Journal of Water and Wastewater Science and Engineering (JWWSE)
Vol. 9, No. 1, PP. 19-31, Spring 2024
DOI: 10.22112/JWWSE.2023.364061.1328

نشریه علمی
علوم و مهندسی آب و فاضلاب
سال نهم، شماره ۱، صفحات ۱۹-۳۱، بهار ۱۴۰۳

Research Paper

Cumulative Environmental Impacts of Desalination Plants Based on ReCiPe Indices Used in Life Cycle Assessment

Faranak Hashempoor[1], Alireza Pardakhti[2*] and Shervin Jamshidi[3]

1- MSc Student, Department of Environmental Engineering, University of Tehran, Tehran, Iran.
2- Assistant Professor, Department of Environmental Engineering, University of Tehran,
3- Assistant Professor, Department of Civil Engineering, University of Isfahan.
*Corresponding Author, Email: alirezap@ut.ac.ir

Received: 09/12/2022
Revised: 25/06/2023
Accepted: 29/06/2023
© IWWA

Abstract

Adverse environmental impacts of desalination plants are barriers for their development. Nevertheless, current Environmental Impact Assessment (EIA) methods cannot provide a suitable quantitative framework for comparing and evaluating different practices or strategies. This study introduced a quantitative method based on midpoint and endpoint ReCiPe coefficients used in Life Cycle Impact Assessment (LCIA). Accordingly, both direct and indirect environmental impacts of seawater desalination on humans, terrestrial and marine ecosystems were calculated and compared for coastal and inland operating conditions. The impacts of using renewable energies and Zero Liquid Discharge (ZLD) systems were also compared by the proposed methodology. For this purpose, the available brine water quality data of operating RO and MED plants located in southern Iran and the Middle East were used. Results showed that LCIA method can properly account the accumulated environmental impacts of desalination. In addition, this research highlighted that the main damage of desalination plants on marine and terrestrial ecosystems is originated from discharging toxins and hazardous wastes through brines. Consequently, it is emphasized that brines should be carefully monitored based on their toxicity. In addition, due to 70-80% effectiveness of ZLD on environmental impact reductions, its application should gain the highest priority for environmental protection.

Keywords: Desalination, Greenhouse Gases (GHG), Life Cycle Assessment (LCA), Renewable Energy, Toxicity.

مقاله پژوهشی

برآورد پیامدهای محیطزیستی تجمعی سامانه‌های نمک‌زدایی برمبنای شاخص‌های ReCiPe مورد استفاده در ارزیابی چرخه حیات

فرانک هاشم‌پور[۱]، علیرضا پرداختی[۲*] و شروین جمشیدی[۳]

۱- دانش‌آموخته کارشناسی ارشد، گروه مهندسی محیطزیست، دانشگاه تهران
۲- استادیار گروه مهندسی محیطزیست، دانشگاه تهران
۳- استادیار گروه مهندسی عمران، دانشکده مهندسی عمران و حمل و نقل، دانشگاه اصفهان
*نویسنده مسئول، ایمیل: alirezap@ut.ac.ir

تاریخ دریافت: ۱۴۰۱/۰۹/۱۸
تاریخ اصلاح: ۱۴۰۲/۰۴/۰۴
تاریخ پذیرش: ۱۴۰۲/۰۴/۰۸
© انجمن آب و فاضلاب ایران

چکیده

پیامدهای محیطزیستی چالش اساسی توسعه سامانه‌های نمک‌زدایی است. اما رویکردهای متعارف ارزیابی اثرات محیطزیستی نمی‌تواند چارچوبی کمی برای ارزیابی تجمعی و مقایسه گزینه‌های بهینه ارائه نماید. در این پژوهش، یک روش محاسباتی مبتنی بر ضرائب میانی و پایانی روش ReCiPe که برای ارزیابی اثرات چرخه حیات (LCIA)[۱] استفاده می‌شود، معرفی می‌شود. بر این اساس، پیامدهای مستقیم و غیرمستقیم سامانه‌های نمک‌زدایی در محیط‌های انسانی و اکوسیستم‌های خشکی و دریا محاسبه شد و برای شرایط بهره‌برداری در ساحل دریا و نواحی درون‌سرزمین مورد مقایسه قرار می‌گیرد. هم‌چنین پیامدهای روش‌های اصلاحی مانند استفاده از انرژی‌های تجدیدپذیر و سامانه‌های تخلیه صفر پساب مایع (ZLD)[۲] نیز در این چهارچوب مقایسه می‌شود. بدین منظور، از داده‌های در دسترس سامانه‌های غشایی (RO)[۳] و حرارتی (MED)[۴] در حال بهره‌برداری در جنوب کشور و خاورمیانه استفاده می‌شود. نتایج نشان داد روش پیشنهادی برای ارزیابی تجمعی پیامدهای محیطی‌زیستی این سامانه‌ها قابل استفاده است. هم‌چنین بیشترین اثر نامطلوب سامانه‌های نمک‌زدایی بر اکوسیستم خشکی و دریا ناشی از تخلیه مواد سمی و خطرناک شورابه‌ها است. بنابراین پیشنهاد می‌شود پایش ترکیبات سمی شورابه‌ها با دقت بیشتری انجام شده و با توجه به عملکرد سامانه‌های ZLD در کاهش ۷۰-۸۰٪ پیامدهای نامطلوب محیطزیستی ، استفاده از این فناوری‌ها در اولویت اقدامات اصلاحی این سامانه‌ها قرارگیرد.

کلمات کلیدی: ارزیابی چرخه حیات، انرژی تجدیدپذیر، سمیت، گاز گلخانه‌ای، نمک‌زدایی.

۱- مقدمه

تخلیه پساب خروجی از سامانه‌های نمک‌زدایی به محیط‌های دریایی با عنوان شورابه (Brine)، می‌تواند پیامدهای مخرب محیط‌زیستی قابل‌ملاحظه‌ای در محل‌های تخلیه به‌صورت موضعی داشته باشد به‌طوری‌که شوری این پساب‌ها بزرگترین معضل محیط‌زیستی بهره‌برداری از این سامانه‌ها معرفی می‌شود (Shemer and Semiat, 2017). با این وجود، پیامدهای محیط‌زیستی سامانه‌های نمک‌زدایی به محتوای شوری شورابه‌های آن‌ها محدود نمی‌شود. این تاسیسات از نظر مولفه‌های محیط‌زیستی مختلف می‌توانند به‌طور مستقیم یا غیرمستقیم بر چرخه‌های مواد و انرژی در سطح زمین اثرگذار باشند. مصرف انرژی و به‌ویژه سوخت‌های فسیلی برای تامین فشار و حرارت مورد نیاز نمک‌زدایی می‌تواند منجر به انتشار گازهای گلخانه‌ای شود. هم‌چنین استفاده از انواع مواد شیمیایی مانند مواد منعقدکننده برای پیش‌تصفیه و انتی‌اسکالانت‌ها در سامانه‌های نمک‌زدایی می‌تواند منجر به افزایش غلظت ترکیبات سمی و فلزات سنگین در شورابه و پساب شده و تهدیدی برای سمیت محیط‌های پذیرنده در آب، خاک و هوا باشد. تخریب اکوسیستم‌های جانوری و گیاهی ناشی از برداشت آب و تخلیه پساب، و حتی تغذیه‌گرایی ناشی از تخلیه آلاینده‌های مغذی از جمله مشکلاتی است که با بهره‌برداری از انواع سامانه‌های نمک‌زدایی ممکن است در محیط‌های پذیرنده یا محیط‌های مرتبط با آن‌ها تسریع شود (Panagopoulos and Haralambous, 2020).

در حوزه مصرف انرژی و انتشار گاز گلخانه‌ای به‌عنوان نمونه، مطالعات گسترده‌ای در سال‌های اخیر برای برآورد ردپای کربن یک مترمکعب آب نمک‌زدایی شده انجام شده است. در استرالیا براساس بررسی‌های صورتگرفته نتیجه شد به‌طور متوسط سالانه ۱/۹ کیلوگرم دی‌اکسیدکربن معادل به‌ازای بهره‌برداری از سامانه‌های نمک‌زدایی برای تولید یک مترمکعب آب شیرین منتشر می‌شود (Heihsel et al., 2019). محققین در استرالیا همچنین نشان دادند که استفاده کامل از ظرفیت‌های انرژی‌های تجدیدپذیر در تامین انرژی سامانه‌های نمک‌زدایی می‌تواند تا ٪۹۰ میزان انتشار گازهای گلخانه‌ای را کاسته و در عین حال ٪۱۴ به اشتغال کمک نماید. در این خصوص، انرژی‌های باد و خورشیدی نسبت به بیومس و برقابی انتشار گاز گلخانه‌ای به‌مراتب کمتری را خواهند داشت (Heihsel et al., 2020). در چین، بررسی‌های موسسات تحقیقاتی نشان داد که تقریباً میزان ردپای کربن یک مترمکعب آب نمک‌زدایی شده برابر ۳/۷ تا ۴/۲ کیلوگرم دی‌اکسیدکربن معادل است. در این کشور، تنها ٪۳۳ آب نمک‌زدایی‌شده به مصرف شرب می‌رسد و مابقی برای مصارف صنعتی استفاده می‌شود که بیشتر از فناوری تقطیر چندمرحله‌ای (MED) برای این منظور استفاده می‌شود (Jia et al., 2019). مطالعات دیگر در خصوص فناوری‌های مختلف نمک‌زدایی با انرژی‌های تجدید پذیر نشان می‌دهد هر واحد سامانه غشایی کمتر از ۴ کیلوگرم کربن معادل منتشر می‌کند درحالی‌که سامانه‌های حرارتی بین ۲۵ تا ۳۰ کیلوگرم کربن تولید می‌کنند. استفاده از انرژی‌های تجدیدپذیر می‌تواند ردپای کربن سامانه‌های نمک‌زدایی به‌روش غشایی را بیش از ٪۷۰ کاهش دهد (Cherif and Belhadj, 2018).

