



## Evaluation of the ecological risk of heavy metals in the sediments of coastal wetlands Case study: coastal wetlands of Chabahar Bay, mangrove ecosystem

Sadegh Partani<sup>1</sup> , Ansieh Rashidi<sup>2</sup> , Hadi Jarahi<sup>3</sup> , Ali Jafari<sup>4</sup> , Amin Arzhangi<sup>5</sup> 

1. Corresponding Author, Technical and Engineering Faculty, Bojnord University, Bojnord, Iran, Email:

[S\\_partani@ub.ac.ir](mailto:S_partani@ub.ac.ir)

2. Islamic Azad University, Central Tehran Branch, Tehran, Tehran, Iran, Email: [rashidianise@gmail.com](mailto:rashidianise@gmail.com)

3. Department of Geology, Islamic Azad University, North Tehran Branch, Tehran, Iran, Email:

[jafari13779715ali@gmail.com](mailto:jafari13779715ali@gmail.com)

4. Department of Water Engineering, Bojnord University, EMail: [ali.jafari@stu.ub.ac.ir](mailto:ali.jafari@stu.ub.ac.ir)

5. Department of Water Engineering, Bojnord University, EMail: [aminarzhangi@ymail.com](mailto:aminarzhangi@ymail.com)

### Article Info

**Article type:** Research Article

**Article history:**

**Received:** June. 19, 2023

**Revised:** Nov. 24, 2023

**Accepted:** Nov. 28, 2023

**Published online:** Jan. 21, 2024

**Keywords:**

Ecological Risk,  
Pollution Index,  
Land Accumulation Index,  
Health Risk Index,  
Chabahar Bay,  
Heavy Metals.

### ABSTRACT

In this study, the concentration of heavy metals in water and sediments in four stations of Chabahar Lagoon was investigated. Ecological risk index (RI), pollution load index (PLI), and land accumulation index (Igeo) were used to evaluate the ecological risk of heavy metals in the sediment environment. To evaluate the risk of these metals to human health, the hazard index (HI) for two age groups, adults and children was used. The results showed that the highest value of the ecological risk index occurred in station 4 with a value of 38.73 and the lowest value occurred in station 1 with a value of 21.36. The calculated RI values for all stations were less than 150, indicating that they are in the low-risk range. The highest value of the pollution load index also occurred in station 4 with a value of 0.59, which shows that the sediments of all four stations were not polluted. However, Igeo values were less than zero, which indicates that the studied sediments are in the non-polluted range. Only station 4 had a value greater than zero and less than 1 for chromium, which is in the range of pollution, not polluted to moderate with this metal. Also, risk index values for minors and adults were calculated at each station. The highest value for minors and adults occurred at station 4 with values of 0.89 and 0.59, respectively. Although HI values are less than 1, minors are more exposed to these metals than adults. These results are very worrying for minors who are a vulnerable group in society.

Cite this article: Partani, S., Rashidi, A., Jarahi, H., Jafari, A., & Arzhangi, A. (2024) Evaluation of the ecological risk of heavy metals in the sediments of coastal wetlands Case study: coastal wetlands of Chabahar Bay, mangrove ecosystem, *Iranian Journal of Soil and Water Research*, 54 (11), 1733-1757. <https://doi.org/10.22059/ijswr.2023.360884.669517>

© The Author(s).

Publisher: The University of Tehran Press.

DOI: <https://doi.org/10.22059/ijswr.2023.360884.669517>



## ارزیابی ریسک اکولوژیکی فلزات سنگین در رسوبات تالاب‌های (شوره‌زار) ساحلی،

## مطالعه موردی: تالاب‌های ساحلی خلیج چابهار، اکوسیستم حرا

صادق پرتانی<sup>۱</sup> | انیسه رشیدی<sup>۲</sup> | هادی جراحی<sup>۳</sup> | علی جعفری<sup>۴</sup> | امین ارژنگی<sup>۵</sup>۱. نویسنده مسئول، دانشکده فنی و مهندسی، دانشگاه بجنورد، رایانامه: [S\\_partani@ub.ac.ir](mailto:S_partani@ub.ac.ir)۲. دانشگاه آزاد اسلامی واحد تهران مرکزی، تهران، رایانامه: [rashidianise@gmail.com](mailto:rashidianise@gmail.com)۳. گروه زمین شناسی، دانشگاه آزاد اسلامی، واحد تهران شمال، تهران، ایران رایانامه: [jafari13779715ali@gmail.com](mailto:jafari13779715ali@gmail.com)۴. گروه مهندسی آب، دانشگاه بجنورد، رایانامه: [ali.jafari@stu.ub.ac.ir](mailto:ali.jafari@stu.ub.ac.ir)۵. گروه مهندسی آب، دانشگاه بجنورد، رایانامه: [aminarzhanghi@ymail.com](mailto:aminarzhanghi@ymail.com)

## چکیده

## اطلاعات مقاله

نوع مقاله: مقاله پژوهشی

در این مطالعه غلظت فلزات سنگین در آب و رسوبات در چهار ایستگاه تالاب چابهار بررسی شد. از شاخص خطر اکولوژیکی (RI)، شاخص بار آلودگی (PLI) و شاخص انباشت زمین (Igeo) برای ارزیابی خطر اکولوژیکی فلزات سنگین در محیط رسوب استفاده شد. برای ارزیابی خطر این فلزات برای سلامت انسان، از شاخص خطر (HI) برای دو گروه سنی بزرگسالان و خردسالان استفاده شد. نتایج نشان داد که بیشترین مقدار شاخص ریسک اکولوژیکی در ایستگاه ۴ با مقدار ۳۸/۷۳ و کمترین مقدار در ایستگاه ۱ با مقدار ۳۶/۲۱ رخ داده است. مقادیر RI محاسبه شده برای همه ایستگاه‌ها کمتر از ۱۵۰ بود که نشان‌دهنده این است که آنها در محدوده کم خطر قرار دارند. بیشترین مقدار شاخص بار آلودگی نیز در ایستگاه ۴ با مقدار ۰/۵۹ رخ داد که نشان می‌دهد رسوبات هر چهار ایستگاه آلوده نبوده‌اند. اما مقادیر Igeo کمتر از صفر بود که نشان می‌دهد رسوبات مورد مطالعه در محدوده غیرآلوده قرار دارند. فقط ایستگاه ۴ دارای Igeo بیشتر از صفر و کمتر از ۱ برای کروم بود که در محدوده غیر آلوده تا متوسط به این فلز قرار دارد. همچنین مقادیر شاخص ریسک برای خردسالان و بزرگسالان در هر ایستگاه محاسبه شد. بیشترین مقدار برای خردسالان و بزرگسالان در ایستگاه ۴ به ترتیب با مقادیر ۰/۸۹ و ۰/۵۹ رخ داد. اگرچه مقادیر HI کمتر از ۱ می‌باشد، خردسالان بیشتر از بزرگسالان در معرض خطر این فلزات هستند. این نتایج برای خردسالان که قشر آسیب‌پذیر جامعه هستند بسیار نگران‌کننده است

تاریخ دریافت: ۱۴۰۲/۳/۲۹

تاریخ بازنگری: ۱۴۰۲/۹/۳

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۲/۹/۷

تاریخ انتشار: ۱۴۰۲/۱۱/۱

## واژه‌های کلیدی:

ریسک اکولوژیکی،  
شاخص بار آلودگی،  
شاخص زمین‌انباشت،  
شاخص خطر سلامتی،  
خلیج چابهار،  
فلزات سنگین.

استناد: پرتانی؛ صادق، رشیدی؛ انیسه، جراحی؛ هادی، جعفری؛ علی، ارژنگی؛ امین، (۱۴۰۲) ارزیابی ریسک اکولوژیکی فلزات سنگین در رسوبات تالاب‌های (شوره زار) ساحلی، مطالعه موردی: تالاب‌های ساحلی خلیج چابهار، اکوسیستم حرا، مجله تحقیقات آب و خاک ایران، ۵۴ (۱۱)، ۱۷۵۷-۱۷۳۳.

<https://doi.org/10.22059/ijswr.2023.360884.669517>

© نویسندگان.

ناشر: مؤسسه انتشارات دانشگاه تهران.

DOI: <https://doi.org/10.22059/ijswr.2023.360884.669517>

## مقدمه

در دنیا توجه به غلظت فلزات سنگین در خاک بدلیل خطرات بالقوه آن‌ها برای محیط زیست و سلامت انسان افزایش یافته است (شهبازی و همکاران، ۱۴۰۱) فلزات سنگین به عنوان گروهی از آلاینده‌ها در نظر گرفته می‌شوند که به دلیل سمیت زیاد، تجزیه ناپذیری، تجمع زیستی و بزرگنمایی زیستی، به ویژه در تمام محیط‌های ساحلی و دریایی، خطرات زیست محیطی قابل توجهی را به همراه دارند (Antizar-Defew et al., 2005; Ji et al., 2019; Ladislao et al., 2015). مناطق ساحلی رابط فعل و انفعالات خشکی و دریا هستند و نسبت به فعالیت‌های انسانی و خطرات جهانی بسیار حساس هستند (M. Zhang et al., 2020; M. Zhao et al., 2019). نشان داده شده است که بیش از ۹۰ درصد آلودگی فلزات سنگین با ذرات و رسوبات موجود در هوا مرتبط است (Q. Zhang et al., 2021). گسترش شهرنشینی، صنعتی شدن و تبدیل زمین منجر به تجمع آلودگی در محیط‌های ساحلی، به ویژه در امتداد سیستم سیلاب رودخانه‌ها و از رودخانه‌ها تا مناطق ساحلی شده است (Tian et al., 2020). زمانی که آلاینده‌های فلزات سنگین حاصل از فاضلاب و پساب‌های صنعتی بدون تصفیه یا رقیق‌سازی مناسب به اکوسیستم‌های ساحلی تخلیه می‌شوند، به شکل جامدات معلق تجمع می‌یابند و در رسوب می‌نشینند (Sun et al., 2021; Q. Zhang et al., 2021). بنابراین رسوبات به عنوان یک مخزن اصلی برای آلاینده‌ها شناسایی شده‌اند و تجزیه و تحلیل فلزات مرتبط با رسوبات در ارزیابی میزان آلودگی فلزات سنگین که خطرات سلامتی را به همراه دارد (Al-Kahtany & El-Sorogy, 2023) و حتی به اکوسیستم‌های محلی آسیب می‌رساند، حیاتی بوده است و نقش مهمی دارند (Xiao et al., 2017; Xu et al., 2016). مطالعه توزیع و غلظت فلزات سنگین نقش مهمی در ارزیابی خطرات اکولوژیکی دارد و احیای اکوسیستم‌های ساحلی (Asare et al., 2020; Gu et al., 2022) و رودخانه‌ها (F. Hasaballah Et Al, 2021; Singh et al., 2021) را تسهیل می‌کند.

برای تخمین آلودگی فلزات سنگین و خطرات زیست محیطی از شاخص مختلف آلودگی مناسب برای محیط‌های ساحلی و دریایی معمولاً استفاده می‌شوند که عبارت‌اند از شاخص آلودگی، شاخص غلظت، شاخص خطر زیست محیطی بالقوه (Hakanson, 1980)، شاخص انباشت جهانی (Muller, 1969; Wu et al., 2017)، درجه آلودگی از فلزات سنگین را می‌توان با تعیین فاکتور آلودگی (CF)، شاخص بار آلودگی (PLI) (Suresh et al., 2011)، شاخص انباشتگی زمین ( $I_{geo}$ ) و فاکتور غنی‌سازی (EF) (Loska & Wiechuła, 2005; Olivares-Rieumont et al., 2003) ارزیابی کرد (Islam et al., 2015). رابطه (CF) از نسبت  $C_b$  و  $C_m$  (Fukue et al., 2006) که غلظت فلز مشاهده شده و مقدار پس زمینه مربوطه است نشان می‌دهد (Dash et al., 2021) که اگر (CF) کوچکتر از یک باشد، آلودگی کم و اگر بین یک و سه باشد، آلودگی متوسط و اگر بین سه و شش باشد، آلودگی قابل توجه و اگر نیز شش و بیشتر باشد آلودگی بسیار بالا می‌باشد (Duodu et al., 2016). این شاخص‌های ارزیابی آلودگی (PLI) (Angulo, 1996; Dhamodharan et al., 2019) که معمولاً مورد استفاده قرار می‌گیرند همگی براساس مقایسه بین غلظت اندازه گیری شده و پس زمینه فلزات سنگین هستند (Yan et al., 2020). شاخص بار آلودگی (PLI) از دیگر پارامترهایی است که برای ارزیابی و تخمین شدت آلودگی استفاده می‌شود (همکاران، ۱۳۹۹). مقادیر PLI از صفر (غیرآلوده) تا ۱۰ (بسیار آلوده) تغییر می‌کند که به طور معمول مقادیر کوچکتر از ۱ نشان دهنده عدم آلودگی و مقادیر بزرگتر از یک نشان دهنده ی آلودگی نسبت به فلزات سنگین می‌باشد. شاخص انباشتگی زمین ( $I_{geo}$ )، در ابتدا توسط مالر (Muller, 1979) تعریف شد که در آن آلودگی فلزات دریایی در رسوبات با مقایسه سطوح غلظت فعلی آنها تعیین شد (Al-Taani et al., 2015). برای شاخص انباشتگی زمین ( $I_{geo}$ ) (Muller, 1981) اگر کوچکتر از صفر باشد یک محیط غیر آلوده و اگر بین صفر و یک باشد یک محیط بدون آلودگی تا نسبتاً آلوده و اگر بین یک و دو باشد یک محیط نسبتاً آلوده را نشان می‌دهد (Chen et al., 2020). همچنین ثابت ۱٫۵ توسط مولر برای  $I_{geo}$  در نظر گرفته شد (Boboria et al., 2021). اگر مقادیر EF بین ۰٫۵ تا ۱٫۵ باشد (Sinex & Helz, 1981) نشان دهنده این است که عنصر ممکن است با مواد پوسته یا فرآیندهای هوازدگی طبیعی مرتبط باشد و اگر بیشتر از ۱٫۵ باشد یعنی بخش قابل توجهی از فلز با مواد غیرپوسته‌ای یا فرآیندهای هوازدگی مرتبط است (Cho et al., 2015). امروزه یکی از مسائلی که اکولوژی ساحلی را تهدید می‌کند ورود پساب‌های شهری (پرتانی و همکاران، ۱۴۰۲) از طریق خورها به دریاها می‌باشد. پژوهشی که با هدف ارزیابی خطر آلودگی آب و رسوبات ساحلی در مصب‌های بندرعباس، نتایج حاکی از آن است که کادمیم، مس و سرب در سطح آلودگی متوسط تا شدید قرار دارد (نوحه گر و همکاران، ۱۴۰۰). در حالیکه به منظور حفظ پایداری اکولوژیکی و بیولوژیکی تالاب‌ها در چغاخور، وضعیت فلزات سنگین با استفاده از شاخص‌ها MI، HPI، HEI، Cd نتایج محاسبه شاخص‌های آلودگی آب نیز نشان داد آب تالاب طبق شاخص MI در تمامی ایستگاه‌ها با مقدار ۱/۰۴ در طبقه آستانه خطر از نظر شرب و طبق شاخص HEI با مقدار ۰/۴۶ در طبقه آلودگی کم قرار گرفت. شاخص Cd نیز با مقدار ۹۶/۴ نشان دهنده آلودگی کم و HPI با مقدار ۳۴/۷۳ نشان دهنده عدم آلودگی آب تالاب



به فلزات سنگین بودند (بیاتی و همکاران، ۱۳۹۹). درحالیکه در رسوبات رودخانه هراز، مرتبه بار آلودگی فلزات سنگین (PLI) در نمونه‌های رسوب در مرتبه آلودگی پایین و متوسط و همچنین مرتبه آلودگی شاخص جغرافیایی ( $I_{geo}$ ) در نمونه‌های رسوب در مرتبه بدون آلودگی و آلودگی متوسط قرار داشته است، همچنین غلظت فلزات سنگین در سایت‌های پایین‌دست به علت دفع زباله‌های شهری، پساب‌های تصفیه نشده از صنایع مختلف و فعالیت‌های زیاد کشاورزی بیش از حد ایمن آب آشامیدنی است (خلیلی و همکاران، ۱۴۰۰). آلودگی رسوبات اطراف حوضچه آبیگر تالاب میقان به فلزات سنگین سرب، روی و مس شاخص‌های ضریب آلودگی (CF) و ریسک اکولوژیک (RI) محاسبه شد. با توجه به نتایج به‌دست‌آمده، مقایسه با استاندارد کیفیت رسوب (SQGs) صورت پذیرفت. در نهایت، پهنه‌بندی فلزات به کمک برآورد تراکم کرنل نشان داد بخش‌های جنوبی و غربی این تالاب به‌علت استقرار شهرک‌های صنعتی و پساب‌های زمین‌های کشاورزی تمرکز زیادی از آلاینده‌ها دارد (مرتضوی و صابری نسب، ۱۳۹۶).

