

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

فرانک هاشم‌پور<sup>۱</sup>، علیرضا پرداختی<sup>۲\*</sup>، شروین جمشیدی<sup>۳</sup>

۱- دانش‌آموخته کارشناسی ارشد، گروه مهندسی محیط‌زیست، دانشگاه تهران

۲- استادیار گروه مهندسی محیط‌زیست، دانشگاه تهران (Email: [alirezap@ut.ac.ir](mailto:alirezap@ut.ac.ir))

۳- استادیار گروه مهندسی عمران، دانشکده مهندسی عمران و حمل و نقل، دانشگاه اصفهان

(Email: [sh.jamshidi@eng.ui.ac.ir](mailto:sh.jamshidi@eng.ui.ac.ir))

تاریخ دریافت: ۱۴۰۱/۰۹/۱۸

تاریخ اصلاح: ۱۴۰۲/۰۴/۰۴

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۲/۰۴/۰۸

### چکیده

پیامدهای محیط‌زیستی چالش اساسی توسعه سامانه‌های نمک‌زدایی است. اما رویکردهای متعارف ارزیابی اثرات زیست‌محیطی 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) استفاده می‌شود، معرفی شد. 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 گرفت. همچنین پیامدهای روش‌های اصلاحی مانند استفاده از انرژی‌های تجدیدپذیر و سامانه‌های تخلیه صفر پساب مایع (ZLD) نیز در این چهارچوب مقایسه شد. بدین منظور، از داده‌های در دسترس سامانه‌های غشایی (RO) و حرارتی (MED) در حال بهره‌برداری در جنوب کشور و خاورمیانه استفاده شد. نتایج نشان داد روش پیشنهادی برای ارزیابی تجمعی پیامدهای محیط‌زیستی 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 شد پایش ترکیبات سمی شورابه‌ها با دقت بیشتری انجام شده و با توجه به عملکرد سامانه‌های ZLD در کاهش ۷۰-۸۰٪ پیامدهای نامطلوب زیست‌محیطی، استفاده از این فناوری‌ها در اولویت اقدامات اصلاحی این سامانه‌ها قرار گیرد.

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

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

Faranak hashempoor<sup>1</sup>, Alireza Pardakhti<sup>2\*</sup>, Shervin Jamshidi<sup>3</sup>

- 1- MSc student, Department of Environmental Engineering, University of Tehran.
- 2- Assistant Professor, Department of Environmental Engineering, University of Tehran, (Email: alirezap@ut.ac.ir)
- 3- Assistant Professor, Department of Civil Engineering, University of Isfahan, (Email: [sh.jamshidi@eng.ui.ac.ir](mailto:sh.jamshidi@eng.ui.ac.ir))

Received: 09/12/2022

Revised: 25/06/2023

Accepted: 29/06/2023

## 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, we used the available brine water quality data of operating RO and MED plants located in southern Iran and the Middle East. 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.

## ۱. مقدمه

تخلیه پساب خروجی از سامانه‌های نمک‌زدایی به محیط‌های دریایی با عنوان شورابه (Brine)، می‌تواند پیامدهای مخرب زیست‌محیطی قابل ملاحظه‌ای در محل‌های تخلیه بصورت موضعی داشته باشد بطوریکه شوری این پساب‌ها بزرگترین معضل محیط‌زیستی بهره‌برداری از این سامانه‌ها معرفی می‌شود (Shemer & Semiat, 2017). با این وجود، پیامدهای محیط‌زیستی سامانه‌های نمک‌زدایی به محتوای شوری شورابه‌های آنها محدود نمی‌شود. این تاسیسات از نظر مولفه‌های محیط‌زیستی مختلف می‌توانند بطور مستقیم یا غیرمستقیم بر چرخه‌های مواد و انرژی در سطح زمین اثرگذار باشند. مصرف انرژی و بویژه 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 پیش تصفیه و انتی اسکالانت‌ها 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 & Haralambous, 2020).

در حوزه مصرف انرژی و انتشار گاز گلخانه‌ای بعنوان نمونه، مطالعات گسترده‌ای در سال‌های اخیر برای برآورد ردپای کربن یک مترمکعب آب نمک‌زدایی شده انجام شده است. در استرالیا براساس بررسی‌های صورت گرفته نتیجه شد بطور متوسط سالانه ۱/۹ کیلوگرم دی‌اکسیدکربن معادل بازای 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 برقایی انتشار گاز گلخانه‌ای به مراتب 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 نمک‌زدایی شده 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 به روش غشایی را بیش از ۷۰٪ کاهش دهد (Cherif & Belhadj, 2018).