با توجه به این‌که بهره‌برداری از سامانه‌های نمک‌زدایی می‌تواند پیامدهای محیط‌زیستی متعدد در محیط‌های مختلفی داشته باشد، ارزیابی اثرات محیط‌زیستی (EIA)[۵] آن‌ها اهمیت پیدا می‌کند. اما روش‌های متعارف ارزیابی اثرات محیط‌زیستی در کشور اکثراً مبتنی بر نظرات خبرگان و امتیازبندی مولفه‌های کیفی است تا در قالب یک ساختار رای‌محور، اثرات به‌صورت کمی محاسبه و نتیجه به‌صورت کیفی ارائه شود. این روش با مشکلات متعدد مواجه است و بعضاً در برآورد جزئی اثرات محیط‌زیستی، اثرات ثانویه و غیرمستقیم آلاینده‌ها، و تجمیع مناسب نتایج و پیامدها ناتوان است. در سال‌های اخیر، اما برای ارزیابی تجمعی اثرات محیط‌زیستی (CIA)[۶] فعالیت‌های مختلف از جمله بهره‌برداری از سامانه‌های نمک‌زدایی و انتخاب گزینه‌های مطلوب، از رویکردهای نوین مانند ارزیابی چرخه حیات (LCA)[۷] استفاده شده است (Lee and Jepson, 2021). در مطالعات مروری می‌توان مشاهده کرد که بررسی‌های متعددی برای ارزیابی چرخه حیات سامانه‌های نمک‌زدایی انجام شده است که به اثرات محیط‌زیستی مسائلی هم‌چون سازه تاسیسات نمک‌زدایی (بتن، فولاد و لوله‌های مصرفی)، منابع انرژی (سوخت‌های فسیلی، تجدیدپذیر و غیره)، مواد شیمیایی مصرفی (آنتی‌اسکالانت‌ها، مواد پلیمری و غیره)، تولید غشا (پلیمرها، اسپیسرها، محفظه‌ها و غیره) همراه با پسماند و پساب تولیدی با استفاده از نرم‌افزارهای مختلف می‌پردازد (Zhou et al., 2014). به‌عنوان مثال، در یک مطالعه مروری نشان داده شده است که انتشار گازهای گلخانه‌ای و گرمایش جهانی، بهداشت انسانی، کاهش منابع طبیعی و سمیت اکوسیستم از جمله مسائلی است که در ارزیابی چرخه حیات پژوهش‌های اخیر به‌عنوان چالش‌های کلیدی سامانه‌های نمک‌زدایی از آن‌ها یاد شده است (Lee and Jepson, 2021). این چهارچوب که اصولاً

مبتنی بر مدل‌ها و شاخص‌های بین‌المللی است، می‌تواند با بهره‌گیری از مفاهیم توسعه پایدار، مقادیر پیامدهای مخرب محیط‌زیستی را در چندین لایه کمی نموده و برای مقایسه مورد استفاده قرارگیرد. این روش مطابق استاندارد ایزو ۱۴۰۴۰ بوده و مجموعه‌ای از روش‌های سیستماتیک برای جمع‌آوری و ارزیابی مواد و انرژی ورودی و خروجی و اثرات محیط‌زیستی همراه یک سامانه محصول درطول چرخه حیات آن محصول یا فعالیت است (ISO 14040, 2006). این روش ۴ گام اساسی دارد که ارزیابی اثرات چرخه حیات (LCIA) سومین و مهمترین مرحله آن است. در این گام، اطلاعات کمی حاصله از سیاهه‌ها با استناد به شاخص‌ها و ضرایب واسطه محاسبه شده و به اثرات کمی تبدیل می‌شوند. باید توجه داشت تمامی روش‌های LCIA منطبق با ایزو ۱۴۰۴۴ است و این استاندارد، گزینه یا گزینه‌های خاصی را برای مسائل محیط‌زیستی پیشنهاد نمی‌کند؛ اما در برخی مناطق، مانند اتحادیه اروپا، ژاپن و ایالات متحده ممکن است برخی روش‌ها از جمله روش ReCiPe بیشتر مورد استفاده قرار گیرند (Rosenbaum et al., 2018). به‌عبارت دیگر روش‌ها و مدل‌های ارزیابی اثرات در قالب چرخه عمر دارای مزیت‌های زیر است (Jamshidi and Naderi, 2023):

۱) کاملاً کمی و مبتنی بر شاخص‌ها و ضرایب بین‌المللی است،
۲) مستقل و بدون نیاز به اعمال نظر خبرگان و جهت‌دهی سلیقه‌ای است،
۳) اثرات محیط‌زیستی در محیط‌های مختلف انسانی و جانوری را به‌صورت تجمعی ارائه می‌دهد،
۴) برآوردی از اثرات محیط‌زیستی بلندمدت و براساس چرخه‌های مختلف کره زمین دارد،
۵) مستقل از زمان و مکان خاص بوده و وابسته به عملکرد، بهره‌برداری و فناوری‌های است.

از این روش اخیراً در سامانه‌های نمک‌زدایی برای مقایسه چرخ عمر تاسیسات مرتبط با منبع انرژی (خورشیدی و فسیلی) انواع سامانه‌های نمک‌زدایی (غشایی و حرارتی) با درنظر گرفتن اثرات استفاده از مواد شیمیایی در بهره‌برداری از این سامانه‌ها استفاده شده است. بر این اساس نتیجه شد که استفاده از انرژی خورشیدی برای فرآیند MED می‌تواند مصرف سوخت فسیلی و انتشار گاز گلخانه‌ای را تا ۷۰٪ برای یک مترمکعب آب نمک‌زدایی شده کاهش دهد، اما برعکس موجب افزایش حدوداً ۵۰-۶۰ درصدی ردپای آب مصرفی می‌شود (Alhaj et al., 2022). در کویت، دو فرآیند RO و MED با استفاده از روش ReCiPe مقایسه شد. نتایج نشان داد به‌طور کلی و در شرایط متعارف MED در حدود ۴۰٪ خسارات و اثرات نامطلوب محیط‌زیستی بیشتری نسبت به RO دارد، اما درصورت استفاده از انرژی‌های تجدیدپذیر خورشیدی، اثرات نامطلوب MED بیش از ۹۰٪ و برای RO حدود ۷۰٪ کاهش می‌یابد. لذا نتیجه شد MED با انرژی خورشیدی اثرات محیط‌زیستی کمتری نسبت به RO با انرژی خورشیدی دارد (Aljuwaisseri et al., 2022). در ایران نیز براساس تحلیل شبیه‌سازی و برآورد نرم‌افزاری در قالب ارزیابی چرخه حیات، میزان ردپای کربن یک مترمکعب آب نمک‌زدایی‌شده به‌طور تقریبی معادل ۳/۲ کیلوگرم دی‌اکسیدکربن معادل به‌ازای هر مترمکعب آب نمک‌زدایی‌شده است (Bakhshayesh et al., 2021). در فلسطین اشغالی، بررسی‌های نرم‌افزاری در قالب ارزیابی چرخه حیات آب در شبکه لوله‌کشی و با احتساب برداشت ۱۰۰درصدی از منابع نمک‌زدایی شده نتیجه شد که ردپای کربن ۴/۹ کیلوگرم دی‌اکسیدکربن معادل بازای هرمترمکعب آب شرب نمک‌زدایی‌شده است (Meron et al., 2020). در قطر، نتایج مطالعات در قالب ارزیابی چرخه حیات نشان داده است که این کشور بازای هرمترمکعب آب نمک‌زدایی‌شده در حدود ۷/۵ تا ۱۲/۵ کیلوگرم دی‌اکسیدکربن منتشر می‌کند (Mannan et al., 2020).

هدف اصلی از این پژوهش، توسعه یک روش مبتنی بر شاخص‌ها و مولفه‌های مدل ReCiPe، که برای LCIA استفاده می‌شود، است تا بر این اساس و با توجه به مقادیر و داده‌های موجود، وضعیت محیط‌زیستی سامانه‌های نمک‌زدایی در حال بهره‌برداری در جنوب کشور مورد ارزیابی قرارگیرد. بدین منظور، علاوه‌بر اطلاعات کیفی شورابه سامانه‌ها، به برآوردهای انجام شده درخصوص میزان مصرف انرژی و ردپای کربن این تاسیسات نیز استناد شده و مقدار اثرات محیط‌زیستی تجمعی (CIA) سامانه‌های نمک‌زدایی برآورد می‌شود تا در این چارچوب، اثر گزینه‌های مختلف مانند استفاده از انرژی‌های تجدیدپذیر یا بهره‌گیری از سامانه‌های تخلیه صفر پساب مایع (ZLD) برای کاهش این اثرات مقایسه شود. هم‌چنین باید توجه نمود این روش متفاوت از نرم‌افزارهای متعارف LCA، برای ارزیابی چرخه عمر تاسیسات نمک‌زدایی (از تاسیس تا اسقاط) است. در روش پیشنهادی با تمرکز بر مرحله سوم ارزیابی چرخه عمر (یعنی LCIA)، انتشار آلاینده‌های شورابه و گازهای گلخانه‌ای به خسارات محیط‌زیستی معادل برای مقایسه بهتر گزینه‌ها تبدیل می‌شود که به تفصیل در بخش دوم توضیح داده شده است.