جنگل‌های حرا نقش اساسی در حفظ و نگهداری سواحل و پایداری اکوسیستم ایفا می‌کنند، به خصوص که به عنوان یک حائل طبیعی عمل می‌کنند، مواد مغذی، آلاینده‌ها و رسوبات را حذف می‌کنند و از تاسیسات دست‌ساز انسان در برابر تخریب محافظت می‌کنند (Feng et al., 2017; Wang et al., 2013). عوامل طبیعی و فعالیت‌های انسانی، باعث کاهش جنگل‌های حرا در محیط‌های آبی شده‌اند (Kumar et al., 2019; Lewis et al., 2011). به طور مثال پژوهشی در جنوب چین، با استفاده از شاخص‌های نام برده شده مشخص شد یک همبستگی معنی دار قوی بین فلزات سنگین در انواع مختلف کاربری وجود دارد که نشان‌دهنده عدم وجود آلودگی است (Xie et al., 2022) در حالی در جنوب شرقی تونس، میزان غلظت فلزات سنگین با استفاده از شاخص‌ها اندازه‌گیری شد که نتایج حاکی از آن است آلودگی، بسیار شدید است. این در حالی است که با نزدیک تر شدن به مجتمع‌های صنعتی، خطر سمیت اکولوژیکی فلزات سنگین افزایش می‌یابد (Dahri et al., 2018) و همچنین در مصب عسلویه، منشا آلودگی آب و حضور فلزات سنگین، نشت نفت خلیج فارس علاوه بر صنایع نفت و گاز منطقه ویژه اقتصادی پارس جنوبی به عنوان منبع اولیه آلودگی در منطقه مورد مطالعه شناسایی شد (Davoodi et al., 2017). در مطالعات دیگر، به طور مثال در ترکیه و غنا، با بررسی بروی فلزات سنگین همچنین کروم و نیکل مشخص شد که غلظت آنها از مقدار  $PEC^1$  فراتر رفته است که نشان‌دهنده تأثیر منفی آنها بر اکوسیستم است (Böke Özkoç & Arıman, 2019; Siddiqui & Pandey, 2023). در خصوص آلودگی رسوبات چابهار نیز، می‌توان به پژوهشی که توسط مریم عسکری دهنو و همکارانش در سال ۲۰۲۲ انجام شد، اشاره کرد. با توجه به شاخص زمین انباشت و فاکتور غنی‌شدگی، به نظر می‌رسد آلودگی عناصر نیکل، کادمیم، سرب در رسوبات منطقه، منشاء آلی، انسان زاد و آلودگی نفتی دارند در حالی که این منطقه یکی از مناطق نفت خیز کشور است (Askari Dehno et al., 2022)، هیدروکربن‌هایی از صنایع نفتی منشاء می‌گیرند که خطر بالقوه‌ای برای محیط‌های ساحلی دارند (Partani, Mehr, et al., 2023). در واقع، میزان غلظت فلزات سمی در بافت ماهیچه گونه‌های ماهی و رسوبات ساحلی، عمدتاً از منابع انسانی، به ویژه فعالیت‌های نفتی سرچشمه می‌گیرند (Barani et al., 2023; Ranjbar et al., 2017). سطح فلزات سنگین، به ویژه جیوه و کادمیم، به دلیل اکتشاف نفت در حال ظهور، توسعه صنعتی، و پالایشگاه‌های نفت در سراسر خلیج فارس در حال افزایش است (Ranjbar et al., 2017). میزان آلودگی رسوبات چابهار در سال ۲۰۲۱، با توجه به شاخص  $I_{geo}$  و  $Er$  به ترتیب توسط حمیرا آگاه با محوریت ارزیابی ریسک اکولوژیکی، در وضعیت شدیداً تا نسبتاً آلوده و ریسک کم اعلام شده است (Agah, 2021). درحالی که در پژوهش دیگر، خلیج چابهار گرچه به نظر می‌رسد غلظت فلزات سنگین در رسوبات ساحلی چابهار به طور کلی کمتر از حدود استاندارد می‌باشد و در بین ایستگاه‌های مختلف، ایستگاه‌های نزدیک و مرتبط با بنادر ماهی‌گیری غلظت بالاتری از فلزات را نشان می‌دهد (عزیزاله بزی، ۱۳۹۴). از طرفی در خلیج گواتر، حاشیه جنگل حرا، هوازدگی واحدهای افیولیتی، آمیزه‌های رنگین مکران، تعمیر و نگهداری شناورهای کوچک و بزرگ دریایی، عامل اصلی انباشت فلزات سنگین، در خلیج گواتر است (کشاورزی و همکاران، ۱۳۹۲). بنابراین، از آن جایی عناصر سنگین از قبیل آرسنیک، بیسموت، کروم، استرانسیوم، روی، تنگستن و مس در رسوبات واقع در خلیج چابهار به ویژه منطقه کنارک و حاشیه اسکله شهید بهشتی پتانسیل بالایی برای تمرکز دارند است. به نظر می‌رسد دلیل این آلودگی، منشاء زمینی (Keshavarzi et al., 2015) و انسان زاد مانند آلودگی‌های ناشی از تعمیر و نگهداری لنج‌ها، کشتی‌های دریایی (Keshavarzi et al., 2015) قایق‌های صیادی باشد (محمی الدین احاراری رودی و همکاران، ۱۴۰۱).

محیط‌های آبی بخصوص محیط‌های ساحلی همواره در معرض خطر فعالیت‌های انسانی قرار دارند. برجسته‌ترین این تهدیدها، رهاسازی آلاینده‌ها می‌باشد. آلاینده می‌تواند از هر نوعی باشد اما آلاینده‌های فلزات سنگین به دلیل پایداری و سمیتی که دارند و اغلب

غیرقابل تجزیه هستند، نه تنها محیط آبی را تهدید می‌کنند بلکه به واسطه وجود این فلزات در آب، موجودات زنده مانند آبزیان، گیاهان و پرندگان نیز در امان نخواهند بود. در این پژوهش با بررسی و ارزیابی ریسک اکولوژیکی در تالاب‌های ساحلی خلیج چابهار (رویشگاه گونه های حرا<sup>۱</sup>) در یک بررسی و نمونه برداری میدانی در آذرماه ۱۴۰۱ از ۴ تعداد ایستگاه و سنجش‌های در محل، با اندازه گیری متغیر فلزات سنگین مس (Cu)، سرب (Pb)، نیکل (Ni)، کروم (Cr)، کبالت (Co)، آهن (Fe)، کادمیوم (Cd)، آرسنیک (As) و روی (Zn) (Ji et al., 2019) با استفاده از شاخص‌های آلودگی، میزان آلودگی را مشخص کرده و با تحلیل‌های آماری، ریسک اکولوژیکی فلزات سنگین در تالاب‌های (شوره زار) ساحلی به صورت مکانی و زمانی مشخص کرد. تغییرات غلظت عناصر سنگین در فرآیند تغییر محیط آب شیرین (رودخانه) به آب شور (خلیج چابهار) در این پژوهش مورد توجه قرار گرفت.

## مواد و روش‌ها

### منطقه مورد مطالعه

خلیج چابهار در جنوب شرق سواحل استان سیستان و بلوچستان قرار دارد. این خلیج به خاطر شکل حلقه‌ای ( $\Omega$ ) خود در زمین‌شناسی از نوع خلیج‌های اُمگایی نامیده می‌شود. خلیج چابهار از نظر زمین‌شناسی در مکران ساحلی قرار دارد. از ویژگی‌های عمومی مکران ساحلی می‌توان به عدم بروز سنگ‌های کهن تر از کرتاسه را نام برد. واحدهای چینه‌شناسی که در این ناحیه رخنمون دارد در مجموع ماسه سنگ مارون و کنگلومرا می‌باشد. نواحی کم عمق دریا نیز از همین واحدهای رسوبی تشکیل شده‌اند (کشاورزی و همکاران، ۱۳۹۲). خلیج چابهار در قسمت شمال شرقی دریای عمان قرار گرفته است و قسمتی از منطقه ویژه ساحلی است که تحت تاثیر تغییرات سطح دریا قرار دارد. مساحت تقریبی آن حدود ۳۲۰ کیلومتر مربع است. این منطقه در عرض جغرافیایی " ۱۷ ۲۰ ' ۲۵ ° تا " ۴۵ ' ۲۶ ' ۲۵ ° و طول جغرافیایی شرقی " ۱۰ ' ۲۴ ' ۶۰ ° تا " ۴۰ ' ۳۷ ' ۶۰ ° در سواحل دریای عمان قرار دارد. قطر خلیج چابهار ۲۱ کیلومتر، عمق متوسط آن ۶ متر و بیشینه عمق دهانه ورودی ۱۹ متر می‌باشد (خالقی، ۱۳۹۳). شکل ۲ موقعیت خلیج چابهار را نشان می‌دهد. در نواحی جزرومدی گرمسیری و نیمه گرمسیری درختان یا درختچه‌هایی وجود دارد که مختص کرانه‌های کم شیب با رسوبات دانه ریز می‌باشد و با زندگی در آب‌های شور و لب شور با تناوب غرقابی سازگار شده‌اند. به این درختانی که در این شرایط رشد می‌کنند مانگرو نامیده می‌شوند (Duke, 1992). مهم ترین تالاب‌ها در طول سواحل استوایی و نیمه استوایی اکوسیستم‌های مانگرو هستند که در اثر فعالیت‌های انسانی در معرض آلودگی قرار می‌گیرند. رسوبات مانگرو می‌توانند حجم زیادی از مواد ریخته شده در دریا را در خود ذخیره کنند (Harbison, 1986). محیط‌های آبی امروزه به شدت در معرض آلودگی هستند که باعث برهم زدن تعادل بوم شناختی آب می‌شود و آن را به مشکل بزرگی در مقیاس جهانی تبدیل کرده است (Nriagu & Nieboer, 1988). در بستر رویشگاه‌های مانگرو، آلاینده‌ها از طریق انواع رواناب، پساب‌های شهری، کشاورزی و صنعتی به آب‌های مجاور و از جمله زیرزمینی منتقل می‌گردد (Alongi, 2002). از این رو با توجه به مطالب عنوان شده، جنگل مانگرو واقع در شمال خلیج چابهار که فاضلاب شهرک صنعتی به آن متصل است و می‌تواند تحت تاثیر پساب‌های صنعتی و حتی شهری قرار گیرد جهت تحقیق انتخاب شد. مانگرو منطقه خلیج چابهار، رویشگاه مانگرو در مختصات جغرافیایی ۲۵,۴۰۶۰۰۰ درجه شمالی و ۶۰,۶۰۴۰۰۰ درجه شرقی در خلیج چابهار و در غرب بندر چابهار واقع شده است.

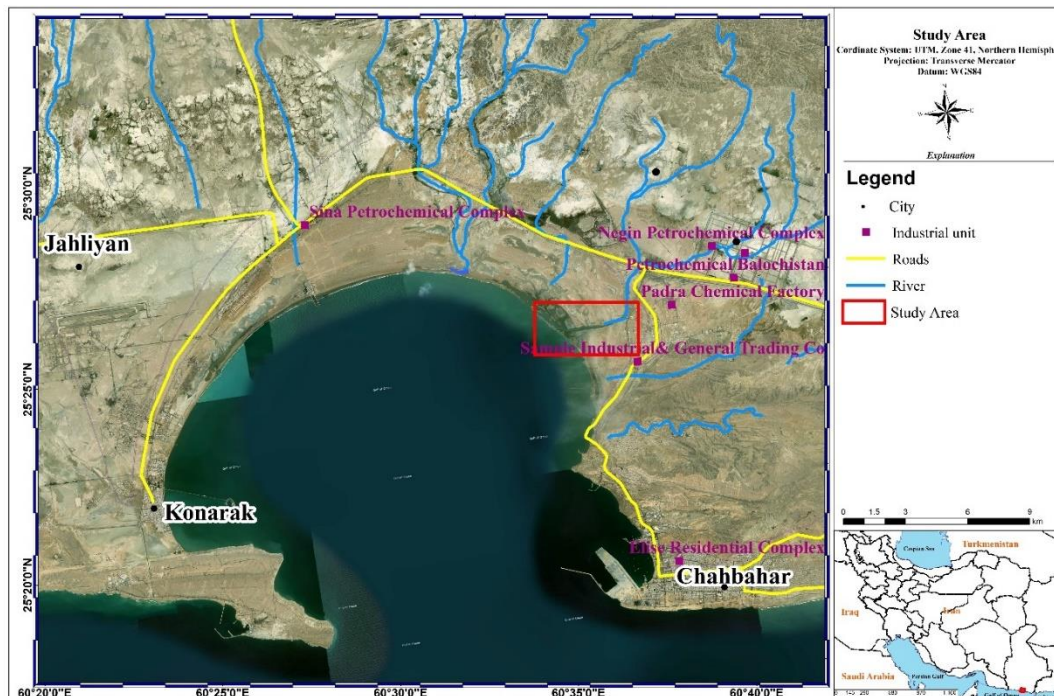
### نمونه برداری

در مرحله اول، برای بدست آوردن اطلاعات و داده‌های مورد نیاز ابتدا عملیات میدانی و پایش یک روزه از محل رویشگاه به عمل آمد تا از مسیر جریان و ورودی‌ها و خروجی‌ها و محل رویش گیاهان اطلاعات منسجمی بدست آید. از آنجا که تحقیقات قبلی در این منطقه انجام نشده بود، جهت شناخت منطقه و محل‌های نمونه برداری، تصمیم بر آن شد تا در محدوده زمانی پایین‌ترین جزر که جهت جریان به سمت دریا می‌باشد نمونه برداری اولیه از آب و رسوب انجام شود. علت انتخاب موقعیت ایستگاه S۱ و S۳ به ترتیب در بالادست و پایین‌دست بودن اتصال کانال فاضلاب است که اثرات فاضلاب بر روی غلظت فلزات سنگین مشخص شود. ایستگاه S۴ ابتدا شروع پوشش گیاهی مانگرو می‌باشد و ایستگاه S۶ پایان پوشش گیاهی که فاصله بین این دو ایستگاه حدودا ۲۲۸۵ متر است. همچنین علت انتخاب این دو ایستگاه، مشخص شدن اثر جنگل‌های حرا می‌باشد. پس از بررسی نتایج آزمایش‌های اولیه و با در نظر گرفتن طول مسیر و ورودی فاضلاب، در طول مسیر چهار ایستگاه مطابق جدول ۱ جهت نمونه برداری از محلول و رسوب انتخاب شد. در شکل ۲ موقعیت این نقاط نشان داده



شده است.

همزمان با نمونه‌برداری از ایستگاه‌های تعیین شده، از روش‌های هیدرومتری سطحی برای سنجش سرعت جریان و پارامترهای هندسی استفاده شده است.



شکل ۱. موقعیت صنایع سنگین و منابع آلودگی نسبت به رویشگاه جنگل‌های مانگرو



شکل ۲. جانمایی محل نمونه برداری

جدول ۱. موقعیت ایستگاه‌های نمونه‌برداری-مبدأ شروع پوشش گیاهی تا مدخل ورودی به خلیج چابهار

| موقعیت   | فاصله از منطقه شروع پوشش گیاهی (متر) | نام ایستگاه |
|--|--------------------------------------|-------------|
| ۱۰۰ متر قبل از اتصال کانال فاضلاب                | ۱۰۰                                  | S1          |
| ۱۰۰ متر پس از اتصال کانال فاضلاب                 | ۳۰۰                                  | S3          |
| ابتدای شروع پوشش متصل و انبوه                    | ۱۶۵۰                                 | S4          |
| انتهای پوشش گیاهی، ۱۲۰۰ متر قبل از اتصال به دریا | ۳۵۰۰                                 | S6          |

نمونه‌ها در آذرماه ۱۴۰۱ از محیط رسوبی (۱۰ سانتی متر سطحی رسوبات) و آب مطابق استانداردهای ایران و جهان (Förstner, 1996; USEPA, 2020; US EPA, 2002) که از محل نمونه برداری شدند در داخل ظرف‌های مخصوص در محفظه یونولیتی حاوی یخ قرار داده شدند و برای تجزیه به آزمایشگاه منتقل شدند. برای جلوگیری از آلودگی‌های نامشخص، تمام تجهیزات آزمایشگاهی مورد استفاده دو بار با آب مقطر شستشو شده و در  $\text{HNO}_3$  (۱۳ درصد) گذاشته شدند. سپس نمونه‌های رسوب در آون خشک شدند و به صورت پودر در آمدند تا عملیات هضم به خوبی صورت گیرد. عملیات هضم اسیدی در دمای ۱۰۰ درجه سانتیگراد و داخل اسیدهای نیتریک و پرکلرید به نسبت ۱ به مدت ۴ ساعت انجام گردید، سپس آزمون‌ها تا دمای ۴ درجه سانتیگراد خنک شده و در کمتر از ۲۴ ساعت به آزمایشگاه معتمد سازمان حفاظت محیط زیست انتقال پیدا کردند و عمل تعیین غلظت فلزات سنگین با استفاده از دستگاه ICP-OES<sup>۲</sup> انجام گردید. در واقع، طیف سنجی پلاسمای جفت شده القایی از جمله روش‌های طیف سنجی اتمی است که در آن اتمی شدن عناصر (Atomization) به کمک محیط گرم پلازما صورت می‌پذیرد. سپس توسط یک طیف سنج انتشاری (OES) قابل آشکارسازی و کمی‌سازی می‌باشد. دستگاه آنالیز ICP-OES نور منتشر شده در طول موج‌های مشخصه ویژه عنصر را از یون‌های تهییج شده حرارتی نمونه اندازه‌گیری می‌کند. این نور منتشر شده، در طیف سنج جدا و اندازه‌گیری شده، که منجر به اندازه‌گیری شدت شده که از طریق مقایسه با کالیبراسیون استاندارد قابل تبدیل به غلظت عنصری خواهد بود. حدود تشخیص در حد ppm در نمونه‌های مختلفی مانند نمونه‌های خاک، آب، فلزات می‌باشد.

