مجله بوم شناسی آبزیان

Journal homepage: http://jae.hormozgan.ac.ir

تأثیر فعالیت‌های انسانی بر غلظت فلزات سنگین (Ni، Zn، Pb و Fe) در رسوبات سطحی مصب رودخانه شور، شرق بندرعباس

مهرشاد بهادر[۱*]، عباس مرادی[۲]، ابوالفضل ناجی[۳]، محسن دهقانی[۴]

[۱] دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه هرمزگان

[۲] گروه جغرافیا، دانشکده علوم انسانی، دانشگاه هرمزگان

[۳] گروه شیلات، دانشکده علوم و فنون دریایی، دانشگاه هرمزگان

[۴] گروه محیط‌زیست، دانشکده کشاورزی و منابع‌طبیعی، دانشگاه آزاد اسلامی واحد بندرعباس

نوع مقاله:
پژوهشی

تاریخچه مقاله:
دریافت: ۹۳/۱۰/۰۹
اصلاح: ۹۳/۱۲/۰۲
پذیرش: ۹۳/۱۲/۱۲

کلمات کلیدی:
آلودگی
فلزات سنگین
مصب
خلیج فارس

چکیده

فلزات سنگین به علت اثرات سمی در محیط، تجمع زیستی در گونه‌های مختلف آبزیان و ایجاد بزرگ‌نمایی زیستی در زنجیره‌های غذایی از اهمیت ویژه‌ای برخوردار هستند. فلزات نیکل، روی، سرب و آهن در رسوبات سطحی مصب رودخانه شور به منظور تعیین غلظت و ارزیابی وضعیت آلودگی، مورد بررسی قرار گرفتند. برای تعیین درجه آلودگی و کیفیت زیست‌محیطی رسوبات منطقه، شاخص‌هایی همچون ضریب غنی‌شدگی (EF) و درجه آلودگی اصلاح‌شده (mCd) برای هر یک از ایستگاه‌های نمونه‌برداری و منطقه مورد مطالعه برآورد شده است. نتایج حاصل از EF نشان‌دهنده تجمع پایین نیکل در رسوبات سطحی منطقه است و روی در ایستگاه‌های مختلف دارای درجات متفاوت غنی‌شدگی می‌باشد، که آن را می‌توان به تاثیر عوامل انسانی علاوه بر منشاء طبیعی آن نسبت داد. در حالی‌که سرب فاقد غنی‌شدگی است و هیچ‌گونه آلودگی انسانی را مطرح نمی‌نماید. بر اساس شاخص mCd، ناحیه مورد مطالعه از نظر کیفیت زیست‌محیطی، در زمره مناطق غیرآلوده تا آلودگی بسیار اندک است. به‌عبارت دیگر، این شاخص مبین وضعیت عمومی بسیار پایین آلودگی در رسوبات منطقه به فلزات سنگین مورد بررسی است. با این وجود به دلیل توسعه سریع شهرنشینی و صنعتی بندرعباس، پایش آلودگی فلزات سنگین در منطقه مطالعاتی به سبب اهمیت اکولوژیکی آن به‌صورت مداوم ضروری می‌باشد.

مقدمــه

در میان هزاران ماده آلی و غیرآلی که وارد اکوسیستم‌های آبی می‌شوند، فلزات سنگین با توجه به مقدار سمیت، پایداری، تجزیه‌ناپذیر بودن و توانایی تجمع‌زیستی‌شان در بسیاری از گونه‌های دریایی از اهمیت بالایی برخوردارند. فلزات توسط فرآیند خودپالایی از آب‌ها گرفته نمی‌شوند، اما در ذرات معلق شده در آب و رسوبات و جانوران آبزی تجمع پیدا می‌کنند و در نهایت از طریق زنجیره‌های غذایی به انسان انتقال می‌یابند (Ghrefat and Yusuf, 2006; Khaled *et al*., 2006). منبع اصلی فلزات سنگین در محیط‌های آبی رسوبات می‌باشند و نقش مهمی را در انتقال و ذخیره این فلزات خطرناک برعهده دارند (Mason *et al*., 2006). از آن‌جایی‌که آلاینده‌ها در رسوبات برای مدت‌های طولانی باقی می‌مانند (Casas *et al*., 2003)، می‌توانند منعکس‌کننده تاریخچه آلودگی‌های یک اکوسیستم آبی باشند (Singh *et al*., 2005).

* نویسنده مسئول، پست الکترونیک: mehrshadbahador@gmail.com

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-18]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1394.5.2.4.7]

جمعیت جانوران آبزی در معرض فلزات سنگین روز به روز کاهش می‌یابد (Carbonell and Tarazona, 1993) و افزایش میزان تجمع این فلزات در بدن آن‌ها، خطراتی را برای انسان‌هایی که از این موجودات استفاده می‌کنند به دنبال دارد (Vos and Hovens, 1986). این آلاینده‌ها با ورود به آب‌ها موجبات کاهش فعالیت‌های زیستی را فراهم نموده و می‌توانند تلفاتی را به بار آورند. آلودگی فلزات سنگین در رسوبات به طور اساسی کیفیت سیستم‌های آبی را کاهش می‌دهد (Charkhabi *et al*., 2005). آزادسازی آن‌ها از رسوبات و ورود آن‌ها به سیستم‌های آبی باعث بروز مشکلات جدی می‌شود (Mohammed and Markert, 2006).