۲- مواد و روش‌ها

۲-۱- آلاینده‌های نمک‌زدایی

در این پژوهش، به منظور ارزیابی اثرات محیط‌زیستی اجرا و بهره‌برداری از سامانه‌های نمک‌زدایی، اطلاعات دو دهه اخیر مربوط به آنالیز شورابه‌ها و پساب سامانه‌های در حال بهره‌برداری (از نوع سامانه‌های غشایی RO و حرارتی MED) برای تامین آب شرب مناطق جنوبی کشور (سه سامانه در استان‌های هرمزگان و بوشهر) از وزارت نیرو گردآوری شده و به‌همراه اطلاعات سامانه‌های با فناوری مشابه در برخی کشورهای حاشیه خلیج فارس و دریای مدیترانه (۶ سامانه در امارات، ۱۰ سامانه در عمان و ۳ سامانه در فلسطین اشغالی) ارزیابی شد (Frank et al., 2019; Kress et al., 2020; Mannan et al., 2019). متوسط این نتایج و خطای استاندارد آن‌ها در جدول ۱ نشان داده شده است. این جدول طیفی از انواع آلاینده‌های موجود در شورابه سامانه‌های نمک‌زدایی را نمایش می‌دهد که به‌جز فلوئوراید، کروم، سرب و بر در محدوده استانداردهای محیط‌زیستی آب‌های ایران هستند. در جدول ۱، درنظر گرفتن یک بازه برای محدوده مجاز تخلیه هر آلاینده به آب به‌دلیل وجود مقادیر مجاز متفاوت از این آلاینده‌ها ناشی از محیط پذیرنده (برای مصارف شرب، کشاورزی، صنعت و غیره) و اکوسیستم‌های آن‌ها (ماهیان گرم‌آبی و سردآبی) مطابق استاندارد کشور است (DOE, 2016).

جدول ۱- متوسط آلاینده‌های موجود در شورابه سامانه‌های نمک‌زدایی واقع در جنوب کشور (گردآوری توسط محقق)

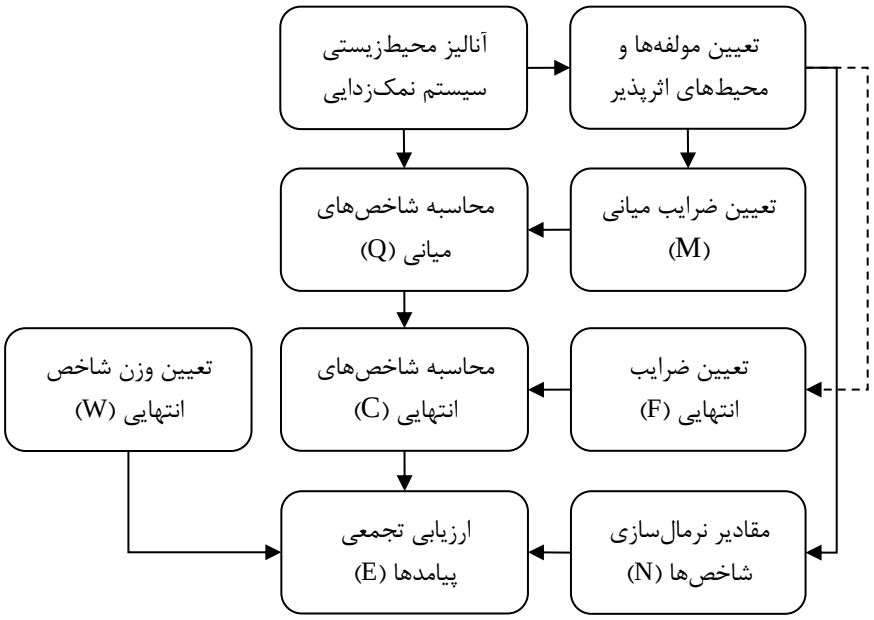
پارامتر	واحد	متوسط	خطای استاندارد	حدود مجاز (DOE, 2016)
کلسیم	mg/L	۱۷۵۰	۷۸±	-
منیزیم	mg/L	۳۳۰۰	۲۱۴±	-
پتاسیم	mg/L	۴۹۰	۸۸±	-
سیلیس	mg/L	۲۷	۱۳±	-
pH	-	۷	۰±/۳	۹ – ۶
کلراید	mg/L	۲۶۵۳۰	۵۱۶۹±	-
سولفات	mg/L	۴۶۰۰	۴۲۳±	-
نیترات	mg/L	۱۶	۶±	۵۰ – ۳۰
نیتریت	mg/L	۰/۰۰۴	۰±/۰۰۰۹	۰/۰-۰۱/۰۳
فلوئوراید	mg/L	۲/۱	۰±/۸	۱/۵ – ۱
COD	mg/L	۱	۰±/۲۳	۱۰ – ۵
EC	mS/cm	۹۱/۵	۶±/۷	-
TDS	mg/L	۴۸۰۰۰	۵۹۲۹±	-
آهن	mg/L	۰/۴۸	۰±/۰۴	۵ – ۲
منگنز	mg/L	۰/۰۶	۰±/۰۰۴	۱ -۰/۲
کروم (سه ظرفیتی)	mg/L	۰/۲۵	۰±/۰۱۵	۰/۱ – ۰/۰۵
مس	mg/L	۰/۰۲۴	۰±/۰۰۳	۰/۲ – ۰/۰۵
روی	mg/L	۰/۰۵۴	۰±/۰۰۵	۲ – ۰/۵
نیکل	mg/L	۰/۲۱	۰±/۰۲۷	۰/۲
سرب	mg/L	۰/۳۳	۰±/۰۱۳	۰/۰۵
کادمیوم	mg/L	۰/۰۴	۰±/۰۰۶	۰/۰۱ – ۰/۰۰۵
بر	mg/L	۵/۲	۱±/۱۲	۳ – ۱

هم‌چنین نتایج مطالعات اخیر نشان می‌دهد به‌طور متوسط، در چرخه فعالیت سامانه‌های نمک‌زدایی موجود در ایران با فناوری‌های غشایی (RO) و حرارتی (MED)، متوسط انتشار گازهای گلخانه‌ای برای نمک‌زدایی یک مترمکعب آب در سامانه‌های مستقر در ساحل دریا در حدود ۸ کیلوگرم کربن معادل و برای سامانه‌های درون‌سرزمین با تغذیه از آب‌های لب‌شور معادل ۶ کیلوگرم کربن معادل است (جمشیدی و قانئیان، ۱۳۹۸؛ Soliman et al., 2021). از طرفی، ارتقای فناوری و توسعه سامانه‌های مبتنی بر انرژی‌های تجدیدپذیر، مانند انرژی‌های خورشیدی و بادی، می‌تواند ردپای کربن یک مترمکعب آب

نمک‌زدایی شده در کشور را به یک‌سوم کاهش دهد، اما بهره‌گیری از سامانه‌های تخلیه پساب صفر مایع (ZLD) در کنار سامانه‌های متعارف می‌تواند مصرف انرژی و درنتیجه انتشار گازهای گلخانه‌ای این سامانه‌ها را بیش از دو برابر افزایش دهد (جمشیدی و قانئیان، ۱۳۹۸؛ Soliman et al., 2021). این موارد به همراه اطلاعات کیفی شورابه‌ها در روش‌شناسی پیشنهادی و برای ارزیابی تجمعی اثرات محیط‌زیستی استفاده شده است.

۲-۲- روش‌شناسی

روش پیشنهادی براساس شاخص‌ها و مولفه‌های کدگذاری شده بین‌المللی در ReCiPe که در سومین مرحله چرخه حیات، یعنی ارزیابی اثرات چرخه حیات (LCIA)، کاربرد دارد، توسعه یافته است. ابتدا با استفاده از ضرایب تبدیلی میانی (midpoints)، مقادیر غلظت‌های شورابه سامانه‌های نمک‌زدایی در کشور (داده موجود) به همراه سایر آلاینده‌های مرتبط به شاخص‌های معادل هر مولفه تبدیل شده و سپس در مرحله دوم، مولفه‌های مرتبط با پژوهش با ضرایب تبدیلی نهایی (endpoints) به شاخص‌های انتهایی تبدیل می‌شوند. شاخص‌های انتهایی در دو دسته شاخص‌های بهداشتی (محیط انسانی) و شاخص‌های اکوسیستمی (محیط غیرانسانی) تقسیم می‌شوند. در مرحله سوم و پس از نرمال‌سازی مقادیر محاسبه شده شاخص‌های انتهایی، مولفه‌های بی‌بعد متناسب با وزن آن‌ها با یکدیگر جمع شده و مقدار تجمعی اثرات محیط‌زیستی در بلندمدت و در مقیاس جهانی برآورد می‌شود. توالی این اقدامات در شکل ۱ نشان داده شده است.