با توجه به اینکه بهره‌برداری از سامانه‌های نمک‌زدایی می‌تواند پیامدهای محیط‌زیستی متعدد در محیط‌های مختلفی داشته باشد، ارزیابی اثرات زیست‌محیطی (EIA) آنها اهمیت پیدا می‌کند. اما روش‌های متعارف ارزیابی اثرات زیست‌محیطی در کشور اکثراً مبتنی بر نظرات خبرگان و امتیازبندی مولفه‌های کیفی است تا در قالب یک ساختار رای‌محور، اثرات بصورت کمی محاسبه و نتیجه بصورت کیفی ارائه گردد. این روش با مشکلات متعدد مواجه است و بعضاً در برآورد جزئی اثرات زیست‌محیطی، اثرات ثانویه و غیرمستقیم آلاینده‌ها، و تجمیع مناسب نتایج و پیامدها ناتوان است. در سال‌های اخیر، اما برای ارزیابی تجمعی اثرات زیست‌محیطی (CIA) فعالیت‌های مختلف از جمله بهره‌برداری از سامانه‌های نمک‌زدایی و انتخاب گزینه‌های مطلوب، از رویکردهای نوین مانند

ارزیابی چرخه حیات (LCA) استفاده شده است (Lee & Jepson, 2021). در مطالعات مروری می‌توان مشاهده کرد که بررسی‌های متعددی برای ارزیابی چرخه حیات سامانه‌های نمک‌زدایی انجام شده است که به اثرات زیست‌محیطی مسائلی همچون سازه تاسیسات نمک‌زدایی (بتن، فولاد و لوله‌های مصرفی)، منابع انرژی (سوخت‌های فسیلی، تجدیدپذیر و غیره)، مواد شیمیایی مصرفی (آنتی‌اسکلانت‌ها، 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). بعنوان 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 بعنوان چالش‌های کلیدی سامانه‌های نمک‌زدایی از آنها یاد شده است (Lee & Jepson, 2021). این چهارچوب که اصولاً مبتنی بر مدل‌ها و شاخص‌های بین‌المللی است، می‌تواند با بهره‌گیری از مفاهیم توسعه پایدار، مقادیر پیامدهای مخرب زیست‌محیطی را در چندین لایه کمی نموده و برای مقایسه مورد استفاده قرار گیرد. 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 در طول چرخه حیات آن محصول یا فعالیت است (ISO14040, 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 زیست‌محیطی 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). عبارت دیگر روش‌ها و مدل‌های ارزیابی اثرات در قالب چرخه عمر دارای مزیت‌های زیر است (Jamshidi & 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 زیست‌محیطی در محیط‌های مختلف انسانی و جانوری را بصورت تجمعی ارائه می‌دهد،
  - (۴) برآوردی از اثرات زیست‌محیطی 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 در نظر 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 بطور کلی و در شرایط متعارف MED در حدود ۴۰٪ خسارات و اثرات نامطلوب زیست‌محیطی بیشتری نسبت به RO دارد اما در صورت 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 زیست‌محیطی 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 بطور تقریبی معادل ۳/۲ کیلوگرم دی‌اکسیدکربن معادل بازای هر مترمکعب آب نمک‌زدایی‌شده است (Bakhshayesh et al., 2020). در فلسطین اشغالی، بررسی‌های نرم‌افزاری در قالب ارزیابی چرخه حیات آب در شبکه لوله‌کشی و با احتساب برداشت ۱۰۰ درصدی از منابع نمک‌زدایی شده نتیجه شد که ردپای کربن ۴/۹ کیلوگرم دی‌اکسیدکربن معادل بازای هر مترمکعب آب شرب نمک‌زدایی‌شده است (Meron et al., 2020). در قطر، نتایج مطالعات در قالب ارزیابی چرخه حیات نشان داده است که این کشور بازای هر مترمکعب 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 زیست‌محیطی سامانه‌های نمک‌زدایی در حال بهره‌برداری در جنوب کشور مورد ارزیابی قرار گیرد. بدین منظور، علاوه بر اطلاعات کیفی شورابه سامانه‌ها، به برآوردهای انجام شده درخصوص میزان مصرف انرژی و ردپای کربن این تاسیسات نیز استناد شده و مقدار اثرات زیست‌محیطی تجمعی (CIA) سامانه‌های نمک‌زدایی برآورد می‌گردد 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 زیست‌محیطی 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 زیست‌محیطی 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 به همراه 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 به جز فلئوراید، کروم، سرب و بر در محدوده استانداردهای زیست‌محیطی آب‌های ایران هستند. در جدول ۱، در نظر گرفتن یک بازه برای محدوده مجاز تخلیه هر آلاینده به آب بدلیل وجود مقادیر مجاز متفاوت از این آلاینده‌ها ناشی از محیط پذیرنده (برای مصارف شرب، کشاورزی، صنعت و ...) 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)