با وجود اینکه فلزات سنگین از اجزاء تشکیل‌دهنده پوسته زمین هستند و به طور طبیعی در همه اکوسیستم‌ها حضور دارند، غلظت‌شان به طور قابل ملاحظه‌ای توسط فعالیت‌های انسانی افزایش می‌یابد (Szefer *et al*., 1999). اثرات زیست‌محیطی زیان‌بار فلزات سنگین، آنها را به یکی از مباحث اصلی مورد بررسی در تحقیقات زیست‌محیطی تبدیل کرده است (Kabata – Pendias and Mukherjee, 2007). از این رو توجه بسیاری از محققین در دو دهه اخیر به بررسی اثرات نامطلوب فلزات سنگین بر روی اکوسیستم‌های گوناگون جلب شده است. Liu و همکاران (۲۰۱۴) غلظت‌های فلزات سنگین در دریاچه شرقی را بررسی کردند. تجزیه و تحلیل شاخص ریسک اکولوژیکی بالقوه نشان داد که آرسنیک، کادمیوم و جیوه ریسک اکولوژیکی قابل‌توجه یا بالایی داشتند، در حالی که کروم، نیکل، مس، روی و سرب ریسک اکولوژیکی کمی داشتند. Naji و Ismail (۲۰۱۲) با ارزیابی کیفیت رسوبات با استفاده از درجه اصلاح‌شده آلودگی (mCd) و شاخص بار آلودگی (PLI) نشان دادند که میزان آلودگی فلزات در رسوبات سطحی رودخانه کلانگ[1] با درجه کم تا متوسط از آلودگی طبقه‌بندی شد. همچنین Naji و Ismail (۲۰۱۱) درجه آلودگی‌های رسوب با استفاده از ضریب غنی‌شدگی (EF) و شاخص تجمع ژئوشیمیایی (I_{geo}) را در رودخانه کلانگ محاسبه کردند. نتایج نشان داد که ضریب غنی‌شدگی و مقادیر تجمع ژئوشیمیایی کادمیوم در میان فلزات مورد مطالعه بالاترین بودند. این مطالعه نشان داد که بر اساس شاخص‌های محاسبه شده، این رودخانه به عنوان رودخانه متوسط آلوده طبقه‌بندی شده است. Wu و همکاران (۲۰۱۱) از روش‌های شاخص تجمع ژئوشیمیایی، شاخص ریسک اکولوژیکی بالقوه و شاخص بار آلودگی برای ارزیابی درجه آلودگی در رودخانه دالیائو[2] و خلیج یینگکو[3] استفاده کردند، که منعکس‌کننده سطح آلودگی کمی بود. در مطالعه سبزعلیزاده (۱۳۸۹)، به منظور تعیین میزان آلودگی فلزات سنگین در رسوبات منطقه لیفه-بویف (شمال غرب خلیج فارس) براساس شاخص تجمع زیستی، رسوبات از نظر میزان فلزات سرب و جیوه بار آلودگی متوسط و سایر فلزات وضعیت غیرآلوده داشتند.

خلیج‌فارس به دلیل ویژگی‌های اکولوژیکی خاص خود و محدودیت‌های جغرافیایی حاکم بر آن و همچنین وجود فعالیت‌های گوناگون انسانی در دریا و ساحل، همواره تحت تأثیر منابع آلاینده گوناگون خصوصاً عناصر سنگین قرار دارد (Agah *et al*., 2010). آلودگی‌های حاصل از فعالیت‌های انسانی کشورهای مجاور به طور مستقیم وارد خلیج‌فارس می‌گردد و شدیدا محیط-زیست دریایی را تحت تاثیر خود قرار می‌دهد. منبع عظیم آلوده‌کننده دیگر اکوسیستم در خلیج‌فارس نفت می‌باشد. حدود بیش از ۳۰٪ تولید نفت جهان و بیش از ۶۰٪ حمل و نقل نفت دنیا از طریق خلیج‌فارس صورت می‌گیرد (Reynolds, 1993). به طور کلی شناورها، نفتکش‌ها، اسکله‌های نفتی، اکتشافات نفتی و پساب‌های صنایع همجوار با دریا و نیز رودخانه‌های منتهی به دریا، آلاینده‌های مربوط به مواد نفتی و فلزات سنگین را وارد دریا می‌کنند. از طرف دیگر فجایعی که در جنگ خلیج‌فارس اتفاق افتاده شوک‌های عظیم زیست‌محیطی بر این دریا تحمیل کرده است. در شمال تنگه هرمز نیز صنایع مستقر در ساحل و پساب‌های آنها و نیز فاضلاب‌های شهری خطر آلودگی دریا را افزایش می‌دهد. در قسمت‌های دیگر خلیج‌فارس مانند بوشهر با راه اندازی پروژه‌های مهم پارس جنوبی مشکلات زیست‌محیطی فراوانی را در آینده باعث می‌شود.

از عمده‌ترین منابع آلاینده موجود در منطقه مورد مطالعه نیز می‌توان به آلودگی‌های ناشی از فعالیت‌های آبزی‌پروری اشاره کرد که در نزدیکی منطقه مورد مطالعه و در محدوده تالاب بین‌المللی چندین استخر پرورش ماهی و میگو قرار دارد. کودهای غیرآلی که در آبزی‌پروری استفاده می‌شود، حاوی عناصر کمیابی از قبیل مس، روی، منگنز، آهن، بر و مولیبدن هستند

1. Klang
2. Daliao
3. Yingkou

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-18]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1394.5.2.4.7]

(علیزاده، ۱۳۸۷). همچنین می‌توان به پارکینگ دریابانی نیروی انتظامی، تردد شناورها در منطقه، ورود افراد به درون منطقه (توریسم) و همچنین صید ماهی و میگو توسط لنج‌ها و قایق‌ها اشاره کرد. در این موارد نیز به دلیل استفاده از سوخت در شناورها و مواد روغنی که حاوی فلزات سنگین از جمله نیکل و سرب هستند، امکان آلودگی وجود دارد.