شکل ۱- مراحل روش‌شناسی پیشنهادی این پژوهش

۲-۳- محاسبات براساس ReCiPe

این پژوهش مبتنی بر روش ReCiPe است که در ادامه توسعه روش‌های LCIA در اروپا توسط مجموعه‌ای از همکاری‌ها در سال ۲۰۰۸ ارائه شد. در این روش، داده‌های نرمال شده در سطح اروپا و جهانی در سال ۲۰۰۰ برای ۱۶ شاخص میانی و ۳ شاخص انتهایی در دسترس هستند (Huijbregts et al., 2016). در به‌روزرسانی ReCiPe ضریب‌های تبدیل متعددی درنظر گرفته‌شده است که به‌جای مقیاس اروپایی، مقیاس جهانی را بازنمایی می‌کند، در حالی‌که امکان استفاده از این ضرایب را در مقیاس قاره‌ای و کشوری حفظ می‌کند. ویژگی دیگر این روش آن است که چند پیامد محیط‌زیستی را بسط داده و اثر مصرف آب بر سلامت انسان، تاثیرات مصرف آب و تغییر آب و هوا بر اکوسیستم‌های آب شیرین و تاثیرات مصرف آب و تشکیل ازن تروپوسفری را نیز بر اکوسیستم‌های خشکی مازاد بر دیگر روش‌ها لحاظ می‌کند (European Commission, 2010). برای انجام محاسبات مطابق روش فوق، لازم است رابطه (۱) مورد استفاده قرارگیرد.

$$Q_j = (P \times M)_j \qquad (۱)$$

در مرحله نخست، مولفه‌ها و پارامترهای محیط‌زیستی سامانه مورد مطالعه، که در این پژوهش سامانه‌های نمک‌زدایی است،

شناسایی می‌شود (P). این پارامترها می‌تواند شامل انواع مولفه‌های کیفی پساب و شورابه خروجی از سامانه‌های نمک‌زدایی شامل انیون‌ها و کاتیون‌ها، فلزات سنگین و غیره، آلاینده‌های هوا خروجی از دودکش‌های فعالیت مورد نظر، میزان انتشار ردپای کربن یا ردپای آب هر فعالیت در واحد مترمکعب آب نمک‌زدایی شده، میزان مصرف منابع طبیعی و دیگر مولفه‌های موثر باشد. با دراختیار داشتن مشخصات آلاینده‌های محیط‌زیستی هر فعالیت، و ضرب آن‌ها در ضرایب تبدیلی به شاخص‌های میانی (M) می‌توان اثر هر آلاینده را در دوره چرخه حیات محصول یا فعالیت برآورد نمود. لازم به توضیح است ضرایب تبدیلی M بعضاً وابسته به محیط تخلیه آلودگی (آب، خاک، هوا) و اکوسیستم متاثر از آن است. هم‌چنین این ضرایب براساس یک واحد آلاینده مشخص معادل‌سازی می‌شود. برای مثال در روش ارزیابی اثرات به روش ReCiPe، متان ۲۵ برابر دی‌اکسیدکربن در تغییر آب و هوا نقش ایفا می‌کند و در نتیجه ضریب تبدیل متان به دی‌اکسیدکربن معادل برابر ۲۵ خواهد بود (Huijbregts et al., 2016). جدول ۲ ضرایب تبدیلی M را برای فلزات سنگین موجود در پساب و شورابه به تفکیک محل تخلیه و اکوسیستم تاثیرپذیر و براساس پارامتر معادل دی‌کلروبنزن[۸] (1,4-DCB) نشان می‌دهد. به‌عبارتی براساس این جدول، اثر بهداشتی تخلیه یک واحد جرمی کروم سه ظرفیتی به خاک، معادل اثر بهداشتی حاصل از تخلیه ۰/۰۴۱۶ واحد جرمی دی‌کلروبنزن (1,4-DCB) به هوا است. یا در نمونه‌ای دیگر، اثر محیط‌زیستی تخلیه یک واحد جرمی نیکل به منابع آب شیرین درون‌سرزمین (مانند رودخانه، دریاچه، آب زیرزمینی) بر اکوسیستم دریایی در چرخه حیات محصول، معادل اثر محیط‌زیستی تخلیه ۵۷/۱ واحد دی‌کلروبنزن (1,4-DCB) به آب دریا است.

جدول ۲- ضرایب تبدیلی فلزات به واحد معادل دی‌کلروبنزن در محیط‌ها و اکوسیستم‌های مختلف (Huijbregts et al., 2016)

محل تخلیه شورابه	اکوسیستم تاثیرپذیر	ضرایب (M)						واحد معادل
		کروم	نیکل	روی	سرب	مس	کادمیوم	
خاک	انسان	4.16E-02	2.37E+00	2.05E+02	1.02E+02	5.31E-01	1.05E+03	1,4-DCB eq. emitted to urban air
	خشکی	3.94E-17	1.35E-16	2.15E-16	2.03E-19	2.54E-16	7.04E-17	1,4-DCB eq. emitted to industrial soil
	آبی	8.53E-01	3.17E+00	5.14E+00	7.38E-03	6.17E+00	2.04E+00	1,4-DCB eq. emitted to freshwater
	دریایی	5.43E-01	2.29E+00	4.29E+00	3.90E-03	4.19E+00	1.36E+00	1,4-DCB eq. emitted to seawater
آب شیرین	انسان	8.73E-03	4.40E+00	8.24E+03	3.82E+02	2.86E+00	1.27E+03	1,4-DCB eq. emitted to urban air
	خشکی	1.54E-16	2.91E-15	1.29E-14	2.59E-17	1.01E-14	8.73E-16	1,4-DCB eq. emitted to industrial soil
	آبی	2.30E+00	4.60E+01	2.11E+02	6.06E-01	1.62E+02	1.68E+01	1,4-DCB eq. emitted to freshwater
	دریایی	2.47E+00	5.71E+01	2.99E+02	5.93E-01	1.93E+02	1.96E+01	1,4-DCB eq. emitted to seawater
دریا	انسان	3.04E-03	6.73E-01	3.38E+02	1.73E+02	7.17E-01	3.90E+02	1,4-DCB eq. emitted to urban air
	خشکی	3.55E-16	2.77E-15	2.32E-15	8.29E-17	1.47E-14	1.63E-15	1,4-DCB eq. emitted to industrial soil
	آبی	1.07E-21	1.71E-20	7.47E-20	2.29E-23	4.32E-20	4.32E-21	1,4-DCB eq. emitted to freshwater
	دریایی	3.00E+01	3.21E+02	3.42E+02	9.53E+00	1.57E+03	1.96E+02	1,4-DCB eq. emitted to seawater

باید به این نکته توجه داشت که در روش پیشنهادی، اثر تخلیه یک واحد آلاینده الزاماً در همان محیط پذیرنده مورد ارزیابی قرار نمی‌گیرد. با توجه به مفاهیم چرخه‌های مواد، انرژی، غذایی و جانوری در کره زمین، در دوره چرخه حیات یک فعالیت یا تولید محصول، ممکن است انتشار یک آلاینده به محیط دریایی بر محیط جانوری خشکی نیز موثر باشد و برعکس. بنابراین یک مزیت این روش جامع‌نگری اثرات محیط‌زیستی، فارغ از محدودیت‌های جغرافیایی و کمبود اطلاعات دینامیکی اکوسیستم‌ها است (Jamshidi and Naderi, 2023). اما از طرفی، این روش هنوز در دست توسعه است و برخی مولفه‌ها و ضرایب تبدیلی همچنان امکان توسعه و افزایش دقت محاسبات دارند. به‌عنوان مثال در جدول ۳، اثر محیط‌زیستی معادل تغذیه‌گرایی

براساس پارامترهای مواد مغذی نشان داده شده است. تخلیه آلاینده به محیط‌های خاک، آب شیرین و دریا می‌تواند منجر به اثرات محیط‌زیستی به شکل تغذیه‌گرایی در اکوسیستم‌های آبی و دریایی شود. اما این روش فرض می‌کند عامل معادل تغذیه‌گرایی در آب‌های درون‌سرزمین فسفر و عامل تغذیه‌گرایی در آب‌های ساحلی و دریا ترکیبات نیتروژنی است (Huijbregts et al., 2016). از طرفی این ضرایب به‌صورت متوسط دیده شده و هنوز برای آب‌های کم‌عمق یا عمیق، با پوشش گیاهی و شرایط تروفی مختلف ضرایب تبدیلی جداگانه‌ای ندارد.