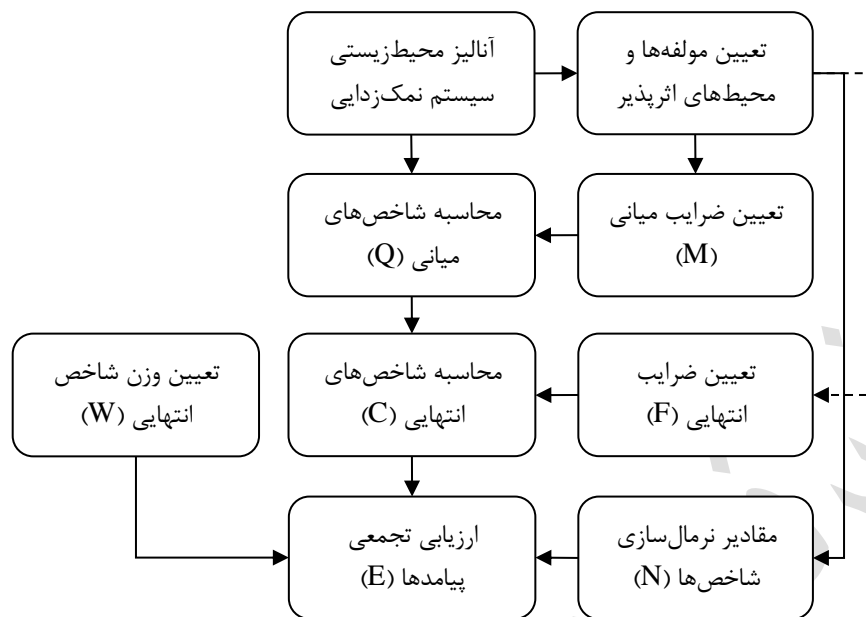
پارامتر	واحد	متوسط	خطای استاندارد	حدود مجاز (DOE, 2016)
کلسیم	mg/L	۱۷۵۰	۷۸±	-
منیزیم	mg/L	۳۳۰۰	۲۱۴±	-
پتاسیم	mg/L	۴۹۰	۸۸±	-
سیلیس	mg/L	۲۷	۱۳±	-
pH	-	۷	۰±/۳	۹-۶
کلراید	mg/L	۲۶۵۳۰	۵۱۶۹±	-
سولفات	mg/L	۴۶۰۰	۴۲۳±	-
نترات	mg/L	۱۶	۶±	۵۰-۳۰
نیتريت	mg/L	۰/۰۰۴	۰±/۰۰۰۹	۰/۰-۰/۰۰۳
فلئوراید	mg/L	۲/۱	۰±/۸	۱/۵-۱
COD	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

پارامتر	واحد	متوسط	خطای استاندارد	حدود مجاز (DOE, 2016)
کادمیوم	mg/L	۰/۰۴	±۰/۰۰۶	۰/۰۰۵ - ۰/۰۱
بر	mg/L	۵/۲	۱±/۱۲	۱ - ۳

همچنین نتایج مطالعات اخیر نشان می‌دهد بطور 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 (Jamshidi & Ghaneian, 2020; Soliman et al., 2021). از طرفی، ارتقا 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 یک سوم کاهش دهد اما بهره‌گیری از سامانه‌های تخلیه پساب صفر مایع (ZLD) در کنار سامانه‌های متعارف می‌تواند مصرف انرژی و در نتیجه انتشار گازهای گلخانه‌ای این سامانه‌ها را بیش از دو برابر افزایش دهد (Jamshidi & Ghaneian, 2020; Soliman et al., 2021). این موارد به همراه اطلاعات کیفی شورابه‌ها در روش‌شناسی پیشنهادی و برای ارزیابی تجمعی اثرات زیست‌محیطی 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 زیست‌محیطی در بلندمدت و در مقیاس جهانی برآورد می‌گردد. توالی این اقدامات در شکل ۱ نشان داده شده است.



شکل ۱- مراحل روش‌شناسی پیشنهادی این پژوهش

## ۳-۲. 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 در نظر گرفته شده است که به جای 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 زیست‌محیطی 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 روابط زیر مورد استفاده قرار گیرد.

$$Q_j = (P \times M)_j \quad (1)$$

در مرحله نخست، مولفه‌ها و پارامترهای زیست‌محیطی 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 ...، 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 در اختیار 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 تأثیرپذیر و براساس پارامتر معادل دی‌کلروبنزن (1,4-DCB) نشان می‌دهد. عبارتی 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 زیست‌محیطی تخلیه یک واحد جرمی نیکل به منابع آب شیرین درون سرزمین (مانند رودخانه، دریاچه، آب زیرزمینی) بر اکوسیستم دریایی در چرخه حیات محصول، معادل اثر زیست‌محیطی 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)