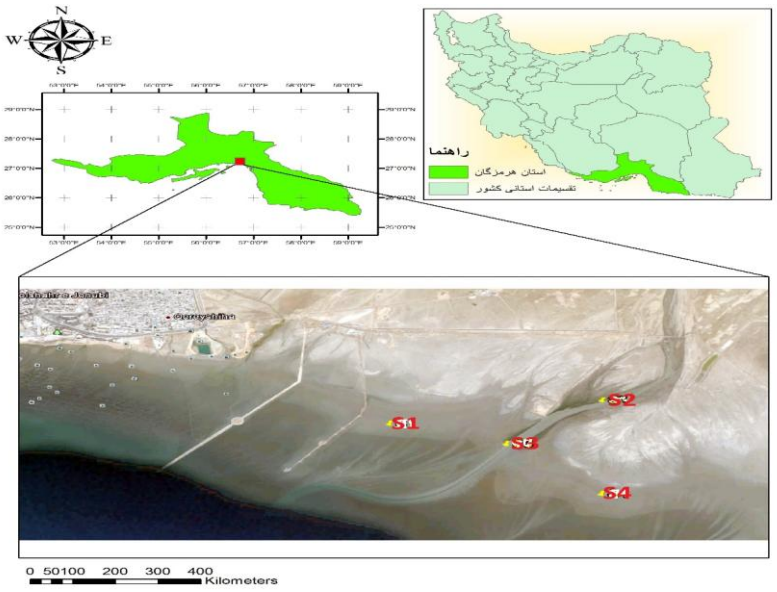
به دلیل نزدیکی منطقه مورد مطالعه به شهر بندرعباس، آلودگی‌های این شهر نیز می‌تواند روی منطقه اثرگذار باشد. در حوضه شهر بندرعباس چند خور و مسیرهای عبور فاضلاب شهری وجود دارد که آلاینده‌ها و فاضلاب‌های شهر بندرعباس را به دریا منتقل کرده و باعث آلودگی دریا می‌شوند. منابع آلاینده این خورها، زباله‌های جامد و پسماندهای خانگی و فاضلاب‌های ناشی از فعالیت‌های مختلف می‌باشد. همچنین به آلودگی ناشی از مصرف سوخت توسط اتومبیل‌ها و واحدهای صنعتی کوچک و آلودگی‌های ناشی از صنایع گسترده غرب بندرعباس مانند نیروگاه بندرعباس، کارخانه کشتی‌سازی، پالایشگاه هشتم بندرعباس، شرکت تولید سرب و روی قشم واقع در منطقه آزاد تجاری و ... هم می‌توان اشاره‌ای نمود. همچنین عمده‌ترین بنادر تجاری کشور (بندر شهید رجایی، بندر شهید باهنر و همچنین منطقه آزاد قشم) در استان هرمزگان قرار دارند. آلودگی‌های تولید شده توسط منابع مختلف، می‌توانند توسط آب و جریانات آبی و یا حتی توسط نشست اتمسفری به منطقه مورد مطالعه انتقال یابند و مشکلات زیست‌محیطی مطرح نمایند.

در این مطالعه فلزات نیکل، آهن، روی و سرب در رسوبات سطحی مصب رودخانه شور به منظور تعیین غلظت و ارزیابی وضعیت آلودگی، مورد بررسی قرار گرفت.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

منطقه مورد مطالعه، شرق شهر صنعتی بندرعباس در ساحل شمالی روبه‌روی جزیره هرمز در دهانه رود شور(در محدوده تالاب بین‌المللی مصب رودخانه‌های شور، شیرین و میناب) واقع شده است. شکل ۱، موقعیت استان هرمزگان، منطقه مورد مطالعه و ایستگاه‌های نمونه‌برداری در مصب رودخانه شور را نشان می دهد.



شکل ۱. موقعیت منطقه مطالعاتی و ایستگاه‌های نمونه‌برداری رسوبات

این تالاب بین‌المللی (E ´۴۵ °۵۶ و N ´۰۵ °۲۷)، از مناطق مهم دارای جنگل مانـگرو در استان هرمزگان می‌باشد، که اقلیم منطقه حاره‌ای تا نیمه‌حاره‌ای بوده و درجه حرارت آن در تابستان به ۴۵ درجه سانتی‌گراد می‌رسد. بارش سالانه ۱۰۰ تا ۳۰۰ میلی‌متر بین ماه‌های آبان تا فروردین می‌باشد. درختان حرا (*Avicennia marina*) و سواحل کم‌عمق، زیستگاه مناسبی برای

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-18]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1394.5.2.4.7]

پرندگان، تخم‌ریزی و پرورش نوزادان ماهیان تجاری، سخت‌پوستان، میگوها، صدف‌ها، دوکفه‌ای‌ها و سایر آبزیان بوده و از نظر شیلاتی و صید ماهیان و سخت‌پوستان دارای اهمیت به‌سزایی می‌باشد (اداره کل حفاظت محیط‌زیست استان هرمزگان، ۱۳۸۸).

عملیات میدانی و آزمایشگاهی

برای بررسی آلودگی رسوبات، نمونه‌های رسوب سطحی (۵-۰ سانتی‌متر) از ۴ ایستگاه در بهمن ماه ۱۳۹۲ به صورت نمونه‌برداری منظم با فاصله ۱۰۰۰ متر بین ایستگاه‌ها، در مصب رودخانه شور جمع‌آوری شد. طول و عرض جغرافیایی ایستگاه‌های نمونه‌برداری با استفاده از سیستم موقعیت‌یابی جهانی (GPS) اندازه‌گیری شد. برای بالا بردن دقت اندازه‌گیری‌ها، در هر ایستگاه، سه نمونه رسوب سطحی، با تراشیدن لایه سطحی با استفاده از قاشق پلاستیکی تمیز جمع‌آوری شد. رسوبات سطحی هر نمونه در کیسه‌های پلاستیکی در یک جعبه یخ نگهداری شدند. نمونه‌ها بلافاصله به آزمایشگاه شیلات دانشگاه آزاد اسلامی واحد بندرعباس منتقل و در فریزر در دمای ۲۰°C- برای مراحل هضم آینده ذخیره شد (Delman *et al*., 2006). برای آنالیز، مقداری از نمونه‌ها با استفاده از آون هوای سیار در ۸۰°C خشک و سپس با الک با اندازه چشمه ۶۳ میکرومتر الک شدند. سپس نمونه‌ها در ظروفی که از قبل با اسید شسته شده بودند برای استفاده آینده نگهداری شدند.

برای تعیین غلظت فلزات (نیکل، آهن، روی و سرب)، حدو ۰/۵ تا ۱ گرم رسوبات خشک شده در ۱۰ میلی‌لیتر محلول مخلوط اسید نیتریک غلیظ HNO3 (AnalaR grade, R&M 65%) و اسید پرکلریک HClO4 (AnalaR grade, R&M 70%) در نسبت ۴:۱ به درون لوله آزمایش ریخته شدند. برای هضم اولیه، نمونه‌ها در دمای پایین (۴۰°C) به مدت ۱ ساعت و سپس برای هضم کامل، در ۱۴۰°C به مدت ۳ ساعت هضم شدند (Naji and Ismail, 2012; Ismail, 1993). نمونه‌های هضم شده با ۴۰ میلی‌لیتر آب دوبار تقطیر رقیق شده و از طریق کاغذ فیلتر Whatman No.1 به درون بالن‌های حجمی ۵۰ میلی‌لیتری از قبل تمیز شده فیلتر شدند. عصاره نمونه‌ها برای اندازه‌گیری غلظت فلزات با استفاده از اسپکتروفتومتر جذب اتمی شعله (SpectrAA Model VARIAN240) ساخت کشور آمریکا استفاده شدند.