### شاخص‌های ارزیابی خطرات فلزات سنگین

با گسترش کارخانه‌ها و پیشرفت کشاورزی در کشور محیط‌زیست بیشتر از قبل در معرض آلودگی قرار گرفته است. آلودگی که بیشتر محیط زیست به خصوص محیط‌های ساحلی و آبی را تهدید می‌کند آلودگی ناشی از فلزات سنگین است که بطور مستقیم یا غیرمستقیم بر سلامت انسان نیز تاثیر می‌گذارد. از این رو محققان توجه خود را به مطالعه و ارزیابی خطر فلزات سنگین معطوف نموده‌اند (Fadlillah et al., 2023; Hasan et al., 2023). در این تحقیق مهم ترین شاخص ا که در پژوهش‌های قبلی بیشتر استفاده شده، مورد استفاده قرار گرفته است، با توجه به شاخص‌ها و محدوده آن‌ها در منطقه مطالعاتی بتوان ارزیابی بهتری از میزان غلظت فلزات در محیط‌های رسوبی، آبی و گیاهی منطقه داشت.

### محاسبه شاخص (HI)

برای برآورد خطر سلامتی ناشی از ورود عناصر سنگین به بدن از شاخص  $(HI^3)$  استفاده می‌شود. HI معیاری است که برای تخمین احتمال وجود خطر برای سلامتی انسان به کار می‌رود. اگر برای هر یک از آلاینده‌ها HI کمتر از یک شود به این معنی است که خطر قابل توجهی از نظر سمی بودن ندارد. نسبت‌های بیش از یک برای  $HQ^4$  می‌تواند نشان‌دهنده احتمال وجود پتانسیل خطر باشد (Vallero, 2004). قرار گرفتن در معرض ذرات خاک آلوده به طور عمده از طریق سه مسیر اتفاق می‌افتد: فرورفتن در خاک<sup>۵</sup>، استنشاق<sup>۶</sup> و تماس پوستی<sup>۷</sup> (Huang et al., 2018) در این شرایط مقدار متوسط مصرف روزانه<sup>۸</sup> طبق روابط زیر حاصل می‌شود. (Du et al., 2013)

$$ADI_{ing} = \frac{C_{soil} \times IngR \times EF \times ED \times CF}{BW \times AT} \quad \text{رابطه (۱)}$$

$$ADI_{dema} = \frac{C_{soil} \times SA \times AF \times ABS \times EF \times ED \times CF}{BW \times AT} \quad \text{رابطه (۲)}$$

$$ADI_{inh} = \frac{C_{soil} \times InhR \times EF \times ED}{BW \times AT \times PEF} \quad \text{رابطه (۳)}$$

که در آن  $ADI_{ing}$ ،  $ADI_{dema}$  و  $ADI_{inh}$  به ترتیب، مقدار متوسط مصرف روزانه از طریق بلعیدن، استنشاق یا تنفس و تماس پوستی

1 Nitric acid

2 Inductively Coupled Plasma Optical Emission spectroscopy

3 Human Exposure Risk

4 Hazard Quotients

5 Soil Ingestion

6 Inhalation

7 Dermal Contact

8 Average Daily Intake



بر حسب (mg/kg/day) هستند.

$C_{soil}$ : غلظت فلز سنگین در خاک (mg/kg)،  $IngR \& InhR$ : میزان بلع (mg/day) و تنفس ( $m^3/day$ )،  $EF$ : فرکانس (مدت) قرار گرفتن در معرض ( $day/year$ )،  $ED$ : مدت زمان قرار گرفتن در معرض (سال)،  $BW$ : وزن بدن فرد در معرض (کیلوگرم)،  $CF$ : فاکتور تبدیل ( $kg/mg$ )،  $PEF$ : فاکتور انتشار ذرات ( $m^3/kg$ )،  $AT$ : مدت زمانی که دوز به طور متوسط انجام می‌شود (روز) که برابر است با ۳۶۵ ضربدر  $ED$ ،  $SA$ : سطح پوست در معرض (سانتی متر مربع)،  $AF$ : فاکتور چسبندگی ( $kg/cm^2/day$ )،  $ABS$ : فاکتور جذب پوستی. با این حال مقدار شاخص خطر از رابطه ۴ بدست می‌آید.

$$HQ = \sum \frac{ADI_{ij}}{RfD_i} \quad \text{رابطه ۴}$$

که در آن  $ADI$  دوزهای جذب شده رژیم غذایی،  $RfD$  مقدار مرجع هر عنصر که مقدار آن برای هر فلز گزارش شده است،  $j$ : تعداد فلزات سنگین،  $i$ : تعداد راه‌های در معرض خطر و  $HQ$  خطر غیرسرطانزایی فلزات در هر مسیر است. مقدار شاخص خطر ( $HI$ )<sup>۲</sup> مطابق رابطه ۵ محاسبه می‌شود.

$$HI = \sum HQ \quad \text{رابطه ۵}$$

#### محاسبه شاخص ریسک اکولوژیکی ( $Er$ )<sup>۳</sup>

فاکتور شاخص ریسک اکولوژیکی، برای ارزیابی درجه آلودگی فلزات سنگین و ارزیابی همه جانبه پتانسیل ریسک اکولوژیکی هر یک از عناصر در سوب به کار می‌رود (Hakanson, 1980). رابطه ۶ محاسبه  $Er$  را نشان می‌دهد.

$$E_r^i = C_f \times T_r^i \quad \text{رابطه ۶}$$

که در آن  $C_f$  فاکتور آلودگی است که مقدار آن از معادله ۷ محاسبه می‌شود (Hakanson, 1980).

$$C_f = \frac{C_e}{C_b} \quad \text{رابطه ۷}$$

در این رابطه  $C_e$  غلظت عنصر مورد نظر است و  $C_b$  غلظت استاندارد عنصر مورد نظر و یا غلظت زمینه عنصر مورد نظر است. طبقه بندی فاکتور آلودگی مطابق جدول ۲ می‌باشد.

جدول ۲. طبقه بندی فاکتور آلودگی

| فاکتور آلودگی |                  |                  |
|---------------|------------------|------------------|
| طبقه          | حدود آلودگی      | شدت آلودگی       |
| ۱             | $C_f < 1$        | آلودگی کم        |
| ۲             | $1 \leq C_f < 3$ | آلودگی متوسط     |
| ۳             | $3 \leq C_f < 6$ | آلودگی قابل توجه |
| ۴             | $C_f \geq 6$     | آلودگی خیلی زیاد |

$T_r^i$  فاکتور سمیت بیولوژیکی برای هر عنصر است. مقادیر فاکتور سمیت برای فلزات سنگین مطابق جدول ۳ است. شاخص پتانسیل ریسک اکولوژیکی برای مقادیر مختلف به ۵ رده بصورت جدول ۴ تقسیم بندی می‌شود. از مجموع حاصل جمع شاخص پتانسیل ریسک اکولوژیکی هر عنصر در یک نمونه شاخص خطر ( $RI$ ) (معادله ۸) بدست می‌آید که از آن برای محاسبه ریسک اکولوژیکی کل در هر ایستگاه استفاده می‌شود (Hakanson, 1980).

جدول ۳. مقادیر سمیت فاکتور بیولوژیکی فلزات سنگین

| فلز | مقدار $T_r^i$ | فلز | مقدار $T_r^i$ |
|-----|---------------|-----|---------------|
| Sb  | ۷             | Cr  | ۲             |
| As  | ۱۰            | Zn  | ۱             |
| Ni  | ۶             | Pb  | ۵             |
| Cu  | ۵             | Fe  | ۳۰            |

1 Adherence Factor  
2 Hazard Index  
3 Ecological risk index



جدول ۴. طبقه‌بندی پتانسیل ریسک اکولوژیکی (Hakanson, 1980)

| رده | محدوده ریسک            | شدت ریسک        |
|-----|------------------------|-----------------|
| ۱   | $E_r^i < 40$           | ریسک کم         |
| ۲   | $40 \leq E_r^i < 80$   | ریسک متوسط      |
| ۳   | $80 \leq E_r^i < 160$  | ریسک قابل توجه  |
| ۴   | $160 \leq E_r^i < 320$ | ریسک زیاد       |
| ۵   | $E_r^i \geq 320$       | ریسک بسیار زیاد |

$$RI = \sum_{i=1}^n E_r^i \quad \text{(رابطه ۸)}$$

در این مطالعه از شاخص ریسک اکولوژیکی استفاده شده است. این شاخص به چهار رده بصورت جدول ۵ تقسیم‌بندی می‌شود.

جدول ۵. طبقه‌بندی شاخص خطر (Hakanson, 1980)

| رده | محدوده ریسک         | شدت ریسک       |
|-----|---------------------|----------------|
| ۱   | $RI < 150$          | خطر کم         |
| ۲   | $150 \leq RI < 300$ | خطر متوسط      |
| ۳   | $300 \leq RI < 600$ | خطر قابل توجه  |
| ۴   | $RI \geq 600$       | خطر بسیار زیاد |

#### محاسبه شاخص بار آلودگی (PLI)

شاخص بار آلودگی<sup>۱</sup> بیانگر میزان آلودگی نمونه به فلزات سنگین است که از که تقسیم کردن غلظت فلز در نمونه موردنظر به غلظت زمینه‌ای همان فلز به دست می‌آید (Adomako et al., 2008). در پژوهش حاضر نیز که تعیین میزان آلودگی رسوبات به فلزات سنگین به عنوان یکی از اهداف پژوهش در نظر گرفته است، لذا از این شاخص استفاده شده است.

$$PLI = \sqrt[n]{CF_1 \times CF_2 \times \dots \times CF_n} \quad \text{(رابطه ۹)}$$

در این معادله n تعداد فلزات مورد بررسی است، CF فاکتور آلودگی است که مقدار آن از رابطه ۱۰ محاسبه می‌شود.

$$CF = \frac{C_x}{C_b} \quad \text{(رابطه ۱۰)}$$

در این رابطه  $C_x$  غلظت عنصر موردنظر در نمونه و  $C_b$  غلظت استاندارد نمونه موردنظر و یا غلظت زمینه‌ای عنصر موردنظر است. مقادیر PLI نزدیک به عدد یک نشانگر نزدیک بودن غلظت عناصر در نمونه به غلظت زمینه است و مقادیر بیشتر از یک نشانگر آلودگی رسوب توسط فرآیندهای زمین‌شناسی، لیتولوژی و انسانی است (Milenkovic et al., 2005; Tomlinson et al., 1980) به عبارتی برای مقادیر بار آلودگی کمتر از ۱، رسوبات غیرآلوده هستند و برای مقادیر بیشتر از ۱ رسوبات آلوده هستند (Mohiuddin et al., 2010; Tomlinson et al., 1980).

#### محاسبه شاخص زمین‌انباشتگی ( $I_{geo}$ )

شاخص زمین‌انباشتگی<sup>۲</sup> روشی برای بررسی آلودگی رسوب و همچنین تعیین میزان تاثیر فعالیت‌های انسان زاد در آلودگی محیط زیست است. این شاخص و بطور گسترده‌ای در مطالعات فلزات سنگین در رسوبات و خاک به کار می‌رود. این شاخص توسط رابطه ۱۱ بیان می‌شود (Muller, 1969).

$$I_{geo} = \log_2 \left( \frac{C_n}{1.5B_n} \right) \quad \text{(رابطه ۱۱)}$$

که در آن:  $I_{geo}$ : شاخص انباشت ژئوشیمیایی یا شاخص شدت آلودگی؛  $C_n$ : غلظت اندازه‌گیری شده فلز سنگین در رسوب؛  $B_n$ : غلظت زمینه‌ای همان فلز سنگین در پوسته زمین.

ضریب ۱/۵ فاکتور تصحیح برای اختلاف مقادیر پس زمینه (Mohammad Ali et al., 2015; Moore et al., 2011) یا به منظور کمینه کردن اثر تغییر احتمالی در غلظت‌های زمینه که عموماً به تغییرات سنگ‌شناسی رسوبات و تاثیر عوامل زمینی نسبت داده می‌شود، منظور شده است. بسیاری از محققین، مقادیر شیل را به عنوان مقادیر پس زمینه استفاده می‌کنند که مورد اتفاق نظر پژوهشگران مختلف دنیا (Adekola & Eletta, 2007; Saedi & Karbassi, 2006) و همچنین توسعه دهندگان روابط شاخص‌های آلودگی مورد استفاده در این پژوهش به عنوان مقادیر میانگین خاک‌های جهانی پوسته زمین می‌باشد، لذا مقادیر شیل با توجه به عدم وجود مقادیر محلی و منطقه‌ای (local/ Regional Reference) به عنوان مرجع برای غلظت پس زمینه فلزات در مقیاس متوسط جهانی رسوبات در نظر گرفته می‌شود (Addo-Bediako, 2020; Cui et al., 2019; Mohajane & Manjoro, 2022).

شاخص زمین انباشت به ۷ رده (رده ۰ تا رده ۶) تقسیم شده است که در جدول ۶ ارائه شده است (Rahman et al., 2012).

جدول ۶. طبقه‌بندی میزان آلودگی فلزات سنگین بر حسب شاخص  $I_{geo}$

| مقدار $I_{geo}$      | رده $I_{geo}$ | وضعیت آلودگی رسوب یا ذرات معلق |
|----------------------|---------------|--------------------------------|
| $I_{geo} < 0$        | ۰             | کاملاً غیر آلوده               |
| $0 \leq I_{geo} < 1$ | ۱             | غیر آلوده تا آلودگی متوسط      |
| $1 \leq I_{geo} < 2$ | ۲             | آلودگی متوسط                   |
| $2 \leq I_{geo} < 3$ | ۳             | آلودگی متوسط تا شدید           |
| $3 \leq I_{geo} < 4$ | ۴             | آلودگی شدید                    |
| $4 \leq I_{geo} < 5$ | ۵             | آلودگی شدید تا بسیار شدید      |
| $I_{geo} \geq 5$     | ۶             | آلودگی بسیار شدید              |

#### محاسبه شاخص HQ11

HQ11 یک شاخص بدون بعد می‌باشد که مقادیر آن از تقسیم هر یک از شاخص‌های ADI بر مقدار مرجع هر یک از فلزات بدست می‌آید. مقادیر آن برای هر سه حالت جذب برای دو گروه سنی خردسالان و بزرگسالان در جداول ۱۶، ۱۷ و ۱۸ ارائه شده است. دوز مرجع (RfD) تخمینی از حداکثر خطر مجاز بر جمعیت انسان از طریق قرار گرفتن در معرض روزانه با در نظر گرفتن گروه حساس در طول زندگی است. در صورتی که مقدار جذب روزانه فلزات (ADI) بیشتر از مقدار مرجع سمیت فلز در هر مسیر باشد، مقدار HQ بیشتر از یک بدست می‌آید. بنابراین در هر مسیر خطر سرطان زایی وجود دارد (Qing et al., 2015; Q. Zhao et al., 2014)، به عبارت دیگر، سمیت عنصر مورد نظر اثرات مخربی بر سلامت انسان می‌گذارد. در صورتی که مقدار HQ در هر مسیر کمتر از یک باشد لذا برای انسان مضر نیست.

#### بررسی همبستگی فلزات سنگین

برای بررسی همبستگی پارامتری بین دو متغیر از آزمون همبستگی پیرسون استفاده می‌شود. ضریب همبستگی عددی بین ۱ و -۱ می‌باشد و در صورتی که ضریب همبستگی دو پارامتر با یکدیگر مثبت باشد، به این معناست که در فضایی که مطالعه و بررسی انجام شده، افزایش یک پارامتر با افزایش پارامتر دیگر و نیز کاهش آن پارامتر با کاهش پارامتر دیگر همراه است. اما اگر ضریب همبستگی دو پارامتر با یکدیگر منفی باشد، به این معناست که در فضایی که مطالعه و بررسی انجام شده، افزایش یک پارامتر با کاهش پارامتر دیگر و کاهش آن پارامتر با افزایش پارامتر دیگر همراه است. در صورت صفر بودن ضریب همبستگی به این معناست که دو پارامتر در فضایی که مورد بررسی قرار گرفته‌اند، مستقل از یکدیگر بوده‌اند و بر اساس اطلاعات موجود از کاهش یا افزایش یکی، نمی‌توان در مورد کاهش یا افزایش دیگری اظهار نظر کرد.