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

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 زیست‌محیطی، فارغ از محدودیت‌های جغرافیایی و کمبود اطلاعات دینامیکی اکوسیستم‌ها است (Jamshidi & 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. بعنوان مثال در جدول ۳، اثر زیست‌محیطی معادل تغذیه‌گرایی براساس پارامترهای مواد مغذی نشان داده شده است. تخلیه آلاینده به محیط‌های خاک، آب شیرین و دریا می‌تواند منجر به اثرات زیست‌محیطی 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 بصورت 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)

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

پس از محاسبه شاخص Q (شاخص میانی)، ضروری است مولفه‌های محاسبه شده با یکدیگر جمع شوند. عبارتی یک چالش اساسی در روش‌های متعارف ارزیابی اثرات زیست‌محیطی، 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 زیست‌محیطی در قالب ماتریس‌ها برآورد و بی‌بعد می‌شود. اما روش پیشنهادی بگونه‌ای 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.

$$C_j = (Q \times F)_j \quad (2)$$

در این رابطه، F همان ضرایب تبدیلی شاخص‌های میانی محاسبه شده (Q) به شاخص‌های انتهایی (C) است. در روش مبتنی بر LCIA، بطور کلی دو شاخص انتهایی (۱) سلامت و بهداشت انسانی و (۲) سلامت و حفظ اکوسیستم جانوری - گیاهی دو شاخص کلیدی و انتهایی محسوب می‌شوند. عبارتی تمامی شاخص‌های میانی محاسبه شده براساس مولفه‌های معادل (مانند دی‌کلروبنزن،

نیترژن 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) 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 بخاطر 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 & Ghannadi, 2017). از طرفی واحد سنجش خسارت اکوسیستم، کل گونه‌های از بین رفته در طی زمان است (Huijbregts et al., 2016). بعنوان مثال، انتشار ۱ واحد جرمی کربن معادل (CO<sub>2</sub> eq) حاصل از انتشار گازهای گلخانه‌ای در پدیده گرمایش جهانی، می‌تواند معادل  $9/28 \times 10^{-7}$  سال عمر کاسته شده از زندگی انسان‌ها یا عمر زندگی با ناخوشی و بیماری انسان‌ها باشد. همچنین این مقدار می‌تواند معادل  $2/8 \times 10^{-9}$  گونه آسیب دیده در محیط خشکی در طی یک سال و  $7/65 \times 10^{-14}$  گونه آسیب‌دیده در محیط آبی درون سرزمین در طی یک سال باشد. بنابراین انتشار انواع آلاینده‌ها (مانند CFC، نیترات، گاز گلخانه‌ای و ...) در محیط‌های مختلف این امکان را خواهد داشت تا بصورت واحدهای معادل خسارت بهداشتی و زیست‌بوم تجمیع گردد. 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

شاخص نرمال (N)	مرتبط با این پژوهش	واحد معادل	شاخص تبدیلی (F)	مولفه‌ها	محیط تاثیرپذیر
7.42E-03	✓	DALY/kg CO <sub>2</sub> eq.	9.28E-07	گرمایش جهانی	انسان (بهداشت)
3.19E-05	-	DALY/kg CFC11 eq.	5.31E-04	کاهش لایه اوزن	
4.08E-06	-	DALY/kBq Co-60 emitted to air eq.	8.50E-09	تشعشع یونیزه	
1.61E-02	-	DALY/kg PM2.5 eq.	6.29E-04	ذرات معلق هوا	
1.80E-05	-	DALY/kg NOx eq.	9.10E-07	تشکیل اوزن فتوشیمیایی	
3.42E-05	-	DALY/kg 1,4-DCB emitted to urban air eq.	3.32E-06	سمیت (سرطان‌زا)	
2.08E-04	✓	DALY/kg 1,4-DCB emitted to urban air eq.	2.28E-07	سمیت (غیرسرطان‌زا)	
1.96E-04	✓	Daly/m <sup>3</sup> consumed	2.22E-06	مصرف آب	اکوسیستم خشکی
2.24E-05	✓	Species.year/kg CO <sub>2</sub> eq.	2.80E-09	گرمایش جهانی	
2.24E-06	-	Species.year/kg NOx eq.	1.29E-07	تشکیل اوزن فتوشیمیایی	
8.42E-06	-	Species.year/kg SO <sub>2</sub> eq.	2.12E-07	اسیدی شدن	