جدول ۳- ضرایب تبدیلی آلاینده‌های عامل تغذیه‌گرایی در محیط‌ها و اکوسیستم‌های مختلف (Huijbregts et al., 2016)

محل تخلیه شورابه	اکوسیستم تاثیرپذیر	ضرایب (M)				واحد معادل
		نیترات	نیتریت	فسفر	فسفات	
خاک	آبی	-	-	0.1	0.033	kg P-eq. to freshwater/kg
	دریایی	0.03	0.04	-	-	kg N-eq to marine water/kg
آب شیرین	آبی	-	-	1	0.33	kg P-eq. to freshwater/kg
	دریایی	0.07	0.09	-	-	kg N-eq to marine water/kg
دریا	آبی	-	-	0	0	kg P-eq. to freshwater/kg
	دریایی	0.23	0.3	-	-	kg N-eq to marine water/kg

پس از محاسبه شاخص Q (شاخص میانی)، ضروری است مولفه‌های محاسبه شده با یکدیگر جمع شوند. به‌عبارتی یک چالش اساسی در روش‌های متعارف ارزیابی اثرات محیط‌زیستی، تجمع مولفه‌ها با واحدها و مقادیر مختلف در قالب یک شاخص واحد است. در رویکردهای متعارف، معمولاً با استفاده از نظر خبرگان و امتیازدهی (بین ۱ تا ۵) اثرات محیط‌زیستی در قالب ماتریس‌ها برآورد و بی‌بعد می‌شود. اما روش پیشنهادی به‌گونه‌ای عمل می‌کند که نظر خبرگان در آن به حداقل ممکن برسد و یکپارچه‌سازی شاخص‌ها را با تبدیل شاخص‌های میانی به شاخص‌های انتهایی مطابق رابطه (۲) انجام می‌دهد.

$$C_j = (Q \times F)_j \qquad (۲)$$

که F: همان ضرایب تبدیلی شاخص‌های میانی محاسبه شده (Q) به شاخص‌های انتهایی (C) است. در روش مبتنی بر LCIA، به‌طور کلی شاخص‌های ۱) سلامت و بهداشت انسانی و ۲) سلامت و حفظ اکوسیستم جانوری – گیاهی به‌عنوان دو شاخص کلیدی و انتهایی محسوب می‌شوند. به‌عبارتی تمامی شاخص‌های میانی محاسبه شده براساس مولفه‌های معادل (مانند دی‌کلروبنزن، نیتروژن یا فسفر) لازم است براساس مولفه‌های اثرپذیر و ضرایب تبدیلی آن‌ها به دو دسته خسارت بهداشتی و خسارت زیست‌بوم تبدیل شوند.

جدول ۴ مجموعه‌ای از مولفه‌های اثرپذیر را در مدل ReCiPe نمایش داده و ضرایب تبدیلی هرکدام را به تفکیک محیط تاثیرپذیر نشان می‌دهد. همان‌گونه که مشاهده می‌شود، ضرایب تبدیلی هرکدام از پارامترهای معادل محاسبه شده توسط شاخص‌های میانی را به دو پارامتر خسارت بهداشتی (برحسب DALY)[۹] و خسارت زیست‌بوم (برحسب Species) تبدیل می‌کنند.

در این روش برای سلامت و بهداشت انسان از واحد DALY استفاده شده است که سال‌هایی از عمر انسان را نشان می‌دهد که به‌خاطر مرگ ناشی از آلاینده‌ها از دست رفته‌اند یا شخص به دلیل بیماری معلول یا ناتوان شده و سلامتی خود را از دست داده است (Alinejad and Ghannadi, 2017). از طرفی واحد سنجش خسارت اکوسیستم، کل گونه‌های از بین‌رفته در طی زمان است (Huijbregts et al., 2016). به‌عنوان مثال، انتشار ۱ واحد جرمی کربن معادل (CO_2 eq) حاصل از انتشار گازهای گلخانه‌ای در پدیده گرمایش جهانی، می‌تواند معادل $۹/۲۸\times۱۰^{-۷}$ سال عمر کاسته شده از زندگی انسان‌ها یا عمر زندگی با ناخوشی و بیماری انسان‌ها باشد. هم‌چنین این مقدار می‌تواند معادل $۲/۸\times۱۰^{-۹}$ گونه آسیب دیده در محیط خشکی در طی یک سال و $۷/۶۵\times۱۰^{-۱۴}$ گونه آسیب‌دیده در محیط آبی درون سرزمین در طی یک سال باشد. بنابراین انتشار انواع آلاینده‌ها (مانند CFC، نیترات، گاز گلخانه‌ای و غیره) در محیط‌های مختلف این امکان را خواهد داشت تا به‌صورت واحدهای معادل خسارت بهداشتی و زیست‌بوم تجمیع شود. در این حالت، تمامی شاخص‌ها (C) که از نوع خسارت بهداشتی هستند با یکدیگر و آن‌هایی که از نوع خسارت زیست‌بوم هستند با یکدیگر جمع‌پذیر هستند.

جدول ۴- ضرایب تبدیلی شاخص‌های میانی به خسارات بهداشتی و زیست‌بوم در مولفه‌های اثرپذیر

محیط تاثیرپذیر	مولفه‌ها	شاخص تبدیل (F)	واحد معادل	مرتبط با این پژوهش	شاخص نرمال (N)
انسان (بهداشت)	گرمایش جهانی	9.28E-07	DALY/kg CO_2 eq.	✓	7.42E-03
	کاهش لایه ازن	5.31E-04	DALY/kg CFC11 eq.	-	3.19E-05
	تشعشع یونیزه	8.50E-09	DALY/kBq Co-60 emitted to air eq.	-	4.08E-06
	ذرات معلق هوا	6.29E-04	DALY/kg PM2.5 eq.	-	1.61E-02
	تشکیل ازن فتوشیمیایی	9.10E-07	DALY/kg NOx eq.	-	1.80E-05
	سمیت (سرطان‌زا)	3.32E-06	DALY/kg 1,4-DCB emitted to urban air eq.	-	3.42E-05
	سمیت (غیرسرطان‌زا)	2.28E-07	DALY/kg 1,4-DCB emitted to urban air eq.	✓	2.08E-04
	مصرف آب	2.22E-06	DALY /m^3 consumed	✓	1.96E-04
اکوسیستم خشکی	گرمایش جهانی	2.80E-09	Species.year/kg CO_2 eq.	✓	2.24E-05
	تشکیل ازن فتوشیمیایی	1.29E-07	Species.year/kg NOx eq.	-	2.24E-06
	اسیدی شدن	2.12E-07	Species.year/kg SO_2 eq.	-	8.42E-06
	سمیت اکوسیستم	1.14E-11	Species.year/kg 1,4-DBC emitted to industrial soil eq.	✓	8.19E-04
	مصرف آب	1.35E-08	species.year/m^3 consumed	-	3.48E-06
	تغییر کاربری اراضی	8.88E-09	Species/(m^2·annual crop eq)	-	6.23E-04
اکوسیستم آبی (درون‌سرزمین)	گرمایش جهانی	7.65E-14	Species.year/kg CO_2 eq.	✓	6.11E-10
	تغذیه‌گرایی	6.71E-07	Species.year/kg P to freshwater eq.	-	4.90E-07
	سمیت اکوسیستم	6.95E-10	species·year/kg 1,4-DBC emitted to freshwater eq.	✓	1.75E-08
	مصرف آب	6.04E-13	species.year/m^3 consumed	-	6.16E-10
اکوسیستم دریایی	سمیت اکوسیستم	1.05E-10	species·year/kg 1,4-DBC emitted to sea water eq.	✓	4.56E-09
	تغذیه‌گرایی	1.70E-09	Species.year/kg N to marine water eq.	✓	6.12E-09

همان‌طور که در شکل ۱ و روش‌شناسی تاکید شد، یکی از گام‌های نخست ارزیابی اثرات محیط‌زیستی تجمعی با روش پیشنهادی، تعیین مولفه‌های تاثیرپذیر هر فعالیت است. هر محصول یا فعالیت، مانند نمک‌زدایی، الزاماً با تمامی مولفه‌ها درگیر نمی‌شود. به‌عنوان مثال، نمک‌زدایی بر تشکیل ازن فتوشیمیایی یا کاهش لایه ازن نمی‌تواند اثرگذار باشد. بنابراین همان‌طور که در جدول ۴ نشان داده شده است، مولفه‌های مرتبط با این پژوهش براساس نتایج و آنالیزهای محیط‌زیستی موجود مشخص شده و سایر مولفه‌ها از محدوده محاسبات خارج می‌شود.