#### بحث

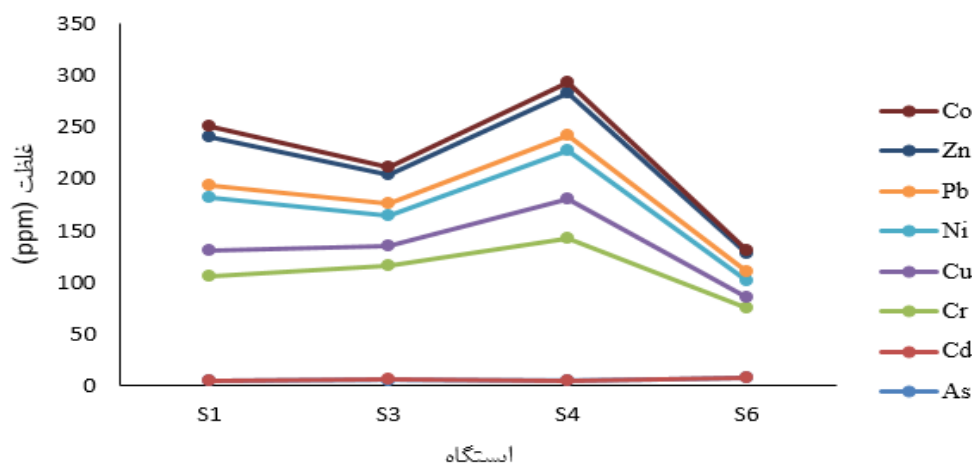
##### روند تغییرات مقادیر غلظت فلزات سنگین در رسوبات و آب

نتایج مقادیر غلظت این فلزات در آب کمتر از مقدار ۰/۰۵ است، و فقط برای مقادیر آهن این مقدار کمتر از ۰/۱ می‌باشد. روند تغییرات غلظت فلزات سنگین در شکل ۳ ارائه شده است. در این شکل ایستگاه‌ها در محور افقی و مقادیر غلظت فلزات سنگین در محور عمودی برحسب (ppm) ارائه شده است. همچنین در جدول ۷ تغییرات کادمیم در طول مسیر تقریباً ثابت است و در بازه ۰/۲۵ تا

۰/۳ قرار دارد. در مورد سایر فلزات سنگین شرایط متفاوت است به طوری که فلزات Zn، Pb و Ni در طول مسیر از بالادست به سمت پایین دست (S۱ به سمت S۳) روندی کاهشی داشته اما فلزات As و Cr روندی افزایشی داشته‌اند و باتوجه به اتصال کانال فاضلاب ۱۰۰ متر پس از موقعیت ایستگاه S۳، در ایستگاه S۴ به نقطه اوج و در ایستگاه آخر یعنی S۶ به کمترین مقدار می‌رسد، کاهش غلظت این فلزات به گونه‌ای است که از ایستگاه شروع (S۱) نیز کمتر می‌شود. لازم به ذکر است مجتمع پتروشیمی نگین مکران در این منطقه، اثرات قابل توجهی بر روی غلظت فلزات سنگین آب و رسوبات می‌تواند داشته باشد. رویشگاه مانگرو چاپهار بدلیل قرار گرفتن در نزدیکی شهرک صنعتی منطقه آزاد چاپهار، کارخانه در حال ساخت فولاد و صنایع پتروشیمی و تخلیه احتمالی پساب آن‌ها به این رویشگاه دارای انتظار آلودگی شدیدی فلزات سنگین هستند. لذا پیش‌بینی وجود آلاینده‌های صنعتی و احتمال وجود آنها در انتهای آبراهه مورد بررسی دور از واقعیت نیست. اما با وجود این صنایع، در زمان مشخص نمونه برداری آذرماه ۱۴۰۰ نتایج علی‌رغم دوبار تکرار و نمونه برداری Duplicate مقادیر کمتر از انتظاری را از غلظت فلزات سنگین نشان داد. از طرفی هنگامی که سطح آب در اثر مد به بالاترین مقدار می‌رسد، حجم آب زیادی وارد ایستگاه ۱ می‌شود و به تدریج با گذشت زمان، آب تخلیه می‌شود، این عمل ممکن است زمان زیادی را سپری کند. بنابراین تاثیر کمتری روی شستشوی فلزات داشته است و به دلیل ماندابی، فلزات به بدنه رسوب نفوذ می‌کنند و باعث افزایش غلظت این فلزات در ایستگاه ۱ می‌شود. در ایستگاه ۳، آبی که در اثر مد وارد کانال می‌شود، با سرعت نسبتاً بیشتری به تالاب باز می‌گردد (Partani et al., 2015) و تاثیر زیادی روی شستشوی فلزات دارد و باعث می‌شود فلزات فرصت جذب به رسوبات را تا حدود زیادی از دست دهند، بنابراین تنزل غلظت فلزات در این ایستگاه روی می‌دهد. اما در حاشیه مسیر آب که جریان نسبتاً آرام است، شرایط برای ته نشینی فلزات فراهم می‌شود و غلظت فلزات در این ناحیه روند صعودی دارد. در نهایت در ایستگاه ۶ که ممکن است دلایلی چون بازگشت تمامی آب‌ها در اثر جزر و مخلوط شدن با آب دریا باعث می‌شود تا غلظت رسوب کاهش یابد. با توجه به جدول ۷ ترتیب غلظت فلزات در رسوبات به صورت  $Fe > Cr > Ni > Zn > Cu > Pb > Co > As > Cd$  می‌باشد. به طور کلی می‌توان توجیه کرد در صورتی که غلظت فلزات سنگین در ایستگاه بالادست افزایش یابد، تجمع این فلزات در ایستگاه چهارم افزایش می‌یابد و باعث خواهد شد تا نمودار غلظت فلزات در ایستگاه انتهایی کاهش بیشتری داشته باشد.

جدول ۷. غلظت فلزات سنگین در رسوبات (ppm)

| فلز سنگین<br>ایستگاه | As  | Cd   | Co  | Cr    | Cu    | Ni    | Pb | Zn   | Fe       |
|----------------------|-----|------|-----|-------|-------|-------|----|------|----------|
| S۱                   | ۴/۳ | ۰/۲۵ | ۱۱  | ۱۰۲   | ۲۴    | ۵۱    | ۱۳ | ۴۶   | ۲۱۷۴۳    |
| S۳                   | ۵/۶ | ۰/۲۵ | ۶   | ۱۱    | ۱۸    | ۳۰    | ۱۱ | ۲۹   | ۱۴۹۴۱    |
| S۴                   | ۴/۷ | ۰/۲۵ | ۹   | ۱۳۸   | ۳۸    | ۴۷    | ۱۴ | ۴۲   | ۲۲۰۹۱    |
| S۶                   | ۷/۷ | ۰/۳  | ۳   | ۶۷    | ۱۱    | ۱۵    | ۱۰ | ۱۷   | ۱۰۶۲۲    |
| Avg                  | ۵/۵ | ۰/۲۷ | ۷/۲ | ۱۰۴/۵ | ۲۲/۷۵ | ۳۵/۷۵ | ۱۲ | ۳۳/۵ | ۱۷۳۴۹/۲۵ |
| MAX                  | ۷/۷ | ۰    | ۱۱  | ۱۳۸   | ۳۸    | ۵۱    | ۱۴ | ۴۶   | ۲۲۰۹۱    |
| MIN                  | ۴/۳ | ۰/۲۵ | ۳   | ۶۷    | ۱۱    | ۱۵    | ۱۰ | ۱۷   | ۱۰۶۲۲    |



شکل ۳. روند تغییرات غلظت فلزات سنگین در رسوبات در طول ایستگاه‌ها



مقایسه غلظت فلزات در رسوبات با استانداردهای جهانی (ppm)

نتایج مقایسه غلظت فلزات سنگین موجود در رسوبات محدوده مطالعاتی با استانداردهای جهانی و مطالعات پیشین در جدول ۸ ارائه شده است. درمقایسه با استاندارد EQG کانادا مطابق شکل ۴، فلزات Cu و Pb برای هر چهار ایستگاه مورد مطالعه مقادیری کمتری دارند و می‌توان بیان کرد در مقایسه با این استاندارد، رسوبات ایستگاه‌های مورد مطالعه آلوده به فلز Cu و Pb نیستند. مطابق این استاندارد، ایستگاه‌های S۱، S۳ و S۴ آلوده به فلز Cr هستند و فقط در ایستگاه ششم مقادیر غلظت این فلز کمتر از استاندارد موردنظر است. ایستگاه‌های S۱ و S۴ آلوده به فلز Ni هستند اما این ایستگاه‌ها فاقد آلودگی Cd، As و Zn هستند. در مقایسه با استاندارد NOAA<sup>۱</sup>، ایستگاه چهارم آلوده به فلز Cu، ایستگاه‌های اول، سوم و چهارم آلوده به فلز Cr و Ni هستند و در دیگر موارد که غلظت فلزات محدوده مطالعاتی کمتر از استاندارد NOAA هستند، رسوبات آلوده نیستند.

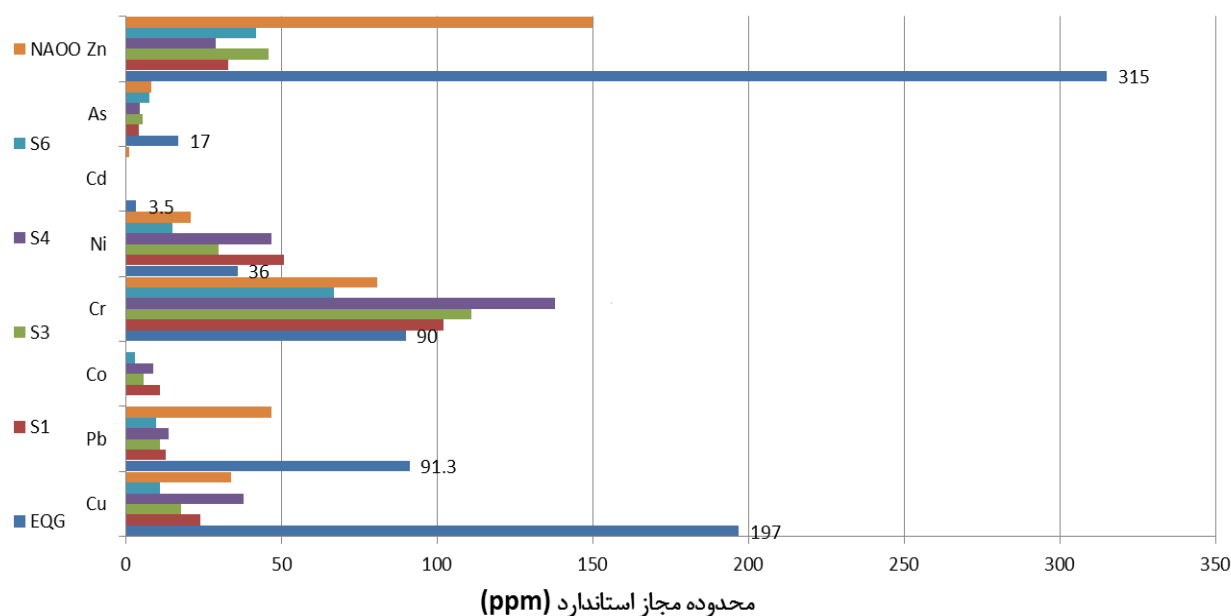
در جدول استاندارد، ERL حدی است که ۲۰ درصد جوامع بیولوژیک در خطر هستند، ERM حدی است که ۵۰ درصد جوامع بیولوژیک در خطر می‌باشند و PEL سطوحی که باعث اثرات زیان‌آور می‌گردند. با در نظر گرفتن استاندارد Probable Effect Concentration (PEC) SQGs Ontario MOE، فلز کروم، نیکل و مس که مقادیر غلظت آن‌ها بالاتر است برای جوامع بیولوژیک خطرناک است و بهتر است تدابیری برای کنترل آن‌ها اندیشیده شود. غلظت رسوبات محدوده مطالعاتی از غلظت رسوبات سد کافرین اردن مطابق شکل ۵، کمتر است و بیشتر فلزات غلظتی بالاتر از دریای زرد چین دارند.

جدول ۸. مقایسه غلظت فلزات سنگین مطالعه حاضر با استانداردهای جهانی و مطالعات صورت گرفته، واحد (ppm)

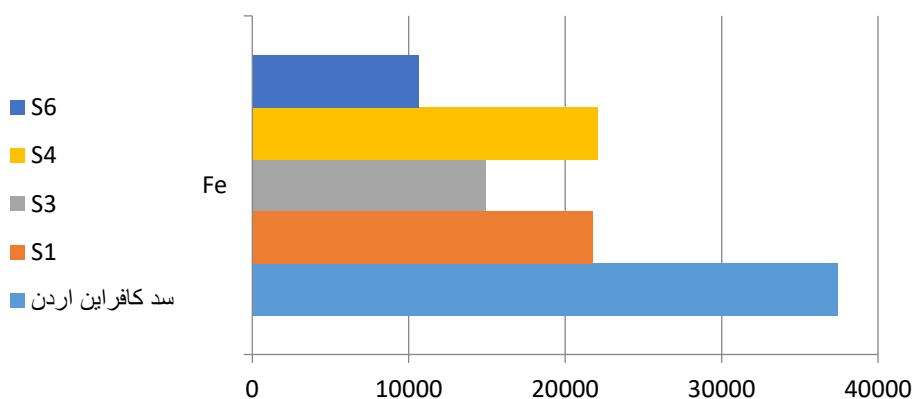
| Zn     | As   | Cd    | Fe    | Ni   | Cr    | Co   | Pb    | Cu    | Ref, Std           |  |
|--------|------|-------|-------|------|-------|------|-------|-------|--------------------|--|
| ۹۵     | ۱۳   | ۰/۳   | ۴۷۰۰۰ | ۶۸   | ۹۰    | ۱۹   | ۲۰    | ۴۵    | Shale              | غلظت زمینه در میانگین شیل                            |
| ۳۱۵    | ۱۷   | ۳/۵   | -     | ۳۶   | ۹۰    | -    | ۹۱/۳  | ۱۹۷   | PEL                | EQG کانادا   |
| ۱۵۰    | ۸/۲  | ۱/۲   | -     | ۲۰/۹ | ۸۱    | -    | ۴۷    | ۳۴    | ERL                | NOAA   |
| -      | ۰/۰۱ | ۱     | -     | -    | -     | -    | ۰/۰۱  | ۱۲۵   | EQS                | MOE ژاپن   |
| ۱۱۹/۰۴ | ۷/۰۲ | ۰/۶۶  | -     | -    | ۵۱/۲۱ | -    | ۲۸/۳۹ | ۱۷/۰۲ | TEL                | USEPA Region II For Mangrove                         |
| ۲۷۱    | ۴۱/۶ | ۴/۲   | -     | ۴۲/۸ | ۱۶۰   | -    | ۱۱۲   | ۱۰۸   | PEL                |  |
| ۱۲۰    | ۶    | ۰/۶   | -     | ۱۶   | ۲۶    | -    | ۳۱    | ۱۶    | LEL                |  |
| ۳۱۵    | -    | ۳/۵۳  | -     | ۳۶   | ۹۰    | -    | ۹۱/۳  | ۱۹۷   | PEL                | Probable Effect Concentration (PEC) SQGs Ontario MOE |
| ۲۷۰    | -    | ۹     | -     | ۵۰   | ۱۴۵   | -    | ۱۱۰   | ۳۹۰   | ERM                |  |
| ۱۱۶    | -    | ۱۲/۱  | ۳۷۴۱۲ | ۹۹/۶ | ۱۵۷/۹ | ۵۷/۷ | ۱۳۸/۵ | ۶۵/۲  | Habes et al., 2011 | سد کافرین <sup>۲</sup> اردن                          |
| ۴۷/۳   | -    | ۰/۵۱۳ | ۱۳۳۰۰ | ۱۸/۶ | -     | ۸/۲۴ | ۱۲/۳  | ۱۵/۱  | Jiang et al., 2014 | دریای زرد چین  |
| ۷۸/۱   | ۹    | ۰/۲   | -     | ۳۲   | ۸۰/۹  | -    | ۲۳/۴  | ۲۳/۹  | Wang et al., 2014  | رسوبات رودخانه Yangtz                                |
| ۳۳     | ۴/۳  | ۰/۲۵  | ۲۱۷۴۳ | ۵۱   | ۱۰۲   | ۱۱   | ۱۳    | ۲۴    | S۱                 |  |
| ۴۶     | ۵/۶  | ۰/۲۹  | ۱۴۹۴۱ | ۳۰   | ۱۱۱   | ۶    | ۱۱    | ۱۸    | S۳                 |  |
| ۲۹     | ۴/۷  | ۰/۲۵  | ۲۲۰۹۱ | ۴۷   | ۱۳۸   | ۹    | ۱۴    | ۳۸    | S۴                 | پژوهش حاضر   |
| ۴۲     | ۷/۷  | ۰/۳   | ۱۰۶۲۲ | ۱۵   | ۶۷    | ۳    | ۱۰    | ۱۱    | S۶                 |  |

1 National Oceanic And Atmospheric Administration

2 Kafraïn



شکل ۴. مقایسه مقادیر غلظت فلزات با استاندارد EQG کانادا و NAOO



شکل ۵. مقایسه مقادیر غلظت آهن با استاندارد سد کفراین و همبستگی فلزات سنگین موجود در رسوبات (Ghrefat et al., 2011)

نتایج همبستگی غلظت فلزات سنگین برای ایستگاه‌های مورد مطالعه در جدول ۹ ارائه شده است. مطابق این جدول ارتباط منفی معنی داری در سطح احتمال ۰/۰۵ بین فلز Co با As و Cd وجود دارد. همچنین ضریب همبستگی بین فلز Ni و Co ۰/۹۹۱ در سطح احتمال (P < ۰/۰۱) می‌باشد، به علاوه ضریب همبستگی بین فلزات Zn و Ni در سطح احتمال (P < ۰/۰۱)، ۱ می‌باشد که نشان می‌دهد این فلزات به هم وابسته بوده و از یک منبع یکسان پخش شده‌اند. بین فلز Ni، Fe و Zn با As، Cd و Co ارتباط معنی داری وجود دارد. همچنین فلز Fe با فلزات Ni، Pb و Zn ارتباط معنی داری در سطح (P < ۰/۰۵) وجود دارد.

