitoring of desalination discharges* [en línea]. S.l.: Springer. ISBN 9783319132020. Disponible en: <https://link.springer.com/book/10.1007%2F978-3-319-13203-7>.

- JONES, E., QADIR, M., VAN VLIET, M.T.H., SMAKHTIN, V. y KANG, S. mu, 2019. The state of desalination and brine production: A global outlook. *Science of the Total Environment* [en línea], vol. 657, pp. 1343-1356. ISSN 18791026. DOI 10.1016/j.scitotenv.2018.12.076. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.076>.
- KANG, J.S., KIM, J., LEE, M.J., SON, Y.J., JEONG, J., CHUNG, D.Y., LIM, A., CHOE, H., PARK, H.S. y SUNG, Y.E., 2017. Electrochemical synthesis of nanoporous tungsten carbide and its application as electrocatalysts for photoelectrochemical cells. *Nanoscale* [en línea], vol. 9, no. 17, pp. 5413-5424. ISSN 20403372. DOI 10.1039/c7nr00216e. Disponible en: <https://doi.org/10.1039/C7NR00216E>.
- KHAWAJI, A.D., KUTUBKHANAH, I.K. y WIE, J.M., 2007. A 13.3 MGD seawater RO desalination plant for Yanbu Industrial City. *Desalination* [en línea], vol. 203, no. 1-3, pp. 176-188. ISSN 00119164. DOI 10.1016/j.desal.2006.02.018. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.desal.2006.02.018>.
- KIM, D., AMY, G.L. y KARANFIL, T., 2015. Disinfection by-product formation during seawater desalination: A review. *Water Research* [en línea], vol. 81, pp. 343-355. ISSN 18792448. DOI 10.1016/j.watres.2015.05.040. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.05.040>.
- KIM, J., PARK, K., YANG, D.R. y HONG, S., 2019. A comprehensive review of energy consumption of seawater reverse osmosis desalination plants. *Applied Energy* [en línea], vol. 254, no. April, pp. 113652. ISSN 03062619. DOI 10.1016/j.apenergy.2019.113652. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2019.113652>.
- KRESS, N., 2019. *Marine impacts of seawater desalination: science, management, and policy* [en línea]. 1. Haifa: Elsevier. ISBN 978-0-12-811953-2. Disponible en: https://books.google.com.pe/books?hl=en&lr=&id=O5yFDwAAQBAJ&oi=fnd&pg=PP1&ots=UDC7W4s2d6&sig=RwjAZnSAYtqQJ7wVoS-A3HattLM&redir_esc=y#v=onepage&q&f=false.

- LATTEMANN, S. y HÖPNER, T., 2008. *SEAWATER DESALINATION Impacts of Brine and Chemical Discharge on the Marine Environment* [en línea]. 1. Lancaster: BALABAN DESALINATION PUBLICATIONS. ISBN 0-86689-062-9. Disponible en: <http://143.233.204.254:508/dbfile.asp?ID=70>.
- LEE, K.P., ARNOT, T.C. y MATTIA, D., 2011. A review of reverse osmosis membrane materials for desalination-Development to date and future potential. *Journal of Membrane Science* [en línea], vol. 370, no. 1-2, pp. 1-22. ISSN 03767388. DOI 10.1016/j.memsci.2010.12.036. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1016/j.memsci.2010.12.036>.
- LI, M., 2011. Reducing specific energy consumption in Reverse Osmosis (RO) water desalination: An analysis from first principles. *Desalination* [en línea], vol. 276, no. 1-3, pp. 128-135. ISSN 00119164. DOI 10.1016/j.desal.2011.03.031. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2011.03.031>.
- LINARES-ESPINÓS, E., HERNÁNDEZ, V., DOMÍNGUEZ-ESCRIG, J.L., FERNÁNDEZ-PELLO, S., HEVIA, V., MAYOR, J., PADILLA-FERNÁNDEZ, B. y RIBAL, M.J., 2018. Methodology of a systematic review. *Actas Urológicas Españolas* [en línea], vol. 42, no. 8, pp. 499-506. ISSN 02104806. DOI 10.1016/j.acuro.2018.01.010. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.acuro.2018.01.010>.
- LIU, T.K., SHEU, H.Y. y TSENG, C.N., 2013. Environmental impact assessment of seawater desalination plant under the framework of integrated coastal management. *Desalination* [en línea], vol. 326, pp. 10-18. ISSN 00119164. DOI 10.1016/j.desal.2013.07.003. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2013.07.003>.
- MA, W., ZHAO, Y. y WANG, L., 2007. The pretreatment with enhanced coagulation and a UF membrane for seawater desalination with reverse osmosis. *Desalination* [en línea], vol. 203, no. 1-3, pp. 256-259. ISSN 00119164. DOI 10.1016/j.desal.2006.02.020. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.desal.2006.02.020>.