برای جلوگیری از آلودگی‌های نامشخص، تمام تجهیزات آزمایشگاهی مورد استفاده را دو بار با آب دو بار تقطیر (DDW) شستشو داده و در HNO_3 ۱۰ درصد به مدت ۲۴ ساعت گذاشته شد. سپس تمام تجهیزات دو بار با آب دو بار تقطیر شسته و برای خشک شدن در دمای اتاق نیمه باز گذاشته شدند. برای اندازه‌گیری فلزات سنگین به وسیله جذب اتمی، ابتدا با استفاده از محلول‌های استاندارد آماده شرکت مرک آلمان دستگاه جذب اتمی کالیبره شد و دستگاه آماده معرفی نمونه‌های رسوب به دستگاه شد. برای بالا بردن دقت، اندازه‌گیری غلظت فلزات سنگین در هر ایستگاه سه بار انجام گرفت.

شاخص‌های زیست محیطی

ضریب غنی‌شدگی[4] (EF)

ضریب غنی‌شدگی که توسط کمپ (۱۹۷۹) پیشنهاد شده (KM and Saulwood, 2003; Guo *et al*., 2010)، معرف وضعیت آلودگی رسوبات محیط‌های آبی به فلزات سنگین است و توسط آهن نرمال شده است، از طریق رابطه زیر برآورد می‌شود:

$$EF_{metal} = \frac{(Mx/Fex)_{sample}}{(Mc/Fec)_{shale}}$$

که M_x غلظت فلز در نمونه مورد بررسی است، Fe_x غلظت آهن در نمونه مورد بررسی است، M_c غلظت فلز در متوسط شیل و یا رسوبات دست نخورده است و Fe_c غلظت آهن در متوسط شیل یا رسوب دست نخورده است. در مطالعه حاضر، از غلظت متوسط عنصر در شیل (Turekian and Wedepohl, 1961) به عنوان مقدار زمینه یا دست‌نخورده برای آن فلزات مورد استفاده قرار گرفت (Goorzadi *et al*., 2009; Abrahim and Parker, 2008; Naji and Ismail, 2011)، چرا که هیچ داده‌ای برای منطقه مورد مطالعه در دسترس نبود.

4. Enrichment Factor

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-18]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1394.5.2.4.7]

عنصر مرجع برای نرمال‌سازی در تعیین ضریب غنی‌شدگی، عنصری است که منشأ کاملاً زمین‌شناسی داشته باشد. در مطالعه حاضر آهن برای محاسبه EF استفاده شده است، چرا که آهن عنصر مهم چهارم در پوسته زمین است و اغلب اوقات هیچ نگرانی آلودگی ندارد. آهن (Fe) نیز با موفقیت توسط محققان زیادی برای نرمال‌کردن آلودگی فلزات در رسوبات ساحلی استفاده شده است (Loska *et al*., 2003; Zhang *et al*., 2007; Amin *et al*., 2009; Cevik *et al*., 2009; Chakravarty and Patgiri 2009; Kothai *et al*., 2009; Seshan *et al*., 2010; Naji and Ismail, 2011; Mashiatullah *et al*., 2013). ضریب غنی‌شدگی توسط Chen و همکاران (۲۰۰۷) به‌صورت، EF <۱ بدون غنی‌شدگی، EF =۱-۳ غنی‌شدگی اندک، EF =۳-۵ غنی‌شدگی متوسط، EF =۵-۱۰ غنی‌شدگی نسبتاً شدید، EF =۱۰-۲۵ غنی‌شدگی شدید، EF =۲۵-۵۰ غنی‌شدگی خیلی شدید و EF>۵۰ غنی‌شدگی بی‌نهایت شدید، تفسیر شده است.

درجه آلودگی اصلاح شده[5] (mCd)

میزان آلودگی در رسوبات سطحی در ایستگاه‌های نمونه‌برداری با استفاده از معادله اصلاح شده Hakanson (۱۹۸۰) که توسط Abrahim (۲۰۰۵) ارائه شده است، محاسبه شد. متوسط شیل نیز به عنوان مقادیر زمینه‌ای فلزات استفاده شده است. معادله اصلاح شده مورد استفاده برای محاسبه درجه آلودگی به شرح زیر است:

$$mC_d = \frac{\sum_{i=1}^{i=n} CF}{n}$$

$$CF = {M_{metal}}/{M_{background}}$$

که در آن M_{metal} و $M_{background}$ به ترتیب غلظت میانگین آلاینده در رسوبات آلوده و رسوبات پایه (میانگین شیل)، CF ضریب آلودگی و n تعداد مشخصه‌های مورد بررسی هستند و i نشان‌دهنده i امین عنصر یا آلاینده است. رابطه فوق می‌تواند تعداد متنوعی از فلزات سنگین را بدون محدودیت مورد بررسی و مطالعه قرار داد. برطبق رابطه عمومی این شاخص، به دلیل فرآیند میانگین‌گیری فوق تأثیرات منفرد مقادیر انباشتگی آلاینده‌ها در نتیجه نهایی از الگوی عمومی آلودگی در منطقه، مستهلک و مخفی شده و از بین خواهد رفت.

Abrahim (۲۰۰۵) سطح آلودگی رسوبات براساس مقادیر کمی شاخص اصلاح‌شده درجه آلودگی (mCd) را به صورت ۱/۵ > mCd غیرآلوده تا آلودگی بسیار اندک، ۲ > mCd ≤ ۱/۵ آلودگی اندک، ۴ > mCd ≤ ۲ آلودگی متوسط، ۸ > mCd ≤ ۴ آلودگی زیاد، ۱۶ > mCd ≤ ۸ آلودگی بسیار زیاد، ۳۲ > mCd ≤ ۱۶ آلودگی فوق‌العاده زیاد، ۳۲ ≤ mCd آلودگی بی‌نهایت زیاد، دسته‌بندی نموده است.

مقایسه با مقادیر فلزات سنگین در مناطق دیگر

یکی دیگر از راه‌های بررسی میزان آلودگی فلزات سنگین، مقایسه مقادیر محاسبه شده در یک منطقه با سایر مطالعات انجام شده می‌باشد. از این‌رو در ادامه، مقایسه‌ای بین میانگین غلظت فلزات سنگین در مطالعات انجام شده در اکوسیستم‌های آبی نقاط دیگر جهان با میانگین مقادیر به‌دست آمده برای هر فلز از این پژوهش ارائه شد.