8.19E-04	✓	species*yr/kg 1,4-DBC emitted to industrial soil eq.	1.14E-11	سمیت اکوسیستم	
3.48E-06	-	species.yr/m <sup>3</sup> consumed	1.35E-08	مصرف آب	
6.23E-04	-	Species/(m <sup>2</sup> ·annual crop eq)	8.88E-09	تغییر کاربری اراضی	
6.11E-10	✓	Species.year/kg CO <sub>2</sub> eq.	7.65E-14	گرمایش جهانی	
4.90E-07	-	Species.year/kg P to freshwater eq.	6.71E-07	تغذیه گرای	اکوسیستم آبی
1.75E-08	✓	species-yr/kg 1,4-DBC emitted to freshwater eq.	6.95E-10	سمیت اکوسیستم	(درون سرزمین)
6.16E-10	-	species.yr/m <sup>3</sup> consumed	6.04E-13	مصرف آب	
4.56E-09	✓	species-yr/kg 1,4-DBC emitted to sea water eq.	1.05E-10	سمیت اکوسیستم	اکوسیستم
6.12E-09	✓	Species.year/kg N to marine water eq.	1.70E-09	تغذیه گرای	دریایی

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

در مرحله آخر و براساس روش شناسی 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 زیست‌محیطی تجمعی نهایی (E) را مطابق رابطه ۳ محاسبه نمود.

$$E = \sum [w_i \times \left(\frac{C_j}{N_j}\right)_i] \quad (3)$$

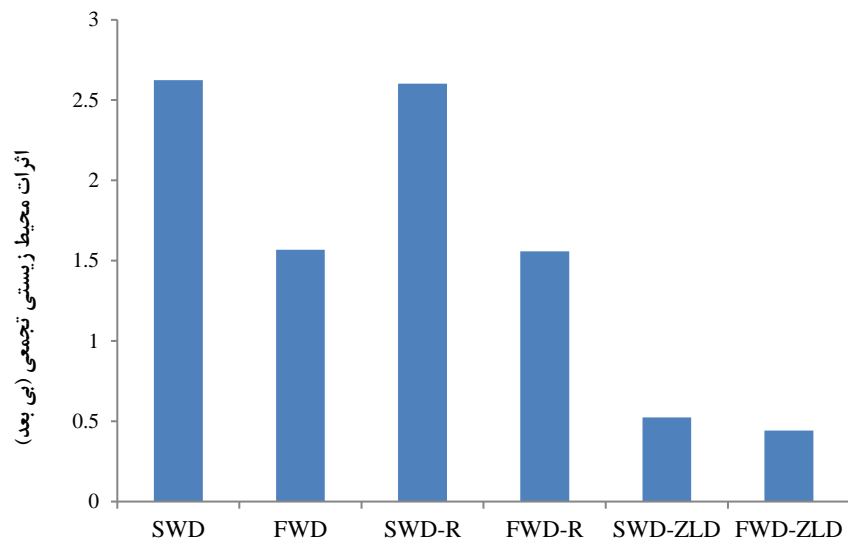
در این رابطه،  $w$  برابر وزن هر کدام از شاخص‌های انتهایی خسارت بهداشتی و خسارت زیست‌بوم است. این وزن می‌تواند براساس روش‌های مختلف ریاضی، مانند روش آنتروپی یا فازی، نظر خبرگان و ... محاسبه شود. در این پژوهش و بر اساس شاخص عملکرد محیط‌زیستی (EPI) مشابه مطالعات اخیر در استفاده از روش ReCiPe (Jamshidi & Naderi, 2023)، وزن شاخص بهداشتی ۰/۴ و مولفه‌های اکوسیستمی ۰/۶ در نظر گرفته شده است.

### ۳. نتایج و بحث

نتایج ارزیابی اثرات زیست‌محیطی بصورت 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 بصورت متمرکز در نواحی ساحلی (SWD)

می‌تواند پیامدی معادل ۲/۶۲ واحد داشته باشد درحالی‌که پیامدهای زیست‌محیطی یک مترمکعب آب نمک‌زدایی شده درون‌سرزمین با آب‌های لب‌شور (FWD) معادل ۱/۵۷ واحد است که تقریباً ۰/۴۰٪ کمتر است. بطور 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 زیست‌محیطی قابل ملاحظه است.