- MAHMOUD, M., RAMADAN, M., OLABI, A.G., PULLEN, K. y NAHER, S., 2020. A review of mechanical energy storage systems combined with wind and solar applications. *Energy Conversion and Management* [en línea], vol. 210, no. December 2019, pp. 112670. ISSN 01968904. DOI 10.1016/j.enconman.2020.112670. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2020.112670>.
- MALAEB, L. y AYOUB, G.M., 2011. Reverse osmosis technology for water treatment: State of the art review. *Desalination* [en línea], vol. 267, no. 1, pp. 1-8. ISSN 00119164. DOI 10.1016/j.desal.2010.09.001. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2010.09.001>.
- MANNAN, M., ALHAJ, M., MABROUK, A.N. y AL-GHAMDI, S.G., 2019. Examining the life-cycle environmental impacts of desalination: A case study in the State of Qatar. *Desalination* [en línea], vol. 452, no. July 2018, pp. 238-246. ISSN 00119164. DOI 10.1016/j.desal.2018.11.017. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.desal.2018.11.017>.
- MICKLEY, M., 2006. Membrane Concentrate Disposal: Practices and Regulation, Final Report. [en línea]. US Department of the Interior, Bureau of Reclamation, Technical Service Center: Disponible en: [https://scholar.google.com/scholar_lookup?title=Membrane concentrate disposal%3A practices and regulation&author=M.C. Mickley&publication_year=2006](https://scholar.google.com/scholar_lookup?title=Membrane+concentrate+disposal%3A+practices+and+regulation&author=M.C.+Mickley&publication_year=2006).
- MILLER, S., SHEMER, H. y SEMIAT, R., 2015. Energy and environmental issues in desalination. *Desalination* [en línea], vol. 366, pp. 2-8. ISSN 00119164. DOI 10.1016/j.desal.2014.11.034. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2014.11.034>.
- MISSIMER, T.M. y MALIVA, R.G., 2018. Environmental issues in seawater reverse osmosis desalination: Intakes and outfalls. *Desalination* [en línea], vol. 434, no. April, pp. 198-215. ISSN 00119164. DOI 10.1016/j.desal.2017.07.012. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2017.07.012>.