نتایــج

ضریب غنی‌شدگی

مقادیر محاسبه شده ضریب غنی‌شدگی فلزات نیکل، روی و سرب در ایستگاه‌های مطالعاتی مصب رودخانه شور و مقادیر بیشینه، کمینه و میانگین این مقادیر در جدول ۱ آورده شده است.

[5] Modified degree of Contamination

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-18]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1394.5.2.4.7]

جدول ۱. ضرایب غنی‌شدگی فلزات سنگین در نمونه‌های رسوبات ایستگاه‌های مصب رودخانه شور

	نیکل (Ni)	روی (Zn)	سرب (Pb)
ایستگاه ۱	۲/۷۲	۴/۵۸	۰/۷۳
ایستگاه ۲	۲/۵۰	۲/۵۸	۰/۹۸
ایستگاه ۳	۲/۷۲	۵/۸۳	۰/۳۱
ایستگاه ۴	۲/۹۱	۲/۴۵	۰/۸۱
بیشینه	۲/۹۱	۵/۸۳	۰/۹۸
کمینه	۲/۵	۲/۴۵	۰/۳۱
میانگین	۲/۷۱	۳/۸۶	۰/۷

مطابق جدول ۱، بیش‌ترین مقدار ضریب غنی‌شدگی فلز نیکل مربوط به ایستگاه ۴ (۲/۹۱) می‌باشد و کم‌ترین آن مربوط به ایستگاه ۲ (۲/۵) می‌باشد. ضریب غنی‌شدگی نیکل در ایستگاه‌های ۱، ۳ و ۴ از میانگین ضریب غنی‌شدگی نیکل (۲/۷۱) بیشتر و در ایستگاه شماره ۲ کمتر از این میانگین می‌باشد. با توجه به طبقه‌بندی‌های Chen و همکاران (۲۰۰۷)، مقادیر ضریب غنی‌شدگی نیکل در همه ایستگاه‌ها در طبقه دوم و دارای غنی‌شدگی اندک (EF =۱-۳) هستند. میانگین ضریب غنی‌شدگی نیکل (۲/۷۱) نیز دارای غنی‌شدگی اندک است. ترتیب غنی‌شدگی نیکل در ایستگاه‌های مختلف: ایستگاه ۴> ایستگاه ۱ = ایستگاه ۳> ایستگاه ۲ می‌باشد.

بیش‌ترین مقدار ضریب غنی‌شدگی فلز روی مربوط به ایستگاه ۳ (۵/۸۳) می‌باشد و کم‌ترین آن مربوط به ایستگاه ۴ (۲/۴۵) می‌باشد. ضریب غنی‌شدگی روی در ایستگاهای ۱و ۳ از میانگین ضریب غنی‌شدگی روی (۳/۸۶) بیش‌تر و در ایستگاه‌های ۲ و ۴ کم‌تر می‌باشد. با توجه به طبقه‌بندی‌های Chen و همکاران (۲۰۰۷)، مقادیر ضریب غنی‌شدگی روی در ایستگاه ۱ در طبقه سوم و دارای غنی‌شدگی متوسط (EF =۳-۵) است، در ایستگاه ۳ در طبقه چهارم و دارای غنی‌شدگی نسبتاً شدید (EF ۵-۱۰ =) و در ایستگاه‌های ۲ و ۴ در طبقه دوم و دارای غنی‌شدگی اندکی (EF =۱-۳) می‌باشند. میانگین غنی‌شدگی روی (۳/۸۶) در طبقه سوم و دارای غنی‌شدگی متوسطی هست. ترتیب غنی‌شدگی روی در ایستگاه‌های مختلف: ایستگاه ۳> ایستگاه ۱> ایستگاه ۲> ایستگاه ۴ می‌باشد.

بیش‌ترین مقدار ضریب غنی‌شدگی فلز سرب مربوط به ایستگاه ۲ (۰/۹۸) و کم‌ترین آن مربوط به ایستگاه ۳ (۰/۳۱) می‌باشد. ضریب غنی‌شدگی سرب در ایستگاه‌های ۱، ۲ و ۴ از میانگین ضریب غنی‌شدگی سرب (۰/۷) بیش‌تر و در ایستگاه ۳ کم‌تر می‌باشد. با توجه به طبقه‌بندی‌های Chen و همکاران (۲۰۰۷)، مقادیر ضریب غنی‌شدگی سرب در همه ایستگاه‌ها در طبقه اول قرار دارند و بدون غنی‌شدگی (EF <۱) هستند. ترتیب غنی‌شدگی سرب در ایستگاه‌های مختلف: ایستگاه ۲> ایستگاه ۴> ایستگاه ۱> ایستگاه ۳ می‌باشد.

با توجه به میانگین ضریب غنی‌شدگی فلزات مورد مطالعه، فلز Zn در مجموع بیش‌ترین غنی‌شدگی را در بین فلزات مذکور دارا می‌باشد($EF_{Pb} < EF_{Ni} < EF_{Zn}$).

درجه آلودگی اصلاح‌شده (mCd)

مقادیر محاسبه شده ضریب آلودگی و درجه آلودگی اصلاح‌شده فلزات نیکل، روی و سرب در ایستگاه‌های مطالعاتی رودخانه شور در جدول ۲ آورده شده است.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-18]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1394.5.2.4.7]

جدول ۲. نتایج مقادیر CF و mCd مربوط به عناصر مورد نظر در منطقه مورد مطالعه

	CF			SumCF	mCd
	Ni	Zn	Pb		
ایستگاه ۱	۱/۱۶	۱/۹۵	۰/۳۱	۳/۴۲	۱/۱۴
ایستگاه ۲	۱/۱۵	۱/۱۹	۰/۴۵	۲/۷۹	۰/۹۳
ایستگاه ۳	۰/۸۷	۱/۸۵	۰/۱	۲/۸۲	۰/۹۴
ایستگاه ۴	۱/۳۹	۱/۱۷	۰/۳۹	۲/۹۵	۰/۹۸
بیشینه	۱/۳۹	۱/۹۵	۰/۴۵		۱/۱۴
کمینه	۰/۸۷	۱/۱۷	۰/۱		۰/۹۳
میانگین	۱/۱۴	۱/۵۴	۰/۳۱		۰/۹۹

با توجه به جدول ۲، بیش‌ترین مقدار mCd مربوط به ایستگاه ۱ (۱/۱۴) و کم‌ترین آن مربوط به ایستگاه ۲ (۰/۹۳) می‌باشد. ترتیب mCd در ایستگاه‌های منطقه مورد مطالعه، ایستگاه ۱> ایستگاه ۴> ایستگاه ۳> ایستگاه ۲ می‌باشد. با توجه به طبقه‌بندی Abrahim (۲۰۰۵)، مقدار mCd در تمام ایستگاه‌ها در رده اول و خوشبختانه دارای وضعیت غیرآلوده تا آلودگی بسیار اندک (۱/۵ > mCd) می‌باشند، میانگین mCd (۰/۹۹) برای تمام ایستگاه‌ها نیز دارای همین وضعیت می‌باشد.