همچنین براساس نتایج مقایسه‌ای می‌توان مشاهده کرد استفاده از انرژی‌های تجدیدپذیر در کنار سامانه‌های نمک‌زدایی، بدلیل اثرگذاری محدود بر کاهش ردپای کربن و مولفه گرمایش جهانی در جدول ۴، کمتر از ۱٪ در کاهش مجموع پیامدهای محیط‌زیستی موثر هستند بطوریکه مجموع اثرات زیست‌محیطی سامانه‌های نمک‌زدایی آب دریا با انرژی تجدیدپذیر (SWD-R) به ۲/۶ و مجموع اثرات زیست‌محیطی سامانه‌های نمک‌زدایی آب درون‌سرزمین با انرژی تجدیدپذیر (FWD-R) به ۱/۵۶ کاهش می‌یابد که با توصیه‌های متعارف پژوهش‌ها مبنی بر اثر قابل ملاحظه انرژی‌های تجدیدپذیر در کاهش پیامدهای زیست‌محیطی نمک‌زدایی منافات دارد (Elsaid, Sayed, Abdelkareem, Baroutaji, et al., 2020). اما برعکس، استفاده از سامانه‌های تخلیه پساب صفر مایع (ZLD) می‌تواند اثر قابل ملاحظه‌ای بر پیامدهای زیست‌محیطی سامانه‌های نمک‌زدایی، بویژه نمک‌زدایی از آب شور دریا داشته باشد. بعنوان نمونه، استفاده از سامانه‌های ZLD برای سامانه‌های نمک‌زدایی درون‌سرزمین (FWD-ZLD) موجب بهبود ۰/۷۲٪ پیامدهای زیست‌محیطی آنها می‌شود و رقم اثرات زیست‌محیطی تجمعی به ۰/۴۴ کاهش می‌یابد. اما این میزان کاهش پیامدها برای سامانه‌های نمک‌زدایی ساحلی (SWD-ZLD) تا ۰/۸۰٪ قابل افزایش است و موجب کاهش رقم اثرات زیست‌محیطی 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 زیست‌محیطی در محیط‌های مختلف پیشنهاد می‌گردد.