جدول ۹. نتایج همبستگی زوجی بین فلزات سنگین موجود در رسوبات

|    | As     | Cd     | Co      | Cr    | Cu     | Ni     | Pb     | Zn     | Fe |
|----|--------|--------|---------|-------|--------|--------|--------|--------|----|
| As | ۱      |        |         |       |        |        |        |        |    |
| Cd | -/۸۹۶  | ۱      |         |       |        |        |        |        |    |
| Co | *-/۹۶۵ | *-/۹۵۱ | ۱       |       |        |        |        |        |    |
| Cr | -/۷۹۲  | -/۶۹۸  | -/۶۵۲   | ۱     |        |        |        |        |    |
| Cu | -/۷۶۶  | -/۸۵۹  | -/۷۲۴   | -/۹۱  | ۱      |        |        |        |    |
| Ni | *-/۹۷۵ | *-/۹۷  | **-/۹۹۱ | -/۷۴۱ | -/۸۱   | ۱      |        |        |    |
| Pb | -/۸۷۸  | *-/۹۷۲ | -/۸۸۷   | -/۸۲۹ | *-/۹۵۵ | -/۹۳۷  | ۱      |        |    |
| Zn | *-/۹۷۶ | *-/۹۶۷ | **-/۹۹۴ | -/۷۲۸ | -/۷۹۵  | **۱    | -/۹۲۸  | ۱      |    |
| Fe | *-/۹۵۲ | *-/۹۸۶ | *-/۹۶۵  | -/۷۸۶ | -/۸۷۹  | *-/۹۹۱ | *-/۹۷۶ | *-/۹۸۷ | ۱  |



مقادیر شاخص زمین انباشت برای فلزات سنگین موجود در رسوبات چهار ایستگاه در جدول ۱۰ ارائه شده است. با توجه به اینکه مقادیر  $I_{geo}$  کمتر از صفر حاصل شده است، بنابراین رسوبات مورد مطالعه در محدوده غیرآلوده قرار دارند. تنها ایستگاه ۴، مقدار این شاخص برای کروم بیشتر از صفر و کمتر از ۱ یعنی (۰/۰۳) می‌باشد که نشان می‌دهد ایستگاه چهارم در دامنه غیرآلوده تا آلودگی متوسط قرار دارد. این نتیجه بیانگر این است که ورود پساب صنعتی و شهری، دلیل آلودگی ایستگاه ۴ که در پایین دست کانال فاضلاب واقع شده است، در دامنه غیر آلوده تا آلودگی متوسط قرار دارد.

جدول ۱۰. مقادیر شاخص زمین انباشت ( $I_{geo}$ ) برای ایستگاه‌ها

| نام | Cd    | Cr    | Cu    | V     | As    | Ni    | Zn    | Pb    | Co    | Fe    |
|-----|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| S۱  | -۱/۱۸ | -۰/۴  | -۱/۴۹ | -۱/۹۳ | -۲/۱۸ | -۱    | -۱/۶۳ | -۱/۲  | -۱/۳۷ | -۱/۷  |
| S۳  | -۰/۹۷ | -۰/۲۸ | -۱/۹  | -۲/۵۱ | -۱/۷۹ | -۱/۷۶ | -۲/۲۹ | -۱/۴۴ | -۲/۲۴ | -۲/۲۴ |
| S۴  | -۱/۱۸ | ۰/۰۳  | -۰/۸۲ | -۱/۹۳ | -۲/۰۵ | -۱/۱۱ | -۱/۷۶ | -۱/۰۹ | -۱/۶۶ | -۱/۶۸ |
| S۶  | -۰/۹۲ | -۱/۰۱ | -۲/۶۱ | -۳/۱۴ | -۱/۳۴ | -۲/۷۶ | -۳/۰۶ | -۱/۵۸ | -۳/۲۴ | -۲/۷۳ |

#### نتایج ضریب آلودگی (Cf)

همانطور که از نتایج فاکتور آلودگی فلزات سنگین برای رسوبات خلیج چابهار پیداست، جدول ۱۱ مقادیر این شاخص در محدوده ۰ تا ۱ می‌باشد که رسوبات محدوده مطالعاتی آلودگی پایینی دارند البته Cr فقط برای ایستگاه ششم آلودگی پایینی دارد، اما در سه ایستگاه دیگر آلودگی آن متوسط می‌باشد، در حالت کلی می‌توان گفت رسوبات چهار ایستگاه از نظر این فاکتور آلودگی پایینی دارند.

جدول ۱۱. نتایج فاکتور آلودگی (Cf) برای محدوده مطالعاتی

| نام | Cd   | Cr   | Cu   | V    | As   | Ni   | Zn   | Pb   | Co   | Fe   |
|-----|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| S۱  | ۰/۶۵ | ۱/۱۳ | ۰/۵۳ | ۰/۳۹ | ۰/۳۳ | ۰/۷۵ | ۰/۴۸ | ۰/۶۵ | ۰/۵۷ | ۰/۴۶ |
| S۳  | ۰/۷۶ | ۱/۲۳ | ۰/۴  | ۰/۲۶ | ۰/۴۳ | ۰/۴۴ | ۰/۳  | ۰/۵۵ | ۰/۳۱ | ۰/۳۱ |
| S۴  | ۰/۶۵ | ۱/۵۳ | ۰/۸۴ | ۰/۳۹ | ۰/۳۶ | ۰/۶۹ | ۰/۴۴ | ۰/۷  | ۰/۴۷ | ۰/۴۶ |
| S۶  | ۰/۷۸ | ۰/۷۴ | ۰/۲۴ | ۰/۱۶ | ۰/۵۹ | ۰/۲۲ | ۰/۱۷ | ۰/۵  | ۰/۱۵ | ۰/۲۲ |

#### نتایج شاخص بار آلودگی (PLI)

برای بررسی انباشت فلزات سنگین در رسوب از شاخص بار آلودگی استفاده می‌شود، در صورتی که مقادیر این شاخص بزرگتر از یک باشد، نشان دهنده این است که بار آلودگی بر اثر فرآیندهای انسانی، لیتولوژی و انسانی است، اما اگر این شاخص کمتر از یک محاسبه شد نشان دهنده این است که غلظت فلزات سنگین نزدیک به غلظت زمینه است. مقادیر این شاخص برای محدوده مطالعاتی در ایستگاه S۱، S۳، S۴ و S۶ به ترتیب ۰/۵۶، ۰/۴۴، ۰/۵۹ و ۰/۳۱ می‌باشد که بار آلودگی در هر چهار ایستگاه مورد مطالعه کمتر از یک می‌باشد، به عبارت دیگر غلظت فلزات مورد مطالعه نزدیک به غلظت زمینه فلزات است، بنابراین رسوبات هر چهار ایستگاه مورد مطالعه غیر آلوده هستند.

#### پتانسیل ریسک اکولوژیکی (Er)

ارزیابی ریسک اکولوژیکی هر عنصر در رسوب توسط پتانسیل ریسک اکولوژیکی (Er) بیان می‌شود. مقادیر این شاخص برای چهار ایستگاه در جدول ۱۲ ارائه شده است. در چهار ایستگاه مورد مطالعه، فلز Cd بیشترین مقدار پتانسیل ریسک اکولوژیکی را در بین فلزات مورد مطالعه دارد. مقادیر Er برای هر فلز در ایستگاه چهارم به بیشترین مقدار خود رسیده‌اند، اما با توجه به اینکه مقدار Er بدست آمده برای تمامی فلزات سنگین کمتر از ۴۰ می‌باشند لذا میزان ریسک آن‌ها پایین است.

جدول ۱۲. مقادیر پتانسیل ریسک اکولوژیکی فلزات سنگین رسوبات خلیج چابهار

| نام | Cd    | Cr   | Cu   | As   | Ni   | Zn   | Pb   |
|-----|-------|------|------|------|------|------|------|
| S۱  | ۱۹/۷۳ | ۲/۲۶ | ۲/۶۶ | ۳/۳  | ۴/۵  | ۰/۴۸ | ۳/۲۵ |
| S۳  | ۲۲/۸۹ | ۲/۴۶ | ۲    | ۴/۳  | ۲/۶۴ | ۰/۳  | ۲/۷۵ |
| S۴  | ۱۹/۷۳ | ۳/۰۶ | ۴/۲۲ | ۳/۶۱ | ۴/۱۴ | ۰/۴۴ | ۳/۵  |
| S۶  | ۲۳/۶۸ | ۱/۴۸ | ۱/۲۲ | ۵/۹۲ | ۱/۳۲ | ۰/۱۷ | ۲/۵  |



### شاخص خطر (RI)

شاخص خطر برای ارزیابی ریسک اکولوژیکی کل آلاینده‌ها استفاده می‌شود. بیشترین مقدار این شاخص در ایستگاه چهارم روی می‌دهد که مقدار آن ۳۸/۷۳ و کمترین مقدار آن در ایستگاه اول رخ می‌دهد که مقدار آن ۳۶/۲۱ می‌باشد. نکته جالب توجه این است که مقادیر شاخص خطر بدست آمده برای چهار ایستگاه خیلی به هم نزدیک هستند. در ایستگاه S۱، S۳، S۴ و S۶ به ترتیب ۳۶، ۳۷، ۳۸، ۳۲ و ۳۶، ۳۲ می‌باشد. مقادیر RI کمتر از ۱۵۰ هستند و از لحاظ خطر در دامنه خطر کم قرار دارند.

### محاسبه شاخص سلامت انسانی (Human Exposure Risk)

پارامترهای مورد نیاز برای محاسبه شاخص خطر سلامت انسانی محاسبه شد. نتایج شاخص‌های ADI برای سه حالت (جذب فلز سنگین ناشی از بلعیدن، تنفس و جذب پوستی) برای گروه‌های سنی خردسالان و بزرگسالان در جدول ۱۳، ۱۴ و ۱۵ آمده است. مطابق جدول ۱۳، بیشترین مقدار شاخص  $ADI_{inh}$  آرسنیک برای هر دو گروه سنی در ایستگاه ششم، کادمیوم برای خردسالان در ایستگاه سوم و برای بزرگسالان در ایستگاه ششم، کروم برای خردسالان در ایستگاه سوم و بزرگسالان در ایستگاه چهارم، مس برای هر دو گروه در ایستگاه چهارم، نیکل برای هر دو گروه در ایستگاه اول، سرب برای هر دو گروه در ایستگاه سوم و مقدار این شاخص برای فلز روی در گروه سنی خردسالان در ایستگاه اول قرار دارد.

جدول ۱۳. شاخص ADI ناشی از بلعیدن برای گروه‌های سنی خردسالان و بزرگسالان (mg/(kg·d))

| S۶          | S۴          | S۳          | S۱          |           |    |
|-------------|-------------|-------------|-------------|-----------|----|
| ۹/۸۴۴۷E-۰۵  | ۶/۰۰۹۱۳E-۰۵ | ۷/۱۵۹۸۲E-۰۵ | ۵/۴۹۷۷۲E-۰۵ | خردسالان  | As |
| ۵/۲۸۳۴۱E-۰۵ | ۳/۲۲۴۹۴E-۰۵ | ۳/۸۴۲۴۸E-۰۵ | ۲/۹۵۰۴۷E-۰۵ | بزرگسالان |    |
| ۳/۸۴E-۰۶    | ۳/۲E-۰۶     | ۳/۷۱E-۰۶    | ۳/۲E-۰۶     | خردسالان  | Cd |
| ۲/۰۶E-۰۶    | ۱/۷۲E-۰۶    | ۱/۹۹E-۰۶    | ۱/۷۲E-۰۶    | بزرگسالان |    |
| ۰/۰۰۰۸      | ۰/۰۰۱۷      | ۰/۰۰۱۴      | ۰/۰۰۱       | خردسالان  | Cr |
| ۰/۰۰۰۴      | ۰/۰۰۰۹      | ۰/۰۰۰۷      | ۰/۰۰۰۷      | بزرگسالان |    |
| ۰/۰۰۰۱      | ۰/۰۰۰۴      | ۰/۰۰۰۲      | ۰/۰۰۰۳      | خردسالان  | Cu |
| ۷/۵۵E-۰۵    | ۰/۰۰۰۲      | ۰/۰۰۰۱      | ۰/۰۰۰۱      | بزرگسالان |    |
| ۰/۰۰۰۲      | ۰/۰۰۰۶      | ۰/۰۰۰۳      | ۰/۰۰۰۶      | خردسالان  | Ni |
| ۰/۰۰۰۱      | ۰/۰۰۰۳      | ۰/۰۰۰۲      | ۰/۰۰۰۳      | بزرگسالان |    |
| ۰/۰۰۰۱      | ۰/۰۰۰۲      | ۰/۰۰۰۱      | ۰/۰۰۰۱      | خردسالان  | Pb |
| ۶/۱۸۶E-۰۵   | ۹/۶۱E-۰۵    | ۷/۵۵E-۰۵    | ۸/۹۲۰۰۴E-۰۵ | بزرگسالان |    |
| ۰/۰۰۰۲      | ۰/۰۰۰۵      | ۰/۰۰۰۳      | ۰/۰۰۰۶      | خردسالان  | Zn |
| ۰/۰۰۰۱      | ۰/۰۰۰۳      | ۰/۰۰۰۲      | ۰/۰۰۰۳      | بزرگسالان |    |

مطابق جدول ۱۴ بیشترین مقدار شاخص  $ADI_{inh}$  آرسنیک برای هر دو گروه سنی در ایستگاه ششم، کادمیوم برای هر دو گروه در ایستگاه ششم، کروم، مس و سرب برای هر دو گروه در ایستگاه چهارم نیکل برای هر دو گروه در ایستگاه اول، و مقدار این شاخص برای روی در گروه سنی خردسالان در ایستگاه چهارم و بزرگسالان در ایستگاه اول رخ می‌دهد.

مطابق جدول ۱۵ بیشترین مقدار شاخص  $ADI_{dermal}$  برای عناصر آرسنیک و کادمیوم برای هر دو گروه سنی در ایستگاه ششم، کروم و سرب برای هر دو گروه در ایستگاه چهارم، مس برای خردسالان در ایستگاه چهارم و بزرگسالان در ایستگاه سوم و نیکل برای هر دو گروه در ایستگاه اول اتفاق می‌افتد.

مقادیر شاخص HQ11 در گروه سنی خردسالان به مراتب بیشتر از بزرگسالان می‌باشد که نشان می‌دهد خردسالان دارای حساسیت بیشتری هستند. در بین مقادیری که در جدول ۱۶ محاسبه شده است، مقدار HQ برای کروم بیشتر است که نشان می‌دهد کروم از طریق بلعیدن خطر آفرین است و مقادیر آن برای خردسالان تقریباً ۲ برابر بزرگسالان می‌باشد. براساس جدول ۱۷ و ۱۸ میزان خطر کروم از طریق تنفس و جذب پوستی نسبت به دیگر فلزات بیشتر است. با وجود اینکه مقدار این شاخص دارای مقادیر پایینی است، لذا بررسی این مقادیر نشان می‌دهد که مقدار این فلز باید کنترل شود. میزان خطر فلز کروم از بالادست به سمت پایین در هر سه روش جذب افزایش می‌دهد.



یابد و در ایستگاه چهارم به بیشترین مقدار خطر می‌رسد.