مقایسه با مناطق دیگر

در جدول ۳ مقایسه‌ای بین مقادیر غلظت‌های فلزات سنگین با غلظت‌های این فلزات در اکوسیستم‌های آبی مناطق دیگر جهان انجام شده است.

جدول ۳. مقایسه میانگین مقادیر فلزات سنگین رسوبات رودخانه شور با سایر مطالعات (غلظت، میکروگرم بر گرم، به جز درصد آهن)، - به‌معنی در دسترس نبودن داده‌هاست.

عنصر / مکان	Ni	Zn	Pb	%Fe	منبع
خلیج Shantou، چین	۲۲/۹۵	۱۵۳/۲۸	۵۱/۶۳	-	Qiao *et al*., 2013
Peninsular، مالزی	۲۲/۹	۴۵	۱۹/۶	-	Rezaee *et al*., 2010
Dumai، اندونزی	۱۱/۴۸	۵۳/۸۹	۳۲/۳۴	۳/۰۱	Amin *et al*., 2009
مصب رودخانه Pearl، چین	۳۴/۸	۱۴۰	۴۷/۹	-	Ip *et al*., 2007
خلیج سانفرانسیسکو، آمریکا	۳۳	۶۰	۱۹	-	Lu *et al*., 2005
ناحیه Pumicestone، استرالیا	۴/۴۴	۴۱/۶۴	۶/۲۵	۱/۳۵	Preda and Cox, 2002
مصب Bibao، اسپانیا	۴۹	۱۰۹۲	۳۱۴	-	Cearreta *et al*., 2000
کاستاریکا و پاناما	۱۰۲	۱۴/۷	۳۴/۵	۰/۳	Guzman and Jimenez, 1992
ایران (بوشهر)	۶۴/۱۴	۱۸۱/۴۶	۹۴/۸	۳/۲	داوری و همکاران، ۱۳۹۱
مصب رودخانه شور (شرق بندرعباس)	۷۷/۶۳	۱۴۶/۴۲	۶/۱۲	۱/۹۷	مطالعه حاضر

* مقادیر غلظت‌های آهن بر ۱۰۰۰۰ تقسیم شده است.

بحث

مقادیر میانگین نیکل نسبت به مناطق دیگر فقط از مقادیر مطالعه کاستاریکا و پاناما کم‌تر است و از غلظت‌های بقیه مناطق، مقادیر بیش‌تری دارد. در مورد فلز روی نیز مقادیر میانگین آن از اکثر مناطق دیگر مطرح شده بیش‌تر است. خوشبختانه مقادیر سرب در مصب رودخانه شور از مقادیر مناطق مطالعاتی دیگر کم‌تر می‌باشد. در مورد آهن باید گفت که در بین مواردی که فلز آهن را نیز اندازه‌گیری کرده‌اند (۴ مورد)، مقادیر میانگین غلظت آن از دو مورد کم‌تر (ایران (بوشهر)؛ Dumai، اندونزی)

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-18]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1394.5.2.4.7]

و از دو مورد دیگر بیش‌تر (ناحیه Pumicestone، استرالیا؛ کاستاریکا و پاناما) می‌باشد. با این مقایسه، در می‌یابیم که دو فلز نیکل و روی مقادیر بیش‌تری نسبت به اکثر مناطق دیگر داشتند، از این‌رو نیازمند توجهات بیش‌تری به آلودگی‌های ناشی از این دو فلز است. اگرچه نباید نسبت به افزایش غلظت و آلودگی‌های احتمالی فلزات سرب و یا حتی آهن در آینده غافل شد.

ضریب غنی‌شدگی در تحلیل‌های زیست‌محیطی، یکی از عوامل مهم ارزیابی میزان تمرکز عناصر تحت تأثیر عوامل انسانی و طبیعی است (Lu *et al*., 2009). این شاخص با نشان دادن کمیت نرمال مقادیر مشاهده شده از غلظت فلز سنگین نسبت به غلظت فلز مرجع در نمونه رسوبات، ابزاری مناسب برای نشان دادن روند ژئوشیمیایی تغییر غلظت این فلزات در منطقه‌ای بزرگ و نیز میزان تجمع هریک در منطقه، در اختیار محققان قرار خواهد داد (Ravichandran *et al*., 1995). با توجه به ماهیت شاخص EF چنانچه مقدار محاسبه شده آن بالاتر از ۱ باشد، نمونه مورد مطالعه نسبت به آن فلز از غنی‌شدگی برخوردار است. به عبارت دیگر میزان غلظت فلز از میزان گزارش شده آن در میانگین شیل یا سایر مقادیر زمینه‌ای معتبر بیش‌تر خواهد بود. این امر بنا بر توصیه محققان می‌تواند دلیل احتمالی فعالیت‌های انسانی در محدوده مورد مطالعه باشد.

در محاسبات ضریب غنی‌شدگی با آهن به عنوان فلز مبنا، ضریب غنی‌شدگی نیکل در همه ایستگاه‌ها دارای غنی‌شدگی اندکی است که مقادیر آن علاوه بر منابع طبیعی تا حدودی می‌تواند ناشی از فعالیت‌های انسانی باشند. در این حالت میانگین فلز نیکل در درجات اندک غنی‌شدگی قرار دارد. ترتیب غنی‌شدگی نیکل در ایستگاه‌های مختلف: ایستگاه ۴> ایستگاه ۱ = ایستگاه ۳> ایستگاه ۲ می‌باشد. ترتیب غنی‌شدگی نیکل می‌تواند نشان‌دهنده این مطلب باشد که در ایستگاه ۲ مقادیر این فلز به دلیل قرار گرفتن در دهانه رودخانه شور و نبود منبع آلودگی خاصی در بالادست رودخانه، غنی‌شدگی آن صرفا متاثر از منابع‌طبیعی است. در حالی‌که ایستگاه‌های دیگر تا حدودی از آلودگی‌های انسانی تاثیر پذیرفته‌اند. ایستگاه ۱ و ۳ داری مقادیر برابری EF هستند، که شاید نشان‌دهنده این مطلب باشند که مقادیر نیکل در هر دو ایستگاه علاوه بر منابع طبیعی، دارای منشأهای مشابه آلودگی انسانی می‌باشند.