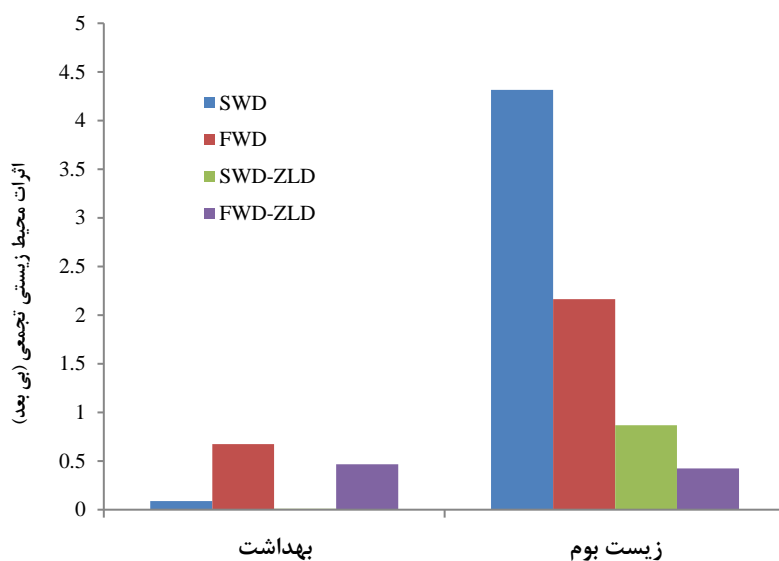


شکل ۲- مقایسه کمی مجموع پیامدهای محیط‌زیستی انواع سامانه‌های نمک‌زدایی

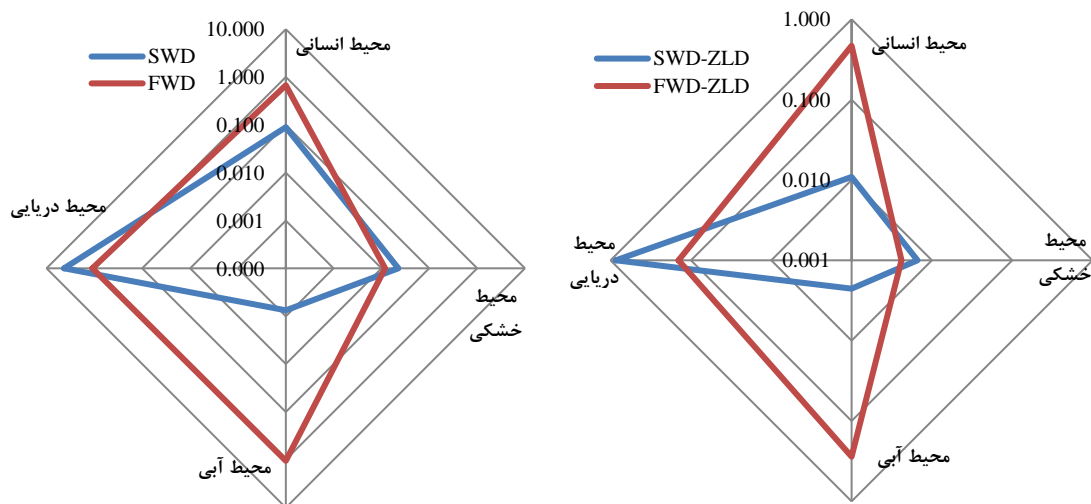
بررسی‌های جزئی‌تر نشان می‌دهد که پیامد محیط‌زیستی غالب اجرا و بهره‌برداری از سامانه‌های نمک‌زدایی در محیط‌ها و اکوسیستم‌های غیرانسانی بروز پیدا می‌کند و سامانه‌های ZLD و MLD اثر قابل ملاحظه‌ای در کاهش این بخش از پیامدهای زیست‌محیطی دارند. در روش پیشنهادی، از انجاییکه انتشار یک واحد آلودگی سمی، مانند 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. بعلاوه 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 ... باشد (Ihsanullah et al., 2021). در اینجا با توجه به ارقام و آنالیزهای موجود و در قالب روش پیشنهادی، اثرات تجمعی سامانه‌های نمک‌زدایی در کشور همراه با ZLD و انرژی‌های تجدیدپذیر مورد مقایسه قرار گرفت. این بدان معنا نیست که کاهش اثرات نامطلوب زیست‌محیطی 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) در محیط آبی و نمک‌زدایی متمرکز ساحلی (SWD) در محیط‌های انسانی و دریایی پیامدهای نامطلوب بیشتری می‌گذراند. همچنین استفاده از سامانه‌های ZLD می‌تواند در محیط‌های خشکی، دریایی و آبی پیامدهای نمک‌زدایی را به میزان قابل ملاحظه‌ای کاهش دهد، اما بر محیط انسانی تقریباً بدون اثر است. این ویژگی بطور مشابه توسط مطالعات اخیر در ارزیابی اثرات فناوری‌های نوین نیز مشاهده شده و پیشنهاد گردیده است بطوریکه استفاده از انواع روش‌های تبخیری، کریستالیزه‌کردن، جامدسازی نمکی و ... برای کاهش شورابه و جلوگیری

از ورود آنها به محیط تاکید شده است (Ihsanullah et al., 2021). در مطالعات Bordbar و همکاران (۲۰۲۲) در حاشیه جنوبی خلیج فارس برای فناوری‌های حرارتی (MSF) 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 زیست‌محیطی سامانه‌های نمک‌زدایی هستند. اما برخلاف پژوهش حاضر، اثر سمیت اکولوژیکی دیده نشده است و لذا بدلیل عدم لحاظ آلودگی سمی شورابه‌ها، اثر غالب زیست‌محیطی بیشتر مبتنی بر انتشار گازهای گلخانه‌ای شده است (Bordbar et al., 2022). با این وجود، استفاده از سامانه‌های هیبریدی و نانوفناوری توانسته است اثرات شاخص‌های میانی را در حدود ۸۰٪ کاهش دهد. همچنین با ارزیابی اثرات زیست‌محیطی فناوری‌های جدید همچون اسمز مستقیم (FO) و الکترودیالیز (ED/EDR) مشخص شده این روش‌ها بویژه برای پیش‌تصفیه، می‌توانند پیامدهای محیط‌زیستی را بطور قابل ملاحظه‌ای کاهش دهند (Elsaid, Sayed, Abdelkareem, Mahmoud, et al., 2020).



شکل ۳- مقایسه اثرات زیست‌محیطی 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. بطور مثال، آلودگی‌های صوتی فعالیت‌های نمک‌زدایی در محاسبات ارزیابی اثرات زیست‌محیطی وارد نمی‌شود. روش‌های برداشت آب یا تخلیه پساب سامانه‌های نمک‌زدایی در دریا می‌تواند اثرات زیست‌محیطی را تغییر دهد که نیازمند بررسی کمی و شناسایی میزان اثرگذاری بصورت 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 بطور مجزا امکان افزوده شدن به این ساختار و چهارچوب را داراست (Ihsanullah et al., 2021). کاربرد سامانه‌های نمک‌زدایی برای صنایع مختلف از جمله فولاد یا پتروشیمی می‌تواند در مجموع اثرات زیست‌محیطی متفاوتی داشته باشد (Baustert et al., 2022). فناوری‌های نوظهور می‌توانند اثرات زیست‌محیطی 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 بجز شکل دورریز منابع طبیعی، به صورت 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 زیست‌محیطی 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 زیست‌محیطی تصفیه‌خانه‌ها و سامانه‌های نمک‌زدایی موثر باشد (Shiu et al., 2023). نهایتاً لازم به ذکر است روش ReCiPe و ضرائب آن براساس میانگین برآوردی اثرات زیست‌محیطی در یک منطقه (مثلاً اروپا) تعریف شده است. با بررسی‌های بیشتر در این حوزه، این امکان می‌تواند فراهم شود تا برای ارزیابی اثرات



زیست‌محیطی بصورت منطقه‌ای و محلی در یک نقطه خاص، این روش براساس مقادیر برآورد 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 زیست‌محیطی 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 زیست‌محیطی مهیا نموده است.