- MORENO, B., MUÑOZ, M., CUELLAR, J., DOMANCIC, S. y VILLANUEVA, J., 2018. Revisiones Sistemáticas: definición y nociones básicas. *Revista clínica de periodoncia, implantología y rehabilitación oral* [en línea], vol. 11, no. 3, pp. 184-186. ISSN 0719-0107. DOI 10.4067/s0719-01072018000300184. Disponible en: <https://doi.org/10.4067/S0719-01072018000300184>.
- MORILLO, J., USERO, J., ROSADO, D., EL BAKOURI, H., RIAZA, A. y BERNAOLA, F.J., 2014. Comparative study of brine management technologies for desalination plants. *Desalination* [en línea], vol. 336, no. 1, pp. 32-49. ISSN 00119164. DOI 10.1016/j.desal.2013.12.038. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2013.12.038>.
- MUHAMMAD YAQUB y LEE, W., 2019. Zero-liquid discharge (ZLD) technology for resource recovery from wastewater: A review. *Science of the Total Environment* [en línea], vol. 681, pp. 551-563. ISSN 18791026. DOI 10.1016/j.scitotenv.2019.05.062. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.062>.
- NAZIR, M.S., MAHDI, A.J., BILAL, M., SOHAIL, H.M., ALI, N. y IQBAL, H.M.N., 2019. Environmental impact and pollution-related challenges of renewable wind energy paradigm – A review. *Science of the Total Environment* [en línea], vol. 683, pp. 436-444. ISSN 18791026. DOI 10.1016/j.scitotenv.2019.05.274. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.274>.
- OATLEY-RADCLIFFE, D.L., WALTERS, M., AINSCOUGH, T.J., WILLIAMS, P.M., MOHAMMAD, A.W. y HILAL, N., 2017. Nanofiltration membranes and processes: A review of research trends over the past decade. *Journal of Water Process Engineering* [en línea], vol. 19, no. July, pp. 164-171. ISSN 22147144. DOI 10.1016/j.jwpe.2017.07.026. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2017.07.026>.

- OLABI, A.G., WILBERFORCE, T., SAYED, E.T., ELSAID, K., REZK, H. y ABDELKAREEM, M.A., 2020. Recent progress of graphene based nanomaterials in bioelectrochemical systems. *Science of the Total Environment* [en línea], vol. 749, pp. 141225. ISSN 18791026. DOI 10.1016/j.scitotenv.2020.141225. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141225>.
- PANAGOPOULOS, A., HARALAMBOUS, K.J. y LOIZIDOU, M., 2019. Desalination brine disposal methods and treatment technologies - A review. *Science of the Total Environment* [en línea], vol. 693, pp. 133545. ISSN 18791026. DOI 10.1016/j.scitotenv.2019.07.351. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.351>.
- PEÑATE, B. y GARCÍA-RODRÍGUEZ, L., 2012. Current trends and future prospects in the design of seawater reverse osmosis desalination technology. *Desalination* [en línea], vol. 284, pp. 1-8. ISSN 00119164. DOI 10.1016/j.desal.2011.09.010. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2011.09.010>.
- PETERSEN, K.L., PAYTAN, A., RAHAV, E., LEVY, O., SILVERMAN, J., BARZEL, O., POTTS, D. y BAR-ZEEV, E., 2018. Impact of brine and antiscalants on reef-building corals in the Gulf of Aqaba – Potential effects from desalination plants. *Water Research* [en línea], vol. 144, pp. 183-191. ISSN 18792448. DOI 10.1016/j.watres.2018.07.009. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.07.009>.
- QASIM, M., BADRELZAMAN, M., DARWISH, N.N., DARWISH, N.A. y HILAL, N., 2019. Reverse osmosis desalination: A state-of-the-art review. *Desalination*, vol. 459, no. December 2018, pp. 59-104. ISSN 00119164. DOI 10.1016/j.desal.2019.02.008.
- RAHMAN, F., 2013. Calcium sulfate precipitation studies with scale inhibitors for reverse osmosis desalination. *Desalination* [en línea], vol. 319, pp. 79-84. ISSN 00119164. DOI 10.1016/j.desal.2013.03.027. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2013.03.027>.