جدول ۱۴. شاخص ADI ناشی از تنفس برای گروه‌های سنی خردسالان و بزرگسالان (mg/(kg.d))

| S۶          | S۴          | S۳          | S۱          |           |    |
|-------------|-------------|-------------|-------------|-----------|----|
| ۲/۸۴۵۲۸E-۰۹ | ۱/۷۳۶۷۳E-۰۹ | ۲/۰۶۹۳E-۰۹  | ۱/۵۸۸۹۲E-۰۹ | خردسالان  | As |
| ۵/۱۲۳۳E-۰۹  | ۳/۱۲۷۲۱E-۰۹ | ۳/۷۲۶۰۴E-۰۹ | ۲/۸۶۱۰۷E-۰۹ | بزرگسالان |    |
| ۱/۱۱E-۱۰    | ۹/۲۴E-۱۱    | ۱/۰۷E-۱۰    | ۹/۲۴E-۱۱    | خردسالان  | Cd |
| ۱/۱۹E-۱۰    | ۹/۹۲E-۱۱    | ۱/۱۵E-۱۰    | ۹/۹۲E-۱۱    | بزرگسالان |    |
| ۲/۴۸E-۰۸    | ۵/۱E-۰۸     | ۴/۱E-۰۸     | ۳/۷۶۹E-۰۸   | خردسالان  | Cr |
| ۲/۶۶E-۰۸    | ۵/۴۷E-۰۸    | ۴/۴E-۰۸     | ۴/۰۴۶E-۰۸   | بزرگسالان |    |
| ۴/۰۶E-۰۹    | ۱/۴E-۰۸     | ۶/۶۵E-۰۹    | ۸/۸۷E-۰۹    | خردسالان  | Cu |
| ۴/۳۶E-۰۹    | ۱/۵۱E-۰۸    | ۷/۱۴E-۰۹    | ۹/۵۲E-۰۹    | بزرگسالان |    |
| ۵/۵۴E-۰۹    | ۱/۷۴E-۰۸    | ۱/۱۱E-۰۸    | ۱/۸۸E-۰۸    | خردسالان  | Ni |
| ۵/۹۵E-۰۹    | ۱/۸۶E-۰۸    | ۱/۱۹E-۰۸    | ۲/۰۲E-۰۸    | بزرگسالان |    |
| ۳/۷E-۰۹     | ۵/۱۷E-۰۹    | ۴/۰۶E-۰۹    | ۴/۸۰۳۷۲E-۰۹ | خردسالان  | Pb |
| ۳/۹۷E-۰۹    | ۵/۵۵E-۰۹    | ۴/۳۶E-۰۹    | ۵/۱۵۶۰۵E-۰۹ | بزرگسالان |    |
| ۶/۲۸E-۰۹    | ۱/۵۵E-۰۸    | ۱/۰۷E-۰۸    | ۱/۷E-۰۸     | خردسالان  | Zn |
| ۶/۷۴E-۰۹    | ۱/۶۷E-۰۸    | ۱/۱۵E-۰۸    | ۱/۸۲E-۰۸    | بزرگسالان |    |

جدول ۱۵. شاخص ADI ناشی از جذب پوستی برای گروه‌های سنی خردسالان و بزرگسالان (mg/(kg.d))

| S۶          | S۴          | S۳          | S۱          |           |    |
|-------------|-------------|-------------|-------------|-----------|----|
| ۱/۵۷۱۶E-۰۷  | ۹/۱۴۶۱E-۰۸  | ۱/۱۴۵۵۷E-۰۷ | ۸/۷۹۳۵E-۰۸  | خردسالان  | As |
| ۳/۷۵۳۴۱E-۰۷ | ۲/۲۹۱۰۴E-۰۷ | ۲/۷۲۹۷۶E-۰۷ | ۲/۰۹۶۰۶E-۰۷ | بزرگسالان |    |
| ۶/۱۴E-۰۹    | ۵/۱۱E-۰۹    | ۵/۹۳E-۰۹    | ۵/۱۱E-۰۹    | خردسالان  | Cd |
| ۱/۴۶E-۰۸    | ۱/۲۲E-۰۸    | ۱/۴۱E-۰۸    | ۱/۲۲E-۰۸    | بزرگسالان |    |
| ۱/37E-۰۶    | ۲/۸۲E-۰۶    | ۲/۲۷E-۰۶    | ۲/۰۸۷E-۰۶   | خردسالان  | Cr |
| ۳/۲۷E-۰۶    | ۶/۷۳E-۰۶    | ۵/۴۱E-۰۶    | ۴/۹۷۲E-۰۶   | بزرگسالان |    |
| ۲/۲۵E-۰۷    | ۷/۷۷E-۰۷    | ۳/۶۸E-۰۷    | ۴/۹۱E-۰۷    | خردسالان  | Cu |
| ۵/۳۶E-۰۷    | ۱/۸۵E-۰۶    | ۸/۷۷E-۰۷    | ۱/۱۷E-۰۶    | بزرگسالان |    |
| ۳/۰۷E-۰۷    | ۹/۶۱E-۰۷    | ۶/۱۴E-۰۷    | ۱/۰۴E-۰۶    | خردسالان  | Ni |
| ۷/۳۱E-۰۷    | ۲/۲۹E-۰۶    | ۱/۴۶E-۰۶    | ۲/۴۹E-۰۶    | بزرگسالان |    |
| ۲/۰۵E-۰۷    | ۲/۸۶E-۰۷    | ۲/۲۵E-۰۷    | ۲/۶۵۹۳۶E-۰۷ | خردسالان  | Pb |
| ۴/۸۷E-۰۷    | ۶/۸۲E-۰۷    | ۵/۳۶E-۰۷    | ۶/۳۳۶۹۳E-۰۷ | بزرگسالان |    |
| ۳/۴۸E-۰۷    | ۸/۵۹E-۰۷    | ۵/۹۳E-۰۷    | ۹/۴۱E-۰۷    | خردسالان  | Zn |
| ۸/۲۹E-۰۷    | ۲/۰۵E-۰۶    | ۱/۴۱E-۰۶    | ۲/۲۴۲۳E-۰۶  | بزرگسالان |    |

جدول ۱۶. مقادیر HQ<sub>ing</sub> به تفکیک گروه‌های سنی

| S۶    | S۴    | S۳    | S۱    |           |    |
|-------|-------|-------|-------|-----------|----|
| ۰/۳۲۸ | ۰/۲   | ۰/۲۳۸ | ۰/۱۸۳ | خردسالان  | As |
| ۰/۱۷۶ | ۰/۱۰۷ | ۰/۱۲۸ | ۰/۰۹۸ | بزرگسالان |    |
| ۰/۰۰۳ | ۰/۰۰۳ | ۰/۰۰۳ | ۰/۰۰۳ | خردسالان  | Cd |
| ۰/۰۰۲ | ۰/۰۰۱ | ۰/۰۰۱ | ۰/۰۰۱ | بزرگسالان |    |
| ۰/۲۸۵ | ۰/۵۸۸ | ۰/۴۷۳ | ۰/۴۳۴ | خردسالان  | Cr |
| ۰/۱۵۳ | ۰/۳۱۵ | ۰/۲۵۳ | ۰/۲۳۳ | بزرگسالان |    |
| ۰/۰۰۳ | ۰/۰۱۲ | ۰/۰۰۵ | ۰/۰۰۷ | خردسالان  | Cu |
| ۰/۰۰۱ | ۰/۰۰۶ | ۰/۰۰۳ | ۰/۰۰۴ | بزرگسالان |    |

|        |        |        |        |           |    |
|--------|--------|--------|--------|-----------|----|
| ۰/۰۰۹  | ۰/۰۳۰  | ۰/۰۱۹  | ۰/۰۳۳  | خردسالان  | Ni |
| ۰/۰۰۰۱ | ۰/۰۰۰۳ | ۰/۰۰۰۲ | ۰/۰۰۰۳ | بزرگسالان |    |
| ۰/۰۴۲  | ۰/۰۵۹  | ۰/۰۴۶  | ۰/۰۵۵  | خردسالان  | Pb |
| ۰/۰۲۲  | ۰/۰۳۲  | ۰/۰۲۵  | ۰/۰۲۹  | بزرگسالان |    |
| ۰/۰۰۰۷ | ۰/۰۰۱  | ۰/۰۰۱  | ۰/۰۰۱  | خردسالان  | Zn |
| ۰/۰۰۰۳ | ۰/۰۰۰۹ | ۰/۰۰۰۶ | ۰/۰۰۱  | بزرگسالان |    |

**HQ > 1: خطر سرطانزایی      HQ < 1: بدون خطر**

جدول ۱۷. مقادیر HQ<sub>inh</sub> به تفکیک گروه‌های سنی

| S6          | S4          | S3          | S1          |           |    |
|-------------|-------------|-------------|-------------|-----------|----|
| ۹/۱۷۸۳۲E-۰۶ | ۵/۶۰۲۳۶E-۰۶ | ۶/۶۷۵۱۵E-۰۶ | ۵/۱۲۵۵۶E-۰۶ | خردسالان  | As |
| ۱/۶۵۲۶۸E-۰۵ | ۱/۰۰۸۷۸E-۰۵ | ۱/۲۰۱۹۵E-۰۵ | ۹/۲۲۹۲۴E-۰۶ | بزرگسالان |    |
| ۱/۱۱E-۰۷    | ۹/۲۴E-۰۸    | ۱/۰۷E-۰۷    | ۹/۲۴E-۰۸    | خردسالان  | Cd |
| ۱/۱۹E-۰۷    | ۹/۹۲E-۰۸    | ۱/۱۵E-۰۷    | ۹/۹۲E-۰۸    | بزرگسالان |    |
| ۰/۰۰۰۸      | ۰/۰۰۱       | ۰/۰۰۱       | ۰/۰۰۱       | خردسالان  | Cr |
| ۰/۰۰۰۹      | ۰/۰۰۱       | ۰/۰۰۱       | ۰/۰۰۱       | بزرگسالان |    |
| ۱/۰۱E-۰۷    | ۳/۴۹E-۰۷    | ۱/۶۵E-۰۷    | ۲/۲۱E-۰۷    | خردسالان  | Cu |
| ۱/۰۹E-۰۷    | ۳/۷۵E-۰۷    | ۱/۷۸E-۰۷    | ۲/۳۷E-۰۷    | بزرگسالان |    |
| ۲/۶۹E-۰۷    | ۸/۴۳E-۰۷    | ۵/۳۸E-۰۷    | ۹/۱۵E-۰۷    | خردسالان  | Ni |
| ۲/۸۹E-۰۷    | ۹/۰۵E-۰۷    | ۵/۷۸E-۰۷    | ۹/۸۲E-۰۷    | بزرگسالان |    |
| ۱/۰۵E-۰۶    | ۱/۴۷E-۰۶    | ۱/۱۵E-۰۶    | ۱/۳۶۴۶۹E-۰۶ | خردسالان  | Pb |
| ۱/۱۴E-۰۶    | ۱/۵۸E-۰۶    | ۱/۲۴E-۰۶    | ۱/۴۶۴۷۹E-۰۶ | بزرگسالان |    |
| ۲/۰۹E-۰۸    | ۵/۱۷E-۰۸    | ۳/۵۷E-۰۸    | ۵/۶۶۵۹E-۰۸  | خردسالان  | Zn |
| ۲/۲۵E-۰۸    | ۵/۵۵E-۰۸    | ۳/۸۳E-۰۸    | ۶/۰۸۱۵E-۰۸  | بزرگسالان |    |

**HQ > 1: سرطانزایی خطر      HQ < 1: بدون خطر**

جدول ۱۸. مقادیر HQ<sub>dema</sub> به تفکیک گروه‌های سنی

| S6       | S4       | S3       | S1          |           |    |
|----------|----------|----------|-------------|-----------|----|
| ۰۰۰۰۵    | ۰/۰۰۰۳   | ۰/۰۰۰۳   | ۰/۰۰۰۲      | خردسالان  | As |
| ۰/۰۰۳    | ۰/۰۰۱    | ۰/۰۰۲    | ۰/۰۰۱       | بزرگسالان |    |
| ۶/۱۴E-۰۶ | ۵/۱۱E-۰۶ | ۵/۹۳E-۰۶ | ۵/۱۱E-۰۶    | خردسالان  | Cd |
| ۰/۰۰۱    | ۰/۰۰۱    | ۰/۰۰۱    | ۰/۰۰۱       | بزرگسالان |    |
| ۰/۰۰۰۴   | ۰/۰۰۰۹   | ۰/۰۰۰۷   | ۰/۰۰۰۶      | خردسالان  | Cr |
| ۰/۰۵۴    | ۰/۱۱۲    | ۰/۰۹     | ۰/۰۸۲       | بزرگسالان |    |
| ۵/۶۳E-۰۶ | ۱/۹۴E-۰۵ | ۹/۲۱E-۰۶ | ۱/۲۳E-۰۵    | خردسالان  | Cu |
| ۴/۴۷E-۰۵ | ۰/۰۰۰۱۵۴ | ۷/۳۱E-۰۵ | ۹/۷۵E-۰۵    | بزرگسالان |    |
| ۱/۵۳E-۰۵ | ۴/۸۱E-۰۵ | ۳/۰۷E-۰۵ | ۵/۲۲E-۰۵    | خردسالان  | Ni |
| ۰/۰۰۰۱   | ۰/۰۰۰۴   | ۰/۰۰۰۲   | ۰/۰۰۰۴      | بزرگسالان |    |
| ۶/۸۲E-۰۵ | ۹/۵۵E-۰۵ | ۷/۵E-۰۵  | ۸/۸۶۴۵۴E-۰۵ | خردسالان  | Pb |
| ۰/۰۰۰۹   | ۰/۰۰۱    | ۰/۰۰۱۱   | ۰/۰۰۱       | بزرگسالان |    |
| ۱/۱۶E-۰۶ | ۲/۸۶E-۰۶ | ۱/۹۸E-۰۶ | ۳/۱۳۶۷E-۰۶  | خردسالان  | Zn |
| ۱/۳۸E-۰۵ | ۳/۴۱E-۰۵ | ۲/۳۶E-۰۵ | ۳/۳۳۷E-۰۵   | بزرگسالان |    |

**HQ > 1: خطر سرطانزایی      بدون خطر: HQ < 1**

از مجموع شاخص‌های HQ برای سه حالت بلعیدن، تنفس و جذب پوستی برای کل فلزات شاخص HI بدست می‌آید. مقادیر این شاخص به تفکیک ایستگاه و برای گروه‌های سنی خردسالان و بزرگسالان در جدول ۱۹ ارائه شده است. مقادیر این شاخص برای هر دو گروه از ایستگاه اول روندی صعودی داشته و در ایستگاه چهارم به اوج می‌رسد اما در ایستگاه ششم مقادیر آن کاهش می‌یابد. طبق نتایج

بدست آمده، با وجود اینکه مقدار HI کمتر از ۱ بدست آمده است اما مقادیر این شاخص برای خردسالان بیشتر از مقادیر آن برای بزرگسالان بدست آمده است که نشان می‌دهد خردسالان بیشتر در معرض خطر این فلزات هستند. مقدار این شاخص برای خردسالان در ایستگاه‌های اول تا چهارم نزدیک به ۱ می‌باشد و در ایستگاه چهارم ۰/۹ می‌باشد که باید مورد توجه قرار گیرد. با این حال، در صورتی که تدابیری اندیشیده نشود نه تنها کودکان بلکه بزرگسالان نیز در معرض خطر این فلزات خواهند بود. هر چند مقادیر این جدول اعدادی کمتر از یک بدست آمده‌اند، اما اعداد بدست آمده خیلی نزدیک به ۱ هستند که در صورت غفلت و عدم مدیریت و اقدامات پیشگیرانه در خصوص رهاسازی این فلزات، مقادیر این شاخص سیر صعودی داشته و سلامت جامعه را با خطر جدی مواجه خواهد کرد.

**جدول ۱۹. مقادیر شاخص HI برای گروه‌های سنی مختلف به تفکیک ایستگاه**

| شاخص | گروه سنی  | S۱    | S۳    | S۴  | S۶    |
|------|-----------|-------|-------|-----|-------|
|      | خردسالان  | ۰/۷۲۱ | ۰/۷۹۱ | ۰/۹ | ۰/۶۷۵ |
| HI   | بزرگسالان | ۰/۴۷۴ | ۰/۵۱۹ | ۰/۶ | ۰/۴۲۲ |

HI > 1: خطر آفرین      HI < 1: بدون خطر

برای دو گروه خردسالان و بزرگسالان استفاده شد. نتایج حاصل از محاسبه این شاخص‌ها نشان داد که در شاخص زمین انباشت مقادیری کمتر از صفر بدست آمد که حاکی از عدم آلودگی رسوبات به فلزات بود، مقدار این شاخص فقط برای کروم عددی بین صفر و یک حاصل شد که نشان از آلودگی متوسط رسوبات دارد. مقادیر شاخص بار آلودگی نیز نشان داد غلظت فلزات به غلظت زمینه نزدیک بود، به عبارتی رسوبات آلوده به فلزات نبودند. شاخص پتانسیل ریسک اکولوژیکی نیز نشان دهنده میزان ریسک پایین فلزات مورد مطالعه است. شاخص HI محاسبه شده برای خردسالان، مقادیری نزدیک به ۱ حدود (۰/۹) را نشان داد. هر چند در این مطالعه در حالت کلی شاخص‌های محاسبه شده در گروه غیرآلوده دسته‌بندی نمی‌شوند، اما شاخص‌هایی مانند HI که نشان دهنده تماس انسان با فلزات سنگین است، به عبارتی دیگر، انسان بصورت ناخواسته فلزات سنگین را از طریق استنشاق، جذب پوستی و بلعیدن دریافت می‌کند، باید بیشتر مورد توجه قرار گیرد. هر چند مقادیر این شاخص کمتر از حد استاندارد محاسبه شد، اما در صورتی که فلزات سنگین بصورت کنترل شده رها نشوند، علاوه بر خردسالان، بزرگسالان نیز در معرض خطرات ناشی از این فلزات خواهند بود. لذا با توجه به حساسیت فلزات سنگین و خطر آن‌ها برای سلامتی انسان‌ها، پیشنهاد می‌گردد صنایع آلاینده از سیستم‌های مناسب و فیلترهای تصفیه آلاینده استفاده کنند. همچنین، غلظت این فلزات در موجودات زنده و آبزیان مانند ماهی‌ها و همچنین پرندگان و تخم آن‌ها نیز مطالعه شود و به جای رها سازی سیستم فاضلاب به مانگروهای خلیج چابهار، یک سیستم جامع و مجزا طراحی گردد تا فاضلاب به آنجا تخلیه و مدیریت گردد در نهایت، سیستم نظارتی و کار گروهی برای قوانین و مقررات جامع به منظور حفظ و احیای تالاب‌ها، سواحل و دریاها در جهت کاهش غلظت فلزات سنگین تدوین گردد.