در مرحله آخر و براساس روش‌شناسی ReCiPe پیشنهاد می‌شود شاخص‌های انتهایی محاسبه شده براساس خسارت بهداشتی و زیست‌بوم (C)، ابتدا براساس ضرایب موجود نرمال شوند. این ضرایب، باعث می‌شود خسارات محاسبه شده تماماً بدون بعد و در واحد هر نفر در سال باشد. در این شرایط، با یک میان‌گیری وزنی می‌توان اثر محیط‌زیستی تجمعی نهایی (E) را مطابق رابطه (۳) محاسبه نمود.

$$E = \sum [w_i \times (\frac{C_j}{N_j})_i] \qquad (۳)$$

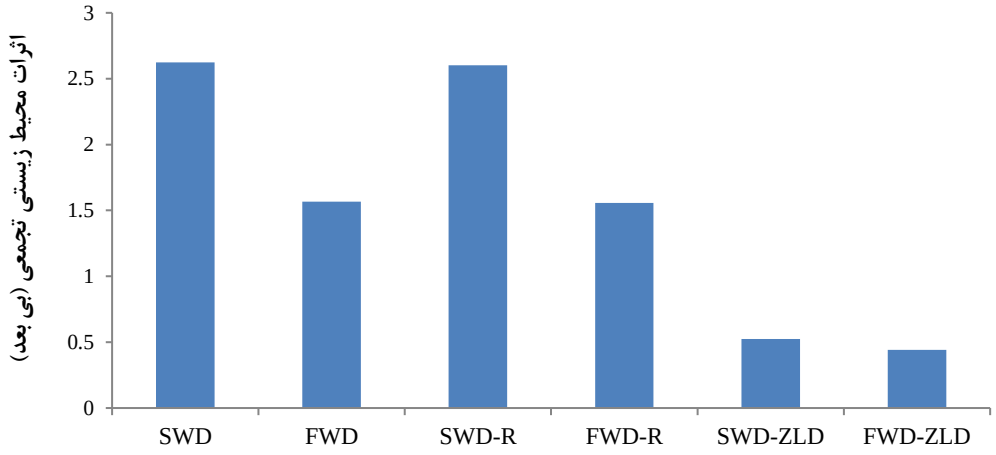
که W: برابر وزن هرکدام از شاخص‌های انتهایی خسارت بهداشتی و خسارت زیست‌بوم است. این وزن می‌تواند براساس روش‌های مختلف ریاضی، مانند روش آنتروپی یا فازی، نظر خبرگان و غیره محاسبه شود. در این پژوهش و بر اساس شاخص عملکرد محیط‌زیستی (EPI)[۱۰] مشابه مطالعات اخیر در استفاده از روش ReCiPe (Jamshidi and Naderi, 2023)، وزن شاخص بهداشتی ۰/۴ و مولفه‌های اکوسیستمی ۰/۶ درنظر گرفته شده است.

۳- نتایج و بحث

نتایج ارزیابی اثرات محیط‌زیستی به‌صورت کمی و براساس جمیع مولفه‌های اثرپذیر از فعالیت‌های نمک‌زدایی در محیط‌های مختلف

انسانی، خشکی، آبی و دریایی مطابق شکل ۲ نشان می‌دهد نمک‌زدایی یک مترمکعب آب به‌صورت متمرکز در نواحی ساحلی (SWD) می‌تواند پیامدی معادل ۲/۶۲ واحد داشته باشد، درحالی‌که پیامدهای محیط‌زیستی یک مترمکعب آب نمک‌زدایی شده درون سرزمین با آب‌های لب‌شور (FWD) معادل ۱/۵۷ واحد است که تقریباً ۴۰٪کمتر است. به‌طور کلی هرچقدر این شاخص تجمیعی حساب شده از صفر به سمت ارقام مثبت افزایش یابد، نشان از افزایش اثرات نامطلوب محیط‌زیستی است و مادامی‌که این رقم از عدد واحد ۱ بالاتر باشد، نشان از اثرات نامطلوب محیط‌زیستی قابل‌ملاحظه است.

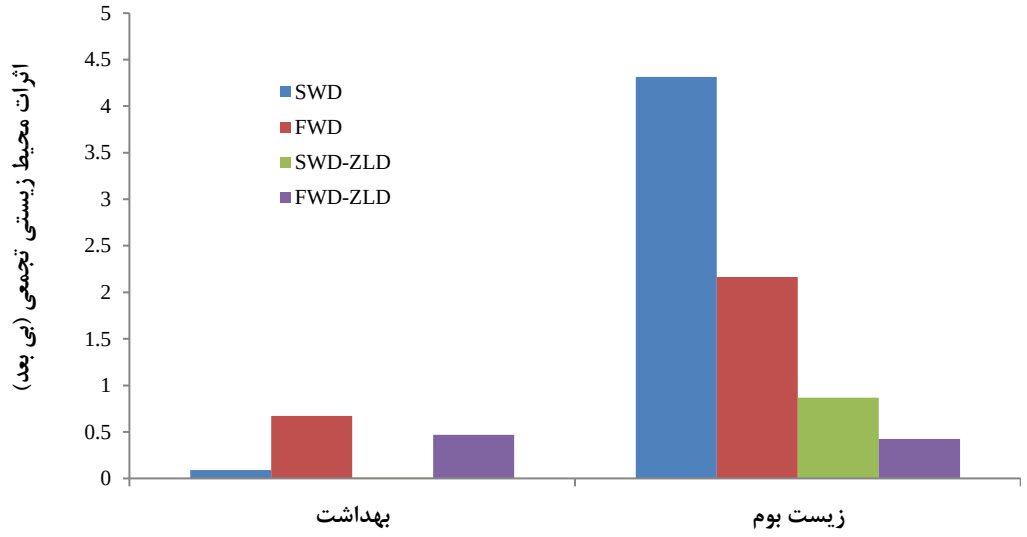
هم‌چنین براساس نتایج مقایسه‌ای می‌توان مشاهده کرد استفاده از انرژی‌های تجدیدپذیر در کنار سامانه‌های نمک‌زدایی، به‌دلیل اثرگذاری محدود بر کاهش ردپای کربن و مولفه گرمایش جهانی در جدول ۴، کمتر از ۱٪ در کاهش مجموع پیامدهای محیط‌زیستی موثر هستند، به‌طوری‌که مجموع اثرات محیط‌زیستی سامانه‌های نمک‌زدایی آب دریا با انرژی تجدیدپذیر (SWD-R) به ۲/۶ و مجموع اثرات محیط‌زیستی سامانه‌های نمک‌زدایی آب درون‌سرزمین با انرژی تجدیدپذیر (FWD-R) به ۱/۵۶ کاهش می‌یابد که با توصیه‌های متعارف پژوهش‌ها مبنی بر اثر قابل‌ملاحظه انرژی‌های تجدیدپذیر در کاهش پیامدهای محیط‌زیستی نمک‌زدایی منافات دارد (Elsaid et al., 2020). اما برعکس، استفاده از سامانه‌های تخلیه پساب صفر مایع (ZLD) می‌تواند اثر قابل‌ملاحظه‌ای بر پیامدهای محیط‌زیستی سامانه‌های نمک‌زدایی، به‌ویژه نمک‌زدایی از آب شور دریا داشته باشد. به‌عنوان نمونه، استفاده از سامانه‌های ZLD برای سامانه‌های نمک‌زدایی درون‌سرزمین (FWD-ZLD) موجب بهبود ۷۲٪ پیامدهای محیط‌زیستی آن‌ها می‌شود و رقم اثرات محیط‌زیستی تجمعی به ۰/۴۴ کاهش می‌یابد. اما این میزان کاهش پیامدها برای سامانه‌های نمک‌زدایی ساحلی (SWD-ZLD) تا ۸۰٪ قابل افزایش است و موجب کاهش رقم اثرات محیط‌زیستی تجمعی به ۰/۵۲ می‌شود. در این شرایط، با این فرض که حد اثرات کمتر از ۱ مطلوب باشد، آن‌گاه کاربری سامانه‌های ZLD برای کنترل شورابه‌های سمی و مخرب نمک‌زدایی در مقایسه با توسعه سامانه‌های انرژی تجدیدپذیر از نظر اثرات بلندمدت محیط‌زیستی در محیط‌های مختلف پیشنهاد می‌شود.



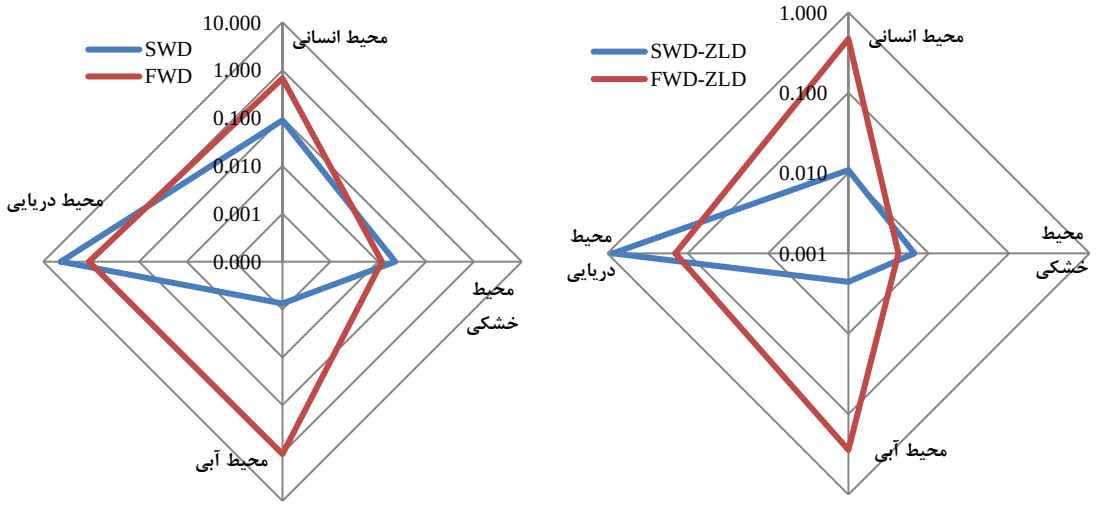
شکل ۲- مقایسه کمی مجموع پیامدهای محیط‌زیستی انواع سامانه‌های نمک‌زدایی