- RALUY, R.G., SERRA, L. y UCHE, J., 2005. Life Cycle Assessment of Water Production Technologies - Part 1 Life Cycle Assessment of Different Commercial Desalination Technologies. *LCA Case Studies* [en línea], vol. 10, no. 4, pp. 285-293. DOI 10.1065/lca2004.09.179.1. Disponible en: <https://doi.org/10.1065/lca2004.09.179.1>.
- REZK, H., ALSAMAN, A., AL-DHAIFALLAH, M., ASKALANY, A., ABDELKAREEM, M. y NASSEF, A., 2019. Identifying optimal operating conditions of solar-driven silica gel based adsorption desalination cooling system via modern optimization. *Solar Energy* [en línea], vol. 181, no. January, pp. 475-489. ISSN 0038092X. DOI 10.1016/j.solener.2019.02.024. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.solener.2019.02.024>.
- REZK, H., SAYED, E.T., AL-DHAIFALLAH, M., OBAID, M., EL-SAYED, A.H.M., ABDELKAREEM, M.A. y OLABI, A.G., 2019. Fuel cell as an effective energy storage in reverse osmosis desalination plant powered by photovoltaic system. *Energy* [en línea], vol. 175, pp. 423-433. ISSN 03605442. DOI 10.1016/j.energy.2019.02.167. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.energy.2019.02.167>.
- SAEED, H.M., HUSSEINI, G.A., YOUSEF, S., SAIF, J., AL-ASHEH, S., ABU FARA, A., AZZAM, S., KHAWAGA, R. y AIDAN, A., 2015. Microbial desalination cell technology: A review and a case study. *Desalination* [en línea], vol. 359, pp. 1-13. ISSN 00119164. DOI 10.1016/j.desal.2014.12.024. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2014.12.024>.
- SANDIA NATIONAL LABORATORIES, 2009. Desalination of saline and brackish water is becoming more affordable. *Membrane Technology* [en línea], vol. 2009, no. 7, pp. 8-10. ISSN 09582118. DOI 10.1016/S0958-2118(09)70142-9. Disponible en: [https://doi.org/10.1016/S0958-2118\(09\)70142-9](https://doi.org/10.1016/S0958-2118(09)70142-9).

- SAYED, E.T., SHEHATA, N., ABDELKAREEM, M.A. y ATIEH, M.A., 2020. Recent progress in environmentally friendly bio-electrochemical devices for simultaneous water desalination and wastewater treatment. *Science of the Total Environment* [en línea], vol. 748, pp. 141046. ISSN 18791026. DOI 10.1016/j.scitotenv.2020.141046. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141046>.
- SEMBLANTE, G.U., LEE, J.Z., LEE, L.Y., ONG, S.L. y NG, H.Y., 2018. Brine pre-treatment technologies for zero liquid discharge systems. *Desalination* [en línea], vol. 441, no. January, pp. 96-111. ISSN 00119164. DOI 10.1016/j.desal.2018.04.006. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.desal.2018.04.006>.
- SEMIAT, R., 2008. Critical Review Energy Issues in Desalination Processes. *American Chemical Society* [en línea], vol. 42, no. 22, pp. 8193-8201. DOI 10.1021/es801330u. Disponible en: <https://doi.org/10.1021/es801330u>.
- SERRANO-TOVAR, T., PEÑATE SUÁREZ, B., MUSICKI, A., DE LA FUENTE BENCOMO, J.A., CABELLO, V. y GIAMPIETRO, M., 2019. Structuring an integrated water-energy-food nexus assessment of a local wind energy desalination system for irrigation. *Science of the Total Environment* [en línea], vol. 689, pp. 945-957. ISSN 18791026. DOI 10.1016/j.scitotenv.2019.06.422. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.422>.
- SHAHABI, M.P., MCHUGH, A., ANDA, M. y HO, G., 2017. A framework for planning sustainable seawater desalination water supply. *Science of the Total Environment* [en línea], vol. 575, pp. 826-835. ISSN 18791026. DOI 10.1016/j.scitotenv.2016.09.136. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.136>.
- SHAHABI, M.P., MCHUGH, A. y HO, G., 2015. Environmental and economic assessment of beach well intake versus open intake for seawater reverse osmosis desalination. *Desalination* [en línea], vol. 357, pp. 259-266. ISSN 00119164. DOI 10.1016/j.desal.2014.12.003. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2014.12.003>.