فلز سرب که بسیار سمی است و مخاطرات جدی برای سلامت انسان و سایر گونه‌های جانوری دارد، از کم‌ترین مقادیر غنی شدن در همه ایستگاه‌ها برخوردار بود و بدون غنی‌شدگی قرار داشت، از این‌رو مقادیر این فلز منشأ زمین‌زاد در منطقه مورد مطالعه دارد و خوشبختانه سرب هیچ‌گونه آلودگی‌ای را برای منطقه مورد مطالعه ایجاد نمی‌کند. ترتیب غنی‌شدگی سرب در ایستگاه‌های مختلف: ایستگاه ۲> ایستگاه ۴> ایستگاه ۱> ایستگاه ۳ می‌باشد. این مطلب را می‌توان از ترتیب ضریب غنی‌شدگی سرب نیز دریافت. همان‌طور که گفته شد، ایستگاه ۲ که در دهانه رودخانه شور قرار دارد، با وجود نبود منبع آلودگی انسانی مشخص در بالادست رودخانه، بیش‌ترین مقدار EF را دارا می‌باشد، که نشان‌دهنده منشأ طبیعی سرب است. همچنین، در ایستگاه‌های مجاور خط ساحلی نیز مقدار EF بیشتر از ایستگاه ۳ است که با فاصله از خط ساحلی قرار دارد و این مطلب نیز به نحو دیگری منشاء زمین‌زاد بودن سرب را تأیید می‌نماید.

ترتیب غنی‌شدگی روی در ایستگاه‌های مختلف: ایستگاه ۳> ایستگاه ۱> ایستگاه ۲> ایستگاه ۴ می‌باشد. بر اساس مقادیر ضریب غنی‌شدگی، می‌توان بیان داشت فلز روی بیش‌ترین ضریب غنی‌شدگی را در مقایسه با سایر فلزات مورد مطالعه در تحقیق حاضر دارد. مقادیر فلز روی در ایستگاه‌های ۲ و ۴ دارای غنی‌شدگی اندکی هستند، در حالی‌که ایستگاه ۱ دارای غنی‌شدگی متوسط و ایستگاه ۳ دارای غنی‌شدگی نسبتاً شدیدی می‌باشند. طبق این بررسی‌ها، بیش‌ترین درجه غنی‌شدگی، در ایستگاه‌های نزدیک به شهر بندرعباس برای فلز روی در منطقه مورد مطالعه قرار گرفته است. این امر می‌تواند بر تاثیر سوء فعالیت‌های انسانی در غنی‌شدگی فلز سنگین روی در این منطقه همچون فاضلاب‌های شهر بندرعباس و آلودگی‌های ناشی از آن دلالت داشته باشد. همچنین میانگین EF روی در منطقه مورد مطالعه دارای غنی‌شدگی متوسطی می‌باشد که می‌تواند دلیل احتمالی فعالیت‌های انسانی در محدوده مورد مطالعه بر تولید آلودگی ناشی از روی باشد. از این‌رو به منظور کنترل و جلوگیری از آلودگی بیشتر به تمهیدات لازم نیاز است.

به عبارت دیگر، در میان فلزات سنگین مورد بررسی، فلز روی روند سریع‌تری نسبت به سایر فلزات برای غنی‌شدن در رسوبات طی می‌کند. روند ژئوشیمیایی تغییر غلظت این فلز در رسوبات منطقه نشان‌دهنده اثر فعالیت‌های انسانی در تجمع فلزات سنگین در رسوبات به میزانی بالاتر از سطح پیشین و غیرآلوده آنها در منطقه است. همچنین تفاوت در مقادیر ضریب

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-18]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1394.5.2.4.7]

غنی‌شدگی روی می‌تواند ناشی از اختلاف در میزان ورودی این فلز در رسوبات و یا اختلاف در میزان انتقال فلز در رسوبات باشد.

در مجموع نتایج حاصل از محاسبه ضریب غنی‌شدگی نشان‌دهنده تجمع پایین نیکل در رسوبات سطحی منطقه مورد مطالعه است و عنصر روی در ایستگاه‌های نمونه‌برداری دارای درجات متفاوت غنی‌شدگی می‌باشند که آن را می‌توان به تأثیر عوامل انسانی علاوه بر منشأ طبیعی آنها نسبت داد. در حالی‌که سرب فاقد غنی‌شدگی است و هیچ‌گونه آلودگی انسانی را مطرح نمی‌نماید.

مقدار mCd در تمام ایستگاه‌ها در رده اول و دارای وضعیت غیرآلوده تا آلودگی بسیار اندک می‌باشد، میانگین mCd برای تمام ایستگاه‌ها دارای همین وضعیت می‌باشد. ترتیب mCd در ایستگاه‌های منطقه مورد مطالعه، ایستگاه ۱> ایستگاه ۴> ایستگاه ۳> ایستگاه ۲ می‌باشد. این مطلب بیانگر این است که، مقادیر بالاتر این شاخص در ایستگاه ۱، به دلیل نزدیکی به شهر بندرعباس است که احتمالاً می‌تواند، متأثر از آلودگی‌های تولیدی از این شهر باشد. همچنین کمتر بودن مقادیر این شاخص در ایستگاه ۲ بیانگر آن است که این ایستگاه کمتر تحت تاثیر آلودگی‌های انسانی قرار گرفته و یا حتی وجود فلزات سنگین مورد مطالعه ناشی از منابع طبیعی می باشد.