بررسی‌های جزئی‌تر نشان می‌دهد که پیامد محیط‌زیستی غالب اجرا و بهره‌برداری از سامانه‌های نمک‌زدایی در محیط‌ها و اکوسیستم‌های غیرانسانی بروز پیدا می‌کند و سامانه‌های ZLD و MLD اثر قابل‌ملاحظه‌ای در کاهش این بخش از پیامدهای محیط‌زیستی دارند. در روش پیشنهادی، از آن‌جایی‌که انتشار یک واحد آلودگی سمی، مانند فلزات سنگین و ترکیبات شیمیایی، می‌تواند در بلندمدت و چرخه حیات محصول بر تمامی جانداران در بخش خشکی، آبی و دریایی اثرگذار باشد، اثر آن در تمامی محیط‌ها با یکدیگر جمع می‌شود. به‌علاوه باید توجه داشت روش‌های نمک‌زدایی سبز بسیار متعدد است که می‌تواند شامل استفاده از انرژی‌های تجدیدپذیر، روش‌های بازیافت مواد از شورابه، کاهش مصرف انرژی سامانه‌های نمک‌زدایی، کاهش شورابه تولیدی، اصلاح برداشت و تخلیه آب و پساب و غیره باشد (Ihsanullah et al., 2021). دراین‌جا با توجه به ارقام و آنالیزهای موجود و درقالب روش پیشنهادی، اثرات تجمعی سامانه‌های نمک‌زدایی در کشور همراه با ZLD و انرژی‌های تجدیدپذیر مورد مقایسه قرارگرفت. این بدان معنا نیست که کاهش اثرات نامطلوب محیط‌زیستی سامانه‌های نمک‌زدایی با انرژی تجدیدپذیر سبز نیست، بلکه ارقام حاکی از اثرپذیری کمتر این مولفه در مقایسه با گزینه کنترل و کاهش پساب است.

همان‌گونه که در شکل‌های ۴ نشان داده شده است، نمک‌زدایی غیرمتمرکز درون‌سرزمین (FWD)[11] در محیط آبی و نمک‌زدایی متمرکز ساحلی (SWD)[12] در محیط‌های انسانی و دریایی پیامدهای نامطلوب بیشتری می‌گذارند. هم‌چنین استفاده از سامانه‌های ZLD می‌تواند در محیط‌های خشکی، دریایی و آبی پیامدهای نمک‌زدایی را به‌میزان قابل‌ملاحظه‌ای کاهش دهد، اما بر محیط انسانی تقریباً بدون اثر است. این ویژگی به‌طور مشابه توسط مطالعات اخیر در ارزیابی اثرات فناوری‌های نوین نیز مشاهده شده و پیشنهاد شده است به‌طوری‌که استفاده از انواع روش‌های تبخیری، کریستالیزه‌کردن، جامدسازی نمکی و غیره برای کاهش شورابه و جلوگیری از ورود آن‌ها به محیط تاکید شده است (Ihsanullah et al., 2021). در مطالعات (Bordbar et al. 2022) در حاشیه جنوبی خلیج فارس برای فناوری‌های حرارتی (MSF)[13] و هیبریدی (MSF و غشایی) و در قالب ارزیابی چرخه حیات نشان داده شد که مولفه‌های تغییرات اقلیمی، تغذیه‌گرایی دریا، و سمیت برای انسان‌ها، شاخص‌های تاثیرگذار محیط‌زیستی سامانه‌های نمک‌زدایی هستند. اما برخلاف پژوهش حاضر، اثر سمیت اکولوژیکی دیده نشده است. لذا به‌دلیل عدم لحاظ آلودگی سمی شورابه‌ها، اثر غالب محیط‌زیستی بیشتر مبتنی بر انتشار گازهای گلخانه‌ای شده است. با این‌وجود، استفاده از سامانه‌های هیبریدی و نانوفناوری توانسته است اثرات شاخص‌های میانی را در حدود ۸۰٪ کاهش دهد. هم‌چنین با ارزیابی اثرات محیط‌زیستی فناوری‌های جدید هم‌چون اسمز مستقیم (FO)[14] و الکترودیالیز (ED/EDR) مشخص شده این روش‌ها به‌ویژه برای پیش‌تصفیه، می‌توانند پیامدهای محیط‌زیستی را به‌طور قابل‌ملاحظه‌ای کاهش دهند (Elsaid et al., 2020).



شکل ۳- مقایسه اثرات محیط‌زیستی انواع سامانه‌های نمک‌زدایی بر محیط‌های تاثیرپذیر



شکل ۴- مقایسه محیط‌های تاثیرپذیر در انواع سامانه‌های نمک‌زدایی در مقیاس لگاریتمی (راست: بدون ZLD، چپ: با ZLD)

علی‌رغم توانمندی‌های روش پیشنهادی، هم‌چنان این روش امکان بسط و توسعه را دارد. به‌طور مثال، آلودگی‌های صوتی فعالیت‌های نمک‌زدایی در محاسبات ارزیابی اثرات محیط‌زیستی وارد نمی‌شود. روش‌های برداشت آب یا تخلیه پساب سامانه‌های نمک‌زدایی در دریا می‌تواند اثرات محیط‌زیستی را تغییر دهد که نیازمند بررسی کمی و شناسایی میزان اثرگذاری به‌صورت پایلوت قبل از محاسبات در قالب چرخه حیات است (Moossa et al., 2022). هم‌چنین اثرات اجتماعی (Syazira Nazaran et al., 2021) و آلودگی آب‌های زیرزمینی به‌طور مجزا امکان افزوده شدن به این ساختار و چهارچوب را دارا است (Ihsanullah et al., 2021). کاربرد سامانه‌های نمک‌زدایی برای صنایع مختلف از جمله فولاد یا پتروشیمی می‌تواند در مجموع اثرات محیط‌زیستی متفاوتی داشته باشد (Baustert et al., 2022). فناوری‌های نوظهور می‌توانند اثرات محیط‌زیستی متنوعی داشته باشند که باید در قالب چرخه عمر فناوری‌ها و تجهیزات بررسی شوند (Khosravi et al., 2022). تجهیزات اسقاطی سامانه‌های نمک‌زدایی و سایر خدمات و فناوری‌ها لازم است به‌جز شکل دورریز منابع طبیعی، به‌صورت آلاینده‌های محیطی نیز در آنالیز LCIA دیده شوند (Elsaid, Kamil, et al., 2020). بهره‌برداری از این سامانه‌ها برای تامین آب یک منطقه می‌تواند با تولید یک مترمکعب پساب تصفیه‌خانه‌های فاضلاب شهری از نظر محیط‌زیستی مقایسه شده و ملاکی برای تصمیم‌گیری باشد (Aleisa et al., 2022). هم‌چنین نوع بهره‌برداری از سامانه و میزان رسیدگی به تاسیسات نیز مطابق مطالعات اخیر می‌تواند بر اثرات تجمعی محیط‌زیستی تصفیه‌خانه‌ها و سامانه‌های نمک‌زدایی موثر باشد (Shiu et al., 2023). نهایتاً لازم به ذکر است روش ReCiPe و ضرائب آن براساس میانگین برآوردی اثرات محیط‌زیستی در یک منطقه (مثلاً اروپا) تعریف شده است. با بررسی‌های بیشتر در این حوزه، این امکان می‌تواند فراهم شود تا برای ارزیابی اثرات محیط‌زیستی به‌صورت منطقه‌ای و محلی در یک نقطه خاص، این روش براساس مقادیر براورد شده محلی و بومی در کشور ارزیابی شود.

۴- نتیجه‌گیری

این پژوهش با استفاده از روش مبتنی بر مرحله سوم چرخه حیات (LCIA) در قالب مدل ReCiPe توانسته است یک الگوی محاسباتی برای ارزیابی اثرات محیط‌زیستی حاصل از بهره‌برداری سامانه‌های نمک‌زدایی ارائه نماید. بنابراین روش پیشنهادی و مورد استفاده در این پژوهش چارچوبی نوین برای مقایسه اقدامات اصلاحی و فنی خدمات و محصولات فراهم نموده و شرایط را برای توسعه رویکردهای متعارف ارزیابی اثرات محیط‌زیستی مهیا نموده است.

این پژوهش نشان داد از نظر چرخه حیات سامانه‌های نمک‌زدایی، SWD در مقایسه با FWD الزاماً اثرات محیط‌زیستی کمتری ندارد و برخلاف انچه ممکن است تصور شود، و احتمالاً به‌دلیل ارتباط گسترده دریا با اکوسیستم‌های مختلف، به‌ویژه از نظر سمیت، ممکن است پیامدهای نامطلوب بیشتری نیز داشته باشد. لذا نه تنها پایش شورابه و پساب سامانه‌های نمک‌زدایی از نظر فلزات سنگین و ترکیبات شیمیایی اهمیت دارد، بلکه استفاده از سامانه‌های مناسب کنترل‌کننده آن‌ها مانند سامانه‌های پیشرفته ZLD یا بهره‌برداری مناسب از سامانه‌های نمک‌زدایی برای کاهش انواع مواد شیمیایی می‌تواند بر کاهش اثرات محیط‌زیستی تا حد مطلوب (کمتر از ۰/۵) نیز موثر باشد. بنابراین این پژوهش به‌طور ضمنی اشاره دارد که ارزیابی اثرات سامانه‌های نمک‌زدایی صرفاً براساس غلظت جامدات محلول یا EC شورابه توصیه نمی‌شود و روش‌شناسی نشان می‌دهد مولفه‌های دیگر نظیر انتشار گازهای گلخانه‌ای و سمیت بهداشتی و اکوسیستمی، اهمیت به‌سزایی دارند.