- SHAHZAD, M.W., BURHAN, M., ANG, L. y NG, K.C., 2017. Energy-water-environment nexus underpinning future desalination sustainability. *Desalination* [en línea], vol. 413, pp. 52-64. ISSN 00119164. DOI 10.1016/j.desal.2017.03.009. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2017.03.009>.
- SHAHZAD, M.W., BURHAN, M. y NG, K.C., 2017. Pushing desalination recovery to the maximum limit: Membrane and thermal processes integration. *Desalination* [en línea], vol. 416, no. March, pp. 54-64. ISSN 00119164. DOI 10.1016/j.desal.2017.04.024. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2017.04.024>.
- SHENVI, S.S., ISLOOR, A.M. y ISMAIL, A.F., 2015. A review on RO membrane technology: Developments and challenges. *Desalination* [en línea], vol. 368, pp. 10-26. ISSN 00119164. DOI 10.1016/j.desal.2014.12.042. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2014.12.042>.
- SOHN, J., VALAVALA, R., HAN, J., HER, N. y YOON, Y., 2011. Pretreatment in reverse osmosis seawater desalination: A short review. *Environmental Engineering Research* [en línea], vol. 16, no. 4, pp. 205-212. ISSN 2005968X. DOI 10.4491/eer.2011.16.4.205. Disponible en: <https://doi.org/10.4491/eer.2011.16.4.205>.
- SUBRAMANI, A. y JACANGELO, J.G., 2015. Emerging desalination technologies for water treatment: A critical review. *Water Research* [en línea], vol. 75, pp. 164-187. ISSN 18792448. DOI 10.1016/j.watres.2015.02.032. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2015.02.032>.
- SUTZKOVER-GUTMAN, I. y HASSON, D., 2010. Feed water pretreatment for desalination plants. *Desalination* [en línea], vol. 264, no. 3, pp. 289-296. ISSN 00119164. DOI 10.1016/j.desal.2010.07.014. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2010.07.014>.

- TAJIK, M., AMIDPOUR, M. y PONCE-ORTEGA, J.M., 2019. Optimal integration of organic Rankine cycle and desalination systems with industrial processes: Energy-water-environment nexus. *Applied Thermal Engineering* [en línea], vol. 158, no. August 2018, pp. 113740. ISSN 13594311. DOI 10.1016/j.applthermaleng.2019.113740. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.applthermaleng.2019.113740>.
- TARNACKI, K., MENESES, M., MELIN, T., VAN MEDEVOORT, J. y JANSEN, A., 2012. Environmental assessment of desalination processes: Reverse osmosis and Memstill. *Desalination* [en línea], vol. 296, pp. 69-80. ISSN 00119164. DOI 10.1016/j.desal.2012.04.009. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2012.04.009>.
- UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY, 2019. How much water is there on, in, and above the Earth? *Water Sci.* [en línea]. Disponible en: https://www.usgs.gov/special-topic/water-science-school/science/how-much-water-there-earth?qt-science_center_objects=0#qt-science_center_objects.
- VAN DER BRUGGEN, B. y VANDECASTEELE, C., 2002. Distillation vs. membrane filtration: Overview of process evolutions in seawater desalination. *Desalination* [en línea], vol. 143, no. 3, pp. 207-218. ISSN 00119164. DOI 10.1016/S0011-9164(02)00259-X. Disponible en: [https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(02\)00259-X](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(02)00259-X).
- VAN DER HOEK, J., HOFMAN, J., BONNÉ, P. y NEDERLOF, M., 2000. RO treatment: selection of a pretreatment scheme based on fouling characteristics and operating conditions based on environmental impact. *Amsterdam Water Supply, Vogelenzangseweg* [en línea], vol. 127, pp. 89-101. DOI 10.1016/S0011-9164(99)00195-2. Disponible en: [https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(99\)00195-2](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(99)00195-2).
- VOITCHKOV, N., 2010. Considerations for selection of seawater filtration pretreatment system. *Desalination* [en línea], vol. 261, no. 3, pp. 354-364. ISSN 00119164. DOI 10.1016/j.desal.2010.07.002. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2010.07.002>.