این پژوهش نشان داد از نظر چرخه حیات سامانه‌های نمک‌زدایی، SWD در مقایسه با FWD الزاماً اثرات زیست‌محیطی کمتری ندارد و برخلاف آنچه ممکن است تصور شود، و احتمالاً بدلیل ارتباط گسترده دریا با اکوسیستم‌های مختلف، بویژه 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 زیست‌محیطی تا حد مطلوب (کمتر از ۰/۵) نیز موثر باشد. بنابراین این پژوهش بطور 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 بسزایی دارند.

#### ۵. مراجع

- Aleisa, E. E., Al-Mutairi, A. M., & Hamoda, M. F. (2022). Reconciling water circularity through reverse osmosis for wastewater treatment for a hyper-arid climate: a life cycle assessment. *Sustainable Water Resources Management*, 8(3), 83. <https://doi.org/10.1007/s40899-022-00671-8>
- Alhaj, M., Tahir, F., & 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., & Ghannadi, M. (2017). Concept of DALYs Index and its Calculation in Estimating Disease Burden. *Journal of Water & Wastewater Science & Engineering*, 2(3), 14–20.
- Aljuwaiser, A., Aleisa, E., & 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., & Nia, A. B. (2020). *U sing Life Cycle Assessment ( LCA ) to Evaluate Environmental Impact of Kangan Desalination Plant ( LCA )*. 1–20. <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., & 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., & 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., & Belhadj, J. (2018). Environmental Life Cycle Analysis of Water Desalination Processes. In *Sustainable Desalination Handbook*. Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-809240-8.00015-0>
- DOE. (2016). Water Quality Standards in Iran. *Department of Environment*, 14.
- Elsaid, K., Kamil, M., Sayed, E. T., Abdelkareem, M. A., Wilberforce, T., & Olabi, A. (2020). Environmental impact of desalination technologies: A review. *Science of The Total Environment*, 748, 141528. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141528>
- Elsaid, K., Sayed, E. T., Abdelkareem, M. A., Baroutaji, A., & Olabi, A. G. (2020). Environmental impact of desalination processes: Mitigation and control strategies. *Science of The Total Environment*, 740, 140125. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140125>
- Elsaid, K., Sayed, E. T., Abdelkareem, M. A., Mahmoud, M. S., Ramadan, M., & 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>
- 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., & 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., & Behrendt, F. (2020). Desalination and sustainability: A triple bottom line study of Australia. *Environmental Research Letters*, 15(11). <https://doi.org/10.1088/1748-9326/abbd63>
- Heihsel, M., Lenzen, M., Malik, A., & 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., & 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., & Nazal, M. K. (2021). Desalination and environment: A critical analysis of impacts, mitigation strategies, and greener desalination technologies. *Science of The Total Environment*, 780, 146585. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146585>
- ISO14040. (2006). *Environmental management — Life cycle assessment — Principles and framework*.
- Jamshidi, S., & Ghaneian, M. (2020). Accounting the Carbon Footprint of Desalinated Water in Iran. *8th National Conference on Water Resource Management*.
- Jamshidi, S., & 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., & 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., & 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](https://doi.org/10.1007/978-3-030-98202-7_15)
- Kress, N., Gertner, Y., & Shoham-Frider, E. (2020). Seawater quality at the brine discharge site from two mega size seawater reverse osmosis desalination plants in Israel (Eastern Mediterranean). *Water*

- Research*, 171, 115402. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115402>
- Lee, K., & Jepson, W. (2021). Environmental impact of desalination: A systematic review of Life Cycle Assessment. *Desalination*, 509, 115066. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2021.115066>
- Mannan, M., Alhaj, M., Mabrouk, A. N., & 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., & Al-ghamdi, S. G. (2020). Examining the life-cycle environmental impacts of desalination : A case study in the State of Qatar. *Desalination*, 452(July 2018), 238–246. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2018.11.017>
- Meron, N., Blass, V., & 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., & 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., & 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., & Vieira, M. (2018). Life Cycle Impact Assessment. In M. Z. Hauschild, R. K. Rosenbaum, & S. I. Olsen (Eds.), *Life Cycle Assessment, Theory and Practice* (pp. 167–270). Springer.
- Shemer, H., & 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., & 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., & 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., & Talib Bon, A. (2021). *Social Impact of Small Seawater Desalination Plant of Local Community: A Social Life Cycle Assessment*. 3185–3192.
- Zhou, J., Chang, V. W. C., & 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>