## نتیجه‌گیری

محیط‌های آبی یکی از ارکان مهم محیط‌زیست می‌باشد که در سال‌های اخیر با دخالت انسان در طبیعت، متضرر شده است. انسان با ایجاد کارخانه‌های زیاد، کشاورزی مدرن که در آن با بکار بردن سموم مختلف به منظور تولید محصول بیشتر و دیگر فعالیت‌های خود آلاینده‌ها را در طبیعت بخصوص در محیط آبی رها می‌کند تا نه تنها زندگی موجودات دریایی و غیردریایی را با مشکل مواجه کند بلکه زندگی خود را نیز تحت تاثیر قرار دهد. در محیط رسوب فقط فلز کادمیوم تقریباً روند ثابتی را داشته است اما برای سایر فلزات از ایستگاه اول به سوم روندی کاهشی سپس به سمت پایین دست و در ایستگاه چهارم به بیشترین مقدار می‌رسد و در نهایت مقادیر آن در ایستگاه پایانی شیب نزولی دارد. در ادامه از شاخص بار آلودگی به منظور بررسی انباشت فلزات سنگین در رسوب استفاده شد که در هر چهار ایستگاه مورد مطالعه مقدار این شاخص کمتر از یک بدست آمد، که نشان می‌دهد چهار ایستگاه مورد مطالعه غیر آلوده هستند. در نهایت، از شاخص خطر برای ارزیابی ریسک اکولوژیکی کل آلاینده‌ها استفاده شد که بیشترین مقدار این شاخص در ایستگاه چهارم بود که مقدار آن ۷۸/۳۸ و کمترین مقدار آن در ایستگاه اول رخ می‌دهد که مقدار آن ۳۶/۲۱ می‌باشد. مقادیر شاخص خطر بدست آمده برای چهار ایستگاه خیلی به هم نزدیک بودند که در هر ۴ ایستگاه مقادیر این شاخص کمتر از ۱۵۰ بدست آمد و از لحاظ خطر در دامنه خطر کم قرار دارند. مقادیر این شاخص برای هر دو گروه از ایستگاه اول روندی صعودی داشته و در ایستگاه چهارم به اوج می‌رسد اما در ایستگاه ششم مقادیر آن کاهش

می‌یابد این کاهش به حدی است حتی از ایستگاه اول هم کمتر است. طبق نتایج بدست آمده، با وجود اینکه مقدار HI کمتر از ۱ بدست آمده است اما مقادیر این شاخص برای خردسالان بیشتر از مقادیر آن برای بزرگسالان بدست آمده است که نشان می‌دهد خردسالان بیشتر در معرض خطر این فلزات هستند. با توجه به شرایط جاری و نیاز مبرم به توسعه صنایع نفت، گاز و پتروشیمی در مقیاس فرا ملی، پیاده سازی برنامه و الگوریتم‌های پایش و ارزیابی اثرات زیست محیطی و بازرسی رعایت الزامات محیط زیستی مندرج در گزارش EIA برای محیط، اثرات مستقیم در محدوده مجتمع‌های صنایع نفت و گاز، مهم ترین راهکار مدیریتی و اجرایی است. همچنین ایجاد سازوکارهای پایدار برای کنترل آلودگی، با مواجهه با چالش‌های حقوقی و ایجاد یک سیستم حقوقی جامع که بر حقوق و تعهدات دولت‌های ساحلی حاکم است، برای تطبیق مناسب و عملی با الزامات حقوق بین‌المللی محیط زیست، مورد نیاز است.

### "هیچ‌گونه تعارض منافع بین نویسندگان وجود ندارد"

## مراجع

- بزی، عزیزاله؛ (۱۳۹۴). تعیین سطح آلودگی رسوبات سطحی خلیج چابهار به فلزات سنگین. سلامت و محیط زیست. ۸ (۱): ۴۵-۵۶.
- مر، فرید؛ نعمت الهی، محمدجواد؛ کشاورزی، بهنام؛ و حمزه، محمدعلی (۱۳۹۳). توزیع سطحی و عمقی فلزات سنگین در رسوبات ساحلی و دریایی بخش ایرانی خلیج گواتر. مجله علوم و فنون دریایی ایران، ۱۳ (۲).
- حراری رودی، محی الدین؛ بصیرانی، بیتا؛ رضایی، حمید (۱۴۰۱). شناسایی مناطق مستعد آلودگی زیست محیطی سواحل خلیج چابهار. *مطالعات علوم محیط زیست*. ۵۲۶۵-۵۲۵۱، ۷(۳).
- عبیات، هاجر؛ انصاری، محمد رضا؛ رنگ زن، نفیسه؛ و عبیات، احمد (۱۳۹۹). ارزیابی فلزات سنگین در رسوبات تالاب هورالعظیم با محاسبه شاخص‌های آلودگی. تحقیقات آب و خاک ایران، ۲۴۶۹-۲۴۸۱، ۵۱(۱۰).
- بیاتی، سمیرا؛ زمانی احمد محمودی، رسول؛ و مافی غلامی، داوود (۱۳۹۹). ارزیابی کیفیت آب تالاب چغاخور از نظر فلزات سنگین با استفاده از شاخص‌های Cd، HEI، HPI، MI و IRWQIST اکوهیدرولوژی. ۱۰۲۱-۱۰۳۱، ۷(۴).
- کشاورزی، بهنام؛ ابراهیمی، پوریا؛ مر، فرید؛ و حمزه لو، محمد علی (۱۳۹۲). زمین‌شیمی و توزیع فلزات سنگین در رسوبات ساحلی و دریایی خلیج چابهار. زمین شناسی کاربردی پیشرفته. ۷۴-۸۱، ۳(۱).
- خالقی، متین؛ (۱۳۹۳). شناسایی گونه‌های خیارهای دریایی (Holothuroidea: Echinodermata) در پهنه‌های جزر و مدی خلیج چابهار. فصلنامه علمی زیست شناسی جانوری تجربی
- خلیلی، رضا؛ زالی، ابوالفضل؛ و متقی، حامد (۱۴۰۰). ارزیابی فلزات سنگین در آب و رسوبات رودخانه هراز، با استفاده از شاخص بار آلودگی (PLI) و شاخص تجمع جغرافیایی (Igeo). تحقیقات آب و خاک ایران. ۹۳۳-۹۴۲، ۵۲(۴).
- مرتضوی، ثمر؛ و صابری نسب، فائزه (۱۳۹۶). پهنه‌بندی غلظت و ارزیابی ریسک اکولوژیک فلزات سنگین در رسوبات تالاب میقان. اکوهیدرولوژی، ۵۵۳-۵۴۵، ۴(۲).
- نوحه گر، احمد؛ حبیبی، سمانه؛ و بهروزی، محمود (۱۴۰۰). سنجش و ارزیابی خطر آلودگی آب و رسوبات ساحلی در مصب خورهای شهر بندرعباس. اکوهیدرولوژی، ۴۱۱-۴۲۹، ۸(۲).
- پرتانی، صادق؛ طاهریان، عباس؛ جعفری، علی؛ جراحی، هادی؛ و ارژنگی؛ امین (۱۴۰۲). شناسایی و ارزیابی کاربری اراضی موثر بر آلودگی بیولوژیکی رواناب شهری. محیط شناسی، doi: 10.22059/jes.2023.361348.1008423
- شهبازی، کریم؛ فتحی گردلیدانی، ارژنگ؛ مارزی، مصطفی (۱۴۰۱). بررسی وضعیت عناصر سنگین در خاک‌های ایران: مروری جامع و انتقادی بر مطالعات گزارش شده. *تحقیقات آب و خاک ایران*، ۱۱۶۳-۱۲۱۲، ۵۳(۵).

## REFERENCES

- Ahrari\_Roudi, M., Basirani, B., & Razaee, H. (2022). Identification of areas susceptible to environmental pollution in the coasts of Chabahar Bay. *Journal of Environmental Science Studies*, 7(3), 5251-5265. doi: 10.22034/jess.2022.338975.1769. (In Persian)
- abyat, hajar, ansari, mohammad reza, Rang Zan, N., & abyat, ahmad. (2020). Assessment of Heavy Metals in Hooralazim Wetland Sediments by Calculation of Pollution Index. *Iranian Journal of Soil and Water Research*, 51(10), 2469-2481. <https://doi.org/10.22059/ijswr.2020.298194.668505>. (In Persian)
- Addo-Bediako, A. (2020). Assessment of Heavy Metal Pollution in the Blyde and Steelpoort Rivers of the Olifants River System, South Africa. *Polish Journal of Environmental Studies*, 29(5), 3023-3029.



- <https://doi.org/10.15244/pjoes/112621>
- Adekola, F. A., & Eletta, O. A. A. (2007). A study of heavy metal pollution of Asa River, Ilorin, Nigeria; trace metal monitoring and geochemistry. *Environmental Monitoring and Assessment*, 125(1), 157–163. <https://doi.org/10.1007/s10661-006-9248-z>
- Adomako, D., Nyarko, B. J. B., Dampare, S. B., Serfor-Armah, Y., Osa, S., Fianko, J. R., & Akaho, E. H. K. (2008). Determination of toxic elements in waters and sediments from River Subin in the Ashanti Region of Ghana. *Environmental Monitoring and Assessment*, 141, 165–175.
- Agah, H. (2021). Ecological risk assessment of heavy metals in sediment, fish, and human hair from Chabahar Bay, Makoran, Iran. *Marine Pollution Bulletin*, 169, 112345. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112345>
- Al-Kahtany, K., & El-Sorogy, A. S. (2023). Contamination and health risk assessment of surface sediments along Ras Abu Ali Island, Saudi Arabia. *Journal of King Saud University-Science*, 35(2), 102509.
- Al-Taani, A. A., Batayneh, A. T., El-Radaideh, N., Ghrefat, H., Zumlot, T., Al-Rawabdeh, A. M., Al-Momani, T., & Taani, A. (2015). Spatial distribution and pollution assessment of trace metals in surface sediments of Ziqlab Reservoir, Jordan. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187, 1–14.
- Alongi, D. M. (2002). Present state and future of the world's mangrove forests. *Environmental Conservation*, 29(3), 331–349.
- Angulo, E. (1996). The Tomlinson Pollution Load Index applied to heavy metal, 'Mussel-Watch' data: a useful index to assess coastal pollution. *Science of the Total Environment*, 187(1), 19–56.
- Antizar-Ladislao, B., Mondal, P., Mitra, S., & Sarkar, S. K. (2015). Assessment of trace metal contamination level and toxicity in sediments from coastal regions of West Bengal, eastern part of India. *Marine Pollution Bulletin*, 101(2), 886–894.
- Asare, E. A., Assim, Z., Wahi, R., & Fianko, J. R. (2022). Eco-toxic risk assessment and source distribution of trace metals in surface sediments of the coastal and in four rivers estuary of Sarawak. *Beni-Suef University Journal of Basic and Applied Sciences*, 11(1), 18.
- Askari Dehno, M., Mousavi Harami, S. R., & Noora, M. R. (2022). Environmental geochemistry of heavy metals in coral reefs and sediments of Chabahar Bay. *Results in Engineering*, 13, 100346. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.rineng.2022.100346>
- Barani, H. K., Alavi-Yeganeh, M. S., & Bakhtiari, A. R. (2023). Metals bioaccumulation, possible sources and consumption risk assessment in five Sillaginid species, a case study: Bandar Abbas (Persian Gulf) and Chabahar Bay (Oman Sea), Iran. *Marine Pollution Bulletin*, 187, 114551.
- Bazzi A. Determining the level of heavy metal pollution in surface sediments of the Gulf of Chabahar. *ijhe* 2015; 8 (1) :45-56. (In Persian)
- Bayati, S., Zamani Ahmadmahmoodi, R., & Mafi Gholami, D. (2020). Water Quality Assessment of the Choghakhor Wetland for Heavy Metals Using MI, HPI, HEI, Cd and IRWQIST Indices. *Iranian Journal of Ecohydrology*, 7(4), 1021–1031. <https://doi.org/10.22059/ije.2020.309854.1382>. (In Persian)
- Boboria, D., Maata, M., & Mani, F. S. (2021). Metal pollution in sediments and bivalves in Marovo Lagoon, Solomon Islands. *Marine Pollution Bulletin*, 164, 112026.
- Böke Özkoç, H., & Arıman, S. (2023). Contamination and risk assessment of heavy metals in coastal sediments from the Mid-Black Sea, Turkey. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 37(1), 375–394. <https://doi.org/10.1007/s00477-022-02300-4>
- Chen, Y., Liu, Q., Xu, M., & Wang, Z. (2020). Inter-annual variability of heavy metals pollution in surface sediments of Jiangsu coastal region, China: case study of the Dafeng Port. *Marine Pollution Bulletin*, 150, 110720.
- Cho, J., Hyun, S., Han, J.-H., Kim, S., & Shin, D.-H. (2015). Historical trend in heavy metal pollution in core sediments from the Masan Bay, Korea. *Marine Pollution Bulletin*, 95(1), 427–432.
- Cui, S., Zhang, F., Hu, P., Hough, R., Fu, Q., Zhang, Z., An, L., Li, Y.-F., Li, K., Liu, D., & Chen, P. (2019). Heavy Metals in Sediment from the Urban and Rural Rivers in Harbin City, Northeast China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(22). <https://doi.org/10.3390/ijerph16224313>
- Dahri, N., Atoui, A., Ellouze, M., & Abida, H. (2018). Assessment of streambed sediment contamination by heavy metals: The case of the Gabes Catchment, South-eastern Tunisia. *Journal of African Earth Sciences*, 140, 29–41.
- Dash, S., Borah, S. S., & Kalamdhad, A. S. (2021). Heavy metal pollution and potential ecological risk assessment for surficial sediments of Deepor Beel, India. *Ecological Indicators*, 122, 107265.
- Davoodi, H., Gharibreza, M., Negarestan, H., Mortazavi, M. S., & Lak, R. (2017). Ecological risk assessment



- of the Assaluyeh and Bassatin estuaries (northern Persian Gulf) using sediment quality indices. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 192, 17–28.
- Defew, L. H., Mair, J. M., & Guzman, H. M. (2005). An assessment of metal contamination in mangrove sediments and leaves from Punta Mala Bay, Pacific Panama. *Marine Pollution Bulletin*, 50(5), 547–552.
- Dhamodharan, A., Abinandan, S., Aravind, U., Ganapathy, G. P., & Shanthakumar, S. (2019). Distribution of metal contamination and risk indices assessment of surface sediments from Cooum River, Chennai, India. *International Journal of Environmental Research*, 13, 853–860.
- Du, Y., Gao, B., Zhou, H., Ju, X., Hao, H., & Yin, S. (2013). Health risk assessment of heavy metals in road dusts in urban parks of Beijing, China. *Procedia Environmental Sciences*, 18, 299–309.
- Duke, N. C. (1992). Mangrove floristics and biogeography. *Tropical Mangrove Ecosystems*, 41, 63–100.
- Duodu, G. O., Goonetilleke, A., & Ayoko, G. A. (2016). Comparison of pollution indices for the assessment of heavy metal in Brisbane River sediment. *Environmental Pollution*, 219, 1077–1091.
- F. Hasaballah Et Al, A. (2021). Health risk assessment of heavy metals contamination in sediments of the River Nile, Damietta Branch using Mathematical Models. *Egyptian Journal of Aquatic Biology and Fisheries*, 25(2), 947–971.
- Fadlillah, L. N., Utami, S., Rachmawati, A. A., Jayanto, G. D., & Widyastuti, M. (2023). Ecological risk and source identifications of heavy metals contamination in the water and surface sediments from anthropogenic impacts of urban river, Indonesia. *Heliyon*.
- Feng, J., Zhu, X., Wu, H., Ning, C., & Lin, G. (2017). Distribution and ecological risk assessment of heavy metals in surface sediments of a typical restored mangrove-aquaculture wetland in Shenzhen, China. *Marine Pollution Bulletin*, 124(2), 1033–1039.
- Förstner, U. (2002). Sediment sampling, sample preparation, grain size corrections, and chemical criteria (pp. 14.1-14.35).
- Fukue, M., Yanai, M., Sato, Y., Fujikawa, T., Furukawa, Y., & Tani, S. (2006). Background values for evaluation of heavy metal contamination in sediments. *Journal of Hazardous Materials*, 136(1), 111–119.
- Ghrefat, H. A., Abu-Rukah, Y., & Rosen, M. A. (2011). Application of geoaccumulation index and enrichment factor for assessing metal contamination in the sediments of Kafra Dam, Jordan. *Environmental Monitoring and Assessment*, 178, 95–109.
- Gu, C., Zhang, Y., Peng, Y., Leng, P., Zhu, N., Qiao, Y., Li, Z., & Li, F. (2020). Spatial distribution and health risk assessment of dissolved trace elements in groundwater in southern China. *Scientific Reports*, 10(1), 7886.
- Hakanson, L. (1980). An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water Research*, 14(8), 975–1001.
- Harbison, P. A. T. (1986). Mangrove muds—a sink and a source for trace metals. *Marine Pollution Bulletin*, 17(6), 246–250.
- Hasan, M. R., Anisuzzaman, M., Choudhury, T. R., Arai, T., Yu, J., Albeshr, M. F., & Hossain, M. B. (2023). Vertical distribution, contamination status and ecological risk assessment of heavy metals in core sediments from a mangrove-dominated tropical river. *Marine Pollution Bulletin*, 189, 114804. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2023.114804>
- Huang, Y., Chen, Q., Deng, M., Japenga, J., Li, T., Yang, X., & He, Z. (2018). Heavy metal pollution and health risk assessment of agricultural soils in a typical peri-urban area in southeast China. *Journal of Environmental Management*, 207, 159–168.
- Islam, M. S., Ahmed, M. K., Raknuzzaman, M., Habibullah -Al- Mamun, M., & Islam, M. K. (2015). Heavy metal pollution in surface water and sediment: A preliminary assessment of an urban river in a developing country. *Ecological Indicators*, 48, 282–291. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.08.016>
- Ji, Z., Zhang, Y., Zhang, H., Huang, C., & Pei, Y. (2019). Fraction spatial distributions and ecological risk assessment of heavy metals in the sediments of Baiyangdian Lake. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 174, 417–428.
- Keshavarzi, B., Ebrahimi, P., & Moore, F. (2015). A GIS-based approach for detecting pollution sources and bioavailability of metals in coastal and marine sediments of Chabahar Bay, SE Iran. *Geochemistry*, 75(2), 185–195. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemer.2014.11.003>
- Keshavarzi, B., Ebrahimi, P., Moore, F., & Hamzeh, M. A. (2013). Geochemistry and distribution of heavy metals in coastal and marine sediments of Chabahar Bay. *Advanced Applied Geology*, 3(1), 74–81. [https://aag.scu.ac.ir/article\\_11594.html](https://aag.scu.ac.ir/article_11594.html). (In Persian)
- Khaleghi, M. (2013). Identification of Holothurians Species (Holothuroidea: Echinodermata) in the Intertidal