- WATEREUSE ASSOCIATION, 2011. Overview of Desalination Plant Intake Alternatives. *WateReuse Association* [en línea], no. June 2011, pp. 17. DOI 10.13140/RG.2.1.3128.8726. Disponible en: http://www.watereuse.org/sites/default/files/u8/Intake_White_Paper.pdf.
- WERBER, J.R., DESHMUKH, A. y ELIMELECH, M., 2017. Can batch or semi-batch processes save energy in reverse-osmosis desalination? *Desalination* [en línea], vol. 402, pp. 109-122. ISSN 00119164. DOI 10.1016/j.desal.2016.09.028. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2016.09.028>.
- WILBERFORCE, T., BAROUTAJI, A., EL HASSAN, Z., THOMPSON, J., SOUDAN, B. y OLABI, A.G., 2019. Prospects and challenges of concentrated solar photovoltaics and enhanced geothermal energy technologies. *Science of the Total Environment* [en línea], vol. 659, pp. 851-861. ISSN 18791026. DOI 10.1016/j.scitotenv.2018.12.257. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.257>.
- YANG, Z., SUN, Y.X., YE, T., SHI, N., TANG, F. y HU, H.Y., 2017. Characterization of trihalomethane, haloacetic acid, and haloacetonitrile precursors in a seawater reverse osmosis system. *Science of the Total Environment* [en línea], vol. 576, pp. 391-397. ISSN 18791026. DOI 10.1016/j.scitotenv.2016.10.139. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.139>.
- YU, H.W., OH, S.G., KIM, I.S., PEPPER, I., SNYDER, S. y JANG, A., 2015. Formation and speciation of haloacetic acids in seawater desalination using chlorine dioxide as disinfectant. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry* [en línea], vol. 26, pp. 193-201. ISSN 22345957. DOI 10.1016/j.jiec.2014.10.046. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jiec.2014.10.046>.
- ZHOU, J., CHANG, V.W.C. y FANE, A.G., 2013. An improved life cycle impact assessment (LCIA) approach for assessing aquatic eco-toxic impact of brine disposal from seawater desalination plants. *Desalination* [en línea], vol. 308, pp. 233-241. ISSN 00119164. DOI 10.1016/j.desal.2012.07.039. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2012.07.039>.



FACULTAD DE INGENIERÍA Y ARQUITECTURA
ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL

Declaratoria de Originalidad del Autor / Autores

Nosotros, MAMANI HUILCA KEYSI ELIZABETH Y MAMANI MONTOYA ROLAN estudiantes de la FACULTAD DE INGENIERÍA Y ARQUITECTURA y Escuela Profesional de INGENIERÍA AMBIENTAL de la UNIVERSIDAD CÉSAR VALLEJO, declaramos bajo juramento que todos los datos e información que acompañan a la Tesis titulado: “IMPACTO AMBIENTAL DE LAS TECNOLOGÍAS DE DESALINIZACIÓN: REVISIÓN SISTEMÁTICA”, es de nuestra autoría, por lo tanto, declaramos que la Tesis:

1. No ha sido plagiado ni total, ni parcialmente.
2. Hemos mencionado todas las fuentes empleadas, identificando correctamente toda cita textual o de paráfrasis proveniente de otras fuentes.
3. No ha sido publicado ni presentado anteriormente para la obtención de otro grado académico o título profesional.
4. Los datos presentados en los resultados no han sido falseados, ni duplicados, ni copiados.

En tal sentido asumimos la responsabilidad que corresponda ante cualquier falsedad, ocultamiento u omisión tanto de los documentos como de información aportada, por lo cual me someto a lo dispuesto en las normas académicas vigentes de la Universidad César Vallejo.

Apellidos y Nombres del Autor	Firma
MAMANI HUILCA KEYSI ELIZABETH DNI: 70670672 ORCID: 0000-0001-7080-3069	
MAMANI MONTOYA ROLAN DNI: 42018633 ORCID: 0000-0002-4199-529X	