۵- پی‌نوشت‌ها

1- Life Cycle Impact Assessment
2- Zero Liquid Discharge
3- Reverse Osmosis
4- Multiple Effect Distilation
5- Environmental Impact Assessment
6- Cumulative Impact Assessment
7- Life Cycle Assessment
8- Dichlorobenzene
9- Disability-Adjusted Life Year
10- Environmental Performance Indicator
11- Seawater Desalination
12- Freshwater Desalination
13- Multi-Stage Flash Distillation
14- Forward Osmosis

۶- مراجع

جمشیدی، ش.، و قانعیان، م.، (۱۳۹۸)، "محاسبه ردپای کربن آب نمکزدایی شده در ایران"، *هشتمین کنفرانس ملی مدیریت منابع آب*، مشهد، ایران.

Aleisa, E.E., Al-Mutairi, A.M., and Hamoda, M.F., (2022). "Reconciling water circularity through reverse osmosis for wastewater treatment for a hyper-arid climate: A life cycle assessment", *Sustainable Water*

European Commission, (2010). *International reference Life Cycle Data System (ILCD) handbook: Analysing of existing Environmental Impact Assessment methodologies for use in Life Cycle Assessment*, Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability, 115.

Frank, H., Fussmann, K.E., Rahav, E., and Bar Zeev, E., (2019), "Chronic effects of brine discharge from large-scale seawater reverse osmosis desalination facilities on benthic bacteria", *Water Research*, 151, 478-487, https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.12.046.

Heihsel, M., Lenzen, M., and Behrendt, F., (2020), "Desalination and sustainability: A triple bottom line study of Australia", *Environmental Research Letters*, 15(11), 114044, https://doi.org/10.1088/1748-9326/abbd63.

Heihsel, M., Lenzen, M., Malik, A., and Geschke, A., (2019), "The carbon footprint of desalination: An input-output analysis of seawater reverse osmosis desalination in Australia for 2005-2015", *Desalination*, 454(December 2018), 71-81, https://doi.org/10.1016/j.desal.2018.12.008.

Huijbregts, M., Steinmann, Z.J.N., Elshout, P.M.F.M., Stam, G., Verones, F., Vieira, M.D.M., Zijp, M., and van Zelm, R., (2016), *ReCiPe 2016, A harmonized life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. Report I: Characterization*, National Institute for Public Health and the Environment, 194.

Ihsanullah, I., Atieh, M.A., Sajid, M., and Nazal, M.K., (2021), "Desalination and environment: A critical analysis of impacts, mitigation strategies, and greener desalination technologies" *Science of The Total Environment*, 780, 146585, https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.1465855.

ISO14040, (2006). *Environmental management - Life cycle assessment, Principles and framework*, 2nd Edition, International Standard Organization.

Jamshidi, S., and Naderi, A., (2023), "A quantitative approach on environment-food nexus: Integrated modeling and indices for cumulative impact assessment of farm management practices", *PeerJ*, 11, e14816, https://doi.org/10.7717/peerj.14816.

Jia, X., Klemeš, J.J., Varbanov, P.S., and Alwi, S.R.W., (2019), "Analyzing the energy consumption, GHG emission, and cost of seawater desalination in China", *Energies*, 12(3), 1-16, https://doi.org/10.3390/en12030463.

Khosravi, A., Bordbar, B., and Ahmadi Orkomi, A., (2022), *Life Cycle Assessment of emerging technologies in industrial wastewater treatment and desalination*, pp. 369-398, https://doi.org/10.1007/978-3-030-98202-7_15.

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

Lee, K., and Jepson, W., (2021), "Environmental impact of desalination: A systematic review of Life Cycle Assessment", *Desalination*, 509, 115066, *Resources Management*, 8(3), 83, https://doi.org/10.1007/s40899-022-00671-8.

Alhaj, M., Tahir, F., and Al-Ghamdi, S.G., (2022), "Life-cycle environmental assessment of solar-driven Multi-Effect Desalination (MED) plant", *Desalination*, 524, 115451, https://doi.org/10.1016/j.desal.2021.115451.

Alinejad, K., and Ghannadi, M., (2017), "Concept of DALYs index and its calculation in estimating disease burden", *Journal of Water and Wastewater Science and Engineering*, 2(3), 14-20.

Aljuwaisseri, A., Aleisa, E., and Alshayji, K., (2022), "Assessing seawater desalination using Reverse Osmosis and multi-effect distillation for Kuwait using Life Cycle Assessment: Fossil fuels versus solar power", *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 1026(1), 012025, https://doi.org/10.1088/1755-1315/1026/1/012025.

Bakhshayesh, M., Farahani, M., and Nia, A.B., (2021), *Using Life Cycle Assessment (LCA) to evaluate environmental impact of Kangan Desalination Plant (LCA)*, *Journal of Water and Wastewater*, 31(7), 15-34, https://doi.org/10.22093/wwj.2020.214063.2973.

Baustert, P., Igos, E., Schaubroeck, T., Chion, L., Mendoza Beltran, A., Stehfest, E., van Vuuren, D., Biemans, H., and Benetto, E., (2022), "Integration of future water scarcity and electricity supply into prospective LCA: Application to the assessment of water desalination for the steel industry", *Journal of Industrial Ecology*, 26(4), 1182-1194, https://doi.org/10.1111/jiec.13272.

Bordbar, B., Khosravi, A., Orkomi, A.A., and Peydayesh, M., (2022), "Life Cycle Assessment of hybrid nanofiltration desalination plants in the Persian Gulf", *Membranes*, 12(5), 1-16, https://doi.org/10.3390/membranes12050467.

Cherif, H., and Belhadj, J., (2018), "Environmental Life Cycle Analysis of water desalination processes", In: *Sustainable Desalination Handbook*, *Plant Selection, Design and Implementation*, Elsevier Inc., 527-559, https://doi.org/10.1016/B978-0-12-809240-8.00015-0.

DOE, (2016), *Water quality standards in Iran*, Guideline, Department of Environment, I.R.Iran, 14.

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

Elsaid, K., Sayed, E.T., Abdelkareem, M.A., Baroutaji, A., and Olabi, A.G., (2020), "Environmental impact of desalination processes: Mitigation and control strategies", *Science of The Total Environment*, 740, 140125, https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140125.

Elsaid, K., Sayed, E.T., Abdelkareem, M.A., Mahmoud, M.S., Ramadan, M., and Olabi, A.G., (2020), "Environmental impact of emerging desalination technologies: A preliminary evaluation", *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 8(5), 104099, https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104099.

This article is an open-access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC-BY) license.

https://doi.org/10.1016/j.desal.2021.115066.

Mannan, M., Alhaj, M., Mabrouk, A.N., and Al-Ghamdi, S.G., (2019), "Examining the life-cycle environmental impacts of desalination: A case study in the State of Qatar", *Desalination*, 452, 238-246, https://doi.org/10.1016/j.desal.2018.11.017.

Mannan, M., Alhaj, M., Nasser, A., and Al-ghamdi, S.G., (2020), "Examining the life-cycle environmental impacts of desalination : A case study in the State of Qatar" *Desalination*, 452(July), 238-246, https://doi.org/10.1016/j.desal.2018.11.017.

Meron, N., Blass, V., and Thoma, G., (2020), "A national-level LCA of a water supply system in a Mediterranean semi-arid climate, Israel as a case study", *International Journal of Life Cycle Assessment*, 25(6), 1133-1144, https://doi.org/10.1007/s11367-020-01753-5.

Moossa, B., Trivedi, P., Saleem, H., and Zaidi, S.J., (2022), "Desalination in the GCC countries, A review", *Journal of Cleaner Production*, 357, 131717, https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.131717.

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

Rosenbaum, R.K., Hauschild, M.Z., Boulay, A.N., Fantke, P., Laurent, A., Núñez, M., and Vieira, M., (2018), *Life Cycle Impact Assessment*, In: M.Z., Hauschild, R.K., Rosenbaum, and S.I., Olsen (Eds.), *Life Cycle Assessment, Theory and Practice*, (pp. 167-270), Springer.

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

Shiu, H.-Y., Lee, M., Lin, Z.-E., and Chiueh, P.-T., (2023), "Dynamic life cycle assessment for water treatment implications", *Science of The Total Environment*, 860, 160224, https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160224.

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

Syazira Nazaran, I., Abdul Ghani, L., Muhammad, Z., Saputra, J., Ali, A., and Talib Bon, A., (2021), "Social impact of small seawater desalination plant of local community: A social life cycle assessment", *Proceedings of the International Conference on Industrial Engineering and Operations Management Monterrey*, Mexico.

Zhou, J., Chang, V.W.C., and Fane, A.G., (2014), "Life Cycle Assessment for desalination: A review on methodology feasibility and reliability", *Water Research*, 61, 210-223, https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.05.017.