- Zones of Chabahar Bay. *Experimental Animal Biology*, 2(2), 61–69. [https://eab.journals.pnu.ac.ir/article\\_976.html](https://eab.journals.pnu.ac.ir/article_976.html). (In Persian)
- khalili, reza, zali, abolfazl, & motaghi, hamed. (2021). Evaluation of Heavy Metals in Water and Sediments of Haraz River, Using Pollution Load Index (PLI) and Geoaccumulation Index (Igeo). *Iranian Journal of Soil and Water Research*, 52(4), 933–942. <https://doi.org/10.22059/ijswr.2021.316080.668850>. (In Persian)
- Kumar, S., Karmoker, J., Pal, B. K., Luo, C., & Zhao, M. (2019). Trace metals contamination in different compartments of the Sundarbans mangrove: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 148, 47–60.
- Lewis, M., Pryor, R., & Wilking, L. (2011). Fate and effects of anthropogenic chemicals in mangrove ecosystems: a review. *Environmental Pollution*, 159(10), 2328–2346.
- Loska, K., & Wiechuła, D. (2003). Application of principal component analysis for the estimation of source of heavy metal contamination in surface sediments from the Rybnik Reservoir. *Chemosphere*, 51(8), 723–733.
- Milenkovic, N., Damjanovic, M., & Ristic, M. (2005). Study of heavy metal pollution in sediments from the Iron Gate (Danube River), Serbia and Montenegro. *Polish Journal of Environmental Studies*, 14(6).
- Mohajane, C., & Manjoro, M. (2022). Sediment-associated heavy metal contamination and potential ecological risk along an urban river in South Africa. *Heliyon*, 8(12), e12499. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e12499>
- Mohammad Ali, B. N., Lin, C. Y., Cleophas, F., Abdullah, M. H., & Musta, B. (2015). Assessment of heavy metals contamination in Mamut river sediments using sediment quality guidelines and geochemical indices. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187, 1–11.
- Mohiuddin, K. M., Zakir, H. M., Otomo, K., Sharmin, S., & Shikazono, N. (2010). Geochemical distribution of trace metal pollutants in water and sediments of downstream of an urban river. *International Journal of Environmental Science & Technology*, 7, 17–28.
- Moore, F., Esmaeili, K., & Keshavarzi, B. (2011). Assessment of heavy metals contamination in stream water and sediments affected by the Sungun porphyry copper deposit, East Azerbaijan Province, Northwest Iran. *Water Quality, Exposure and Health*, 3, 37–49.
- Mortazavi, S., & Saberinasab, F. (2017). Zoning concentration and ecological risk assessment of heavy metals in sediments of Mighan wetland. *Iranian Journal of Ecohydrology*, 4(2), 533–545. <https://doi.org/10.22059/ije.2017.61490>. (In Persian)
- Muller, G. (1969). Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. *Geojournal*, 2, 108–118.
- Muller, G. (1979). Heavy-metals in sediment of the Rhine-changes since 1971. *Umschau in Wissenschaft Und Technik*, 79(24), 778–783.
- Muller, G. (1981). Die Schwermetallbelastung der sedimente des Neckars and seiner Nebenflüsse: Eine erstandsaufnahme. *Chemical Zeitung*, 105, 157–164.
- nohegar, ahmad, habibi, samaneh, & Behrouzi, M. (2021). Measurement and evaluation of water pollution and coastal sediments in estuaries of Bandar Abbas. *Iranian Journal of Ecohydrology*, 8(2), 411–429. <https://doi.org/10.22059/ije.2021.315647.1441>. (In Persian)
- Nriagu, J. O., & Nieboer, E. (1988). Production and uses of chromium. *Chromium in the Natural and Human Environments*, 20, 81–104.
- Nematollahi, M. J., Moore, F., Keshavarzi, B., & Hamzeh, M. A. (2014). Surficial and vertical distribution of heavy metals in marine and intertidal sediments in the Iranian sector of Gowatr bay.. *Journal of Marine Science and Technology*, 13(2), 31-40. doi: 10.22113/jmst.2014.7815. (In Persian)
- Olivares-Rieumont, S., De la Rosa, D., Lima, L., Graham, D. W., Katia, D., Borroto, J., Martínez, F., & Sánchez, J. (2005). Assessment of heavy metal levels in Almendares River sediments—Havana City, Cuba. *Water Research*, 39(16), 3945–3953.
- Partani, S., Ghiassi, R., Khodadadi Darban, A., & Saeedi, M. (2015). Investigating Natural Physical Adsorption of Oil Content by Mangroves, A field-scale study. *International Journal of Environmental Research*, 9(1), 373–384.
- Partani, S., Mehr, A. D., Maghrebi, M., Mokhtari, R., Nachtnebel, H.-P., Taniwaki, R. H., & Arzhanghi, A. (2023). A new spatial estimation model and source apportionment of aliphatic hydrocarbons in coastal surface sediments of the Nayband Bay, Persian Gulf. *Science of The Total Environment*, 904, 166746. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166746>
- Partani, S., taheerian, abbas, jafari, ali, Jarahi, H., & Arzhanghi, A. (2023). Identification and evaluation of biological pollution sources of urban runoff. *Journal of Environmental Studies*. <https://doi.org/10.22059/jes.2023.361348.1008423>. (In Persian)

- Qing, X., Yutong, Z., & Shenggao, L. (2015). Assessment of heavy metal pollution and human health risk in urban soils of steel industrial city (Anshan), Liaoning, Northeast China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 120, 377–385.
- Rahman, S. H., Khanam, D., Adyel, T. M., Islam, M. S., Ahsan, M. A., & Akbor, M. A. (2012). Assessment of heavy metal contamination of agricultural soil around Dhaka Export Processing Zone (DEPZ), Bangladesh: implication of seasonal variation and indices. *Applied Sciences*, 2(3), 584–601.
- Ranjbar, A., Riyahi, A., Shadmehri, A., & Jadot, C. (2017). Chemosphere Spatial distribution, ecological and health risk assessment of heavy metals in marine surface sediments and coastal seawaters of fringing coral reefs of the Persian Gulf, Iran. *Chemosphere*, 185, 1090–1111. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.07.110>
- Saeedi, M., & Karbassi, A. R. (2006). Heavy metals pollution and speciation in sediments of southern part of the Caspian Sea.
- Shahbazi, K., Fathi-Gerdelidani, A., & Marzi, M. (2022). Investigation of the status of heavy metals in soils of Iran: A comprehensive and critical review of reported studies. *Iranian Journal of Soil and Water Research*, 53(5), 1163–1212. <https://doi.org/10.22059/ijswr.2022.341586.669245>. (In Persian)
- Siddiqui, E., & Pandey, J. (2019). Assessment of heavy metal pollution in water and surface sediment and evaluation of ecological risks associated with sediment contamination in the Ganga River: a basin-scale study. *Environmental Science and Pollution Research*, 26, 10926–10940.
- Sinex, S. A., & Helz, G. R. (1981). Regional geochemistry of trace elements in Chesapeake Bay sediments. *Environmental Geology*, 3(6), 315–323.
- Singh, B. P., Choudhury, M., Samanta, P., Gaur, M., & Kumar, M. (2021). Ecological Risk Assessment of Heavy Metals in Adjoining Sediment of River Ecosystem. *Sustainability*, 13(18), 10330.
- Sun, Z., Mou, X., Tong, C., Wang, C., Xie, Z., Song, H., Sun, W., & Lv, Y. (2015). Spatial variations and bioaccumulation of heavy metals in intertidal zone of the Yellow River estuary, China. *Catena*, 126, 43–52.
- Suresh, G., Ramasamy, V., Meenakshisundaram, V., Venkatachalapathy, R., & Ponnusamy, V. (2011). Influence of mineralogical and heavy metal composition on natural radionuclide concentrations in the river sediments. *Applied Radiation and Isotopes*, 69(10), 1466–1474.
- Tian, K., Wu, Q., Liu, P., Hu, W., Huang, B., Shi, B., Zhou, Y., Kwon, B.-O., Choi, K., & Ryu, J. (2020). Ecological risk assessment of heavy metals in sediments and water from the coastal areas of the Bohai Sea and the Yellow Sea. *Environment International*, 136, 105512.
- Tomlinson, D. L., Wilson, J. G., Harris, C. R., & Jeffrey, D. W. (1980). Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index. *Helgoländer Meeresuntersuchungen*, 33(1), 566–575.
- US EPA. (2020). Environmental Protection Agency Laboratory Services and Applied Science Division Athens, Region 4. LSASDPROC-200-R4 Sediment Sampling. Effective Date: February 23, 2020." 17.y Services and Applied Sc. 17.
- USEPA. (1996). Method 1669: Sampling Ambient Water for Trace Metals at EPA Water Quality Criteria Levels. *Environmental Protection*, July, 37.
- Vallero, D. A. (2004). Environmental contaminants: assessment and control.
- Wang, Y., Qiu, Q., Xin, G., Yang, Z., Zheng, J., Ye, Z., & Li, S. (2013). Heavy metal contamination in a vulnerable mangrove swamp in South China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185, 5775–5787.
- Wu, H., Liu, J., Bi, X., Lin, G., Feng, C. C., Li, Z., Qi, F., Zheng, T., & Xie, L. (2017). Trace metals in sediments and benthic animals from aquaculture ponds near a mangrove wetland in Southern China. *Marine Pollution Bulletin*, 117(1–2), 486–491.
- Xiao, C., Jian, H., Chen, L., Liu, C., Gao, H., Zhang, C., Liang, S., & Li, Y. (2017). Toxic metal pollution in the Yellow Sea and Bohai Sea, China: distribution, controlling factors and potential risk. *Marine Pollution Bulletin*, 119(1), 381–389.
- Xie, Z., Zhu, G., Xu, M., Zhang, H., Yi, W., Jiang, Y., Liang, M., & Wang, Z. (2022). Risk assessment of heavy metals in a typical mangrove ecosystem-A case study of Shankou Mangrove National Natural Reserve, southern China. *Marine Pollution Bulletin*, 178, 113642. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2022.113642>
- Xu, F., Qiu, L., Cao, Y., Huang, J., Liu, Z., Tian, X., Li, A., & Yin, X. (2016). Trace metals in the surface sediments of the intertidal Jiaozhou Bay, China: Sources and contamination assessment. *Marine Pollution Bulletin*, 104(1–2), 371–378.



- Yan, Y., Han, L., Yu, R., Hu, G., Zhang, W., Cui, J., Yan, Y., & Huang, H. (2020). Background determination, pollution assessment and source analysis of heavy metals in estuarine sediments from Quanzhou Bay, southeast China. *Catena*, 187, 104322.
- Zhang, M., Chen, G., Luo, Z., Sun, X., & Xu, J. (2020). Spatial distribution, source identification, and risk assessment of heavy metals in seawater and sediments from Meishan Bay, Zhejiang coast, China. *Marine Pollution Bulletin*, 156, 111217.
- Zhang, Q., Ren, F., Xiong, X., Gao, H., Wang, Y., Sun, W., Leng, P., Li, Z., & Bai, Y. (2021). Spatial distribution and contamination assessment of heavy metal pollution of sediments in coastal reclamation areas: a case study in Shenzhen Bay, China. *Environmental Sciences Europe*, 33, 1–11.
- Zhao, M., Wang, E., Xia, P., Feng, A., Chi, Y., & Sun, Y. (2019). Distribution and pollution assessment of heavy metals in the intertidal zone environments of typical sea areas in China. *Marine Pollution Bulletin*, 138, 397–406.
- Zhao, Q., Wang, Y., Cao, Y., Chen, A., Ren, M., Ge, Y., Yu, Z., Wan, S., Hu, A., & Bo, Q. (2014). Potential health risks of heavy metals in cultivated topsoil and grain, including correlations with human primary liver, lung and gastric cancer, in Anhui province, Eastern China. *Science of the Total Environment*, 470, 340–347.

## Evaluation of the ecological risk of heavy metals in the sediments of coastal wetlands Case study: coastal wetlands of Chabahar Bay, mangrove ecosystem

### EXTENDED ABSTRACT

#### Introduction

Heavy metals are a group of pollutants that can cause serious environmental problems because they are very toxic, persistent, and can accumulate and magnify in living organisms, especially in coastal and marine ecosystems. Sediments are the main sink for these pollutants, and measuring the metals in sediments is important for assessing the level and risk of heavy metal contamination that can affect human health. Different indices are used to estimate the pollution and risk of heavy metals in coastal and marine environments, such as the pollution index, concentration index, potential environmental risk index, and the Pollution Factor (CF), Pollution Load Index (PLI), Land Accumulation Index (Igeo) and Enrichment Factor (EF), which can indicate the degree of heavy metal contamination.

#### Material and Methodology

Chabahar mangrove habitat is near Chabahar industrial city in Azad Zone, where steel and petrochemical factories discharge their wastewater into this habitat, exposing it to high levels of pollutants like heavy metals. Chabahar Bay is in the northeast of the Oman Sea and is part of a special coastal area that is influenced by changes in sea level. It covers an area of about 320 square kilometers. The samples were collected in December 1401 from the sediment (10 cm from the surface) and water according to Iranian and international standards from the selected stations. Stations S1 and S3 were chosen because they are upstream and downstream of the sewage channel, respectively, so that the impact of sewage on heavy metal concentration can be evaluated. Station S4 is where the mangrove vegetation starts and station S6 is where it ends, with a distance of about 2285 between them.

#### Discussion and results

The cadmium concentration along the route is almost stable and ranges from 0.25 to 0.3. The other heavy metals show different patterns, so Zn, Pb, and Ni decrease from upstream to downstream (S1 to S3), but As and Cr increase and reach their peak at station S4, and then drop to their lowest value at station S6, which is also lower than the starting station (S1). Compared to the Canadian EQG standard, Cu and Pb concentrations are lower than the standard for all four stations, indicating that the sediments are not polluted by these metals. According to this standard, stations S1, S3, and S4 are polluted by Cr, and only station S6 has a lower concentration of this metal. Stations S1 and S4 are polluted by Ni, but they are not polluted by Cd, As, and Zn. Compared to the NOAA standard, station S4 is polluted by Cu, stations S1, S3, and S4 are polluted by Cr and Ni, and in other cases where the metal concentrations are lower than the NOAA standard, the sediments are not polluted.

#### Conclusion

In the sediment environment, only cadmium showed a nearly constant pattern, while the other metals decreased from the first to the third station, then increased downstream, and reached their maximum value at the fourth station. The pollution load index was less than one for all four stations, indicating that they are not polluted. The highest value of the risk index was at the fourth station, with a value of 78.38, and the lowest value was at the first station, with a value of 36.21. The risk index values for four.

**Keywords:** Ecological Risk, Pollution Index, Land Accumulation Index, Health Risk Index, Chabahar Bay, Heavy Metals.