محاسبه mCd که معیاری جامع جهت اندازه‌گیری آلودگی در سطح منطقه است و براساس تجمع عوامل آلودگی آلاینده‌های موجود توسعه داده می‌شود، علاوه بر کاستن از حجم داده‌های قابل تفسیر می‌تواند ارزیابی قابل قبولی از وضعیت احتمالی آلودگی رسوبات به فلزات سنگین ارائه دهد. مقادیر محاسبه شده این شاخص مبین وضعیت عمومی بسیار پایین از سطح آلودگی رسوبات نواحی چهارگانه فوق به مجموع فلزات سنگین مورد بررسی است. به عبارت دیگر، ناحیه مورد مطالعه از نظر کیفیت زیست‌محیطی، در تمامی نقاط نمونه‌برداری، در زمره مناطق غیرآلوده تا آلودگی بسیار اندک طبقه‌بندی می‌شود. با این حال، به دلیل توسعه سریع شهرنشینی و صنعتی بندرعباس، نظارت بر آلودگی فلزات سنگین در منطقه مورد مطالعه به دلیل اهمیت اکولوژیکی این منطقه باید به صورت مداوم انجام پذیرد.

تشکر و قدردانی

نویسندگان مقاله بر خود لازم می‌دانند از مسئولین آزمایشگاه‌های دانشگاه آزاد اسلامی واحد بندرعباس به دلیل فراهم کردن امکانات آزمایشگاهی جهت انجام این پژوهش کمال تشکر را داشته باشند.

منابـع

اداره کل حفاظت محیط‌زیست استان هرمزگان. ۱۳۸۸. معرفی تالاب‌های شرق استان هرمزگان.

داوری، ع.، دانه‌کار، ا.، خراسانی، ن.، جوانشیر، آ. ۱۳۹۱. شناسایی آلودگی فلزات سنگین در جنگل‌های مانگرو استان بوشهر. محیط‌شناسی. سال سی و هشتم، شماره ۳، صفحات ۳۶-۲۷.

سبزعلیزاده، س. ۱۳۸۹. تعیین میزان آلودگی فلزات سنگین در رسوبات منطقه لیفه- بویف (شمال غرب خلیج فارس) بر اساس شاخص تجمع‌زیستی. مجله علمی شیلات ایران. سال نوزدهم، شماره ۳، صفحات ۵۸-۵۱.

علیزاده، م. ۱۳۸۷ (ترجمه). آبزی‌پروری و محیط‌زیست. چاپ اول. موسسه تحقیقات شیلات ایران. ۳۱۴ ص.

Abrahim, G.M.S. 2005. Holocene sediments of Tamaki Estuary: Characterisation and impact of recent human activity on an urban estuary in Auckland, New Zealand. Ph.D. thesis, University of Auckland. Auckland, New Zealand. 361 p.

Abrahim, G.M.S., Parker, R.J. 2008. Assessment of heavy metal enrichment factors and the degree of contamination in marine sediments from Tamaki Estuary, Auckland, New Zealand. Environmental Monitoring and Assessment. 136(1-3): 227-238.

Agah, H., Leermakers, M., Gao, Y., Fatemi, S.M.R., Mohseni Katal, M., Baeyens, W., Elskens, M. 2010. Mercury accumulation in fish species from the Persian Gulf and in human hair from fishermen. Environmental Monitoring and Assessment. 169: 203-216.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-18]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1394.5.2.4.7]

Amin, B., Ismail, A., Arshad, A., Yap, C.K., Kamarudin M.S. 2009. Anthropogenic Impacts on heavy metal concentrations in the coastal sediments of Dumai, Indonesia. Environmental Monitoring and Assessment. 148: 291-305.

Carbonell, G., Tarazona, J.V. 1993. A proposal to diagnose acute copper poisoning in culfuod rainbow trout, (*Oncorhynchus mykiss*). Science Total Environment supplement. 1329- 1334.

Casas, J.M., Rosas, H., Sole, M., Lao, C. 2003. Heavy matals and metalloids in sediments from the Llobregat basin, Spain. Environmental Geology. 44: 325-332.

Cearreta, A., Irabien, M.J., Leorri, E., Yusta, I., Croudace, W., Cundy, A.B. 2000. Recent anthropogenic impacts on the Bilbao Estuary, Northern Spain: geochemical and microfaunal evidence. Estuarian Coastal Shelf Science. 50: 571-592.

Cevik, F., Goksu, M., Derici, O., Findik, O. 2009. An assessment of metal in surface sediments of Seyhan dam by using enrichment factor, geoaccumulation index and statistical analyses. Environmental Monitoring and Assessment. 148: 291-305.

Chakravarty, M., Patgiri, A.D. 2009. Metal pollution assessment in sediments of the Dikrong River, NE India. Journal of Human Ecology. 27(1): 63–67.

Charkhabi, A.H., Sakizadeh, M., Rafiee, G. 2005. Seasonal fluctuation in heavy matal pollution in Iran's Siahroud River. Environment Scientific Pollution Research. 12: 264-270.

Chen, C.W., Kao, C.M., Chen, C.F., Dong, C.D. 2007. Distribution and accumulation of heavy metals in the sediments of Kaohsiung Harbor, Taiwan. Chemosphere. 66(8): 1431-1440.

Delman, O., Demirak, A., Balci, A. 2006. Determination of heavy metals (Cd, Pb) and trace elements (Cu, Zn) in sediments and fish of the southeastern Aegean Sea (Turkey) by atomic absorption spectrometry. Food Chemistry. 65: 157-162.

Ghrefat, H., Yusuf, N. 2006. Assessing Mn, Fe, Cu, Zn and Cd pollution in bottom sediments of Wadi Al-Arab Dam, Jordan. Chemosphere. 65: 2114-2121.

Goorzadi, M., Vahabzadeh, Gh., Ghanbarpour, M.R., Karbassi, A.R. 2009. Assessment of heavy metal pollution in Tilehbon river sediment, Iran. Journal of Applied Sciences. 9(6): 1190-1193.

Guo, W., Liu, X., Liu, Z., Li, G. 2010. Pollution and Potential Ecological Risk Evaluation of Heavy Metals in the Sediments around Dongjiang Harbor, Tianjin. Procedia Environmental Sciences. 2: 729-736.

Guzman, H.M., Jimenez, C.E. 1992. Contamination of coral reefs by heavy metals along the Caribbean coast of Central America (Costa Rica and Panama). Marine Pollution Bulletin. 24: 554-561.

Hakanson, L. 1980. An ecological risk index for aquatic pollution control: a sedimentological approach. Water Research. 14(8): 975-1001.

Ip, C.C.M., Li, X.D., Zhang, G., Wai, O.W.H., Li, Y.S. 2007. Trace metal distribution in sediments of Pearl River Estuary and the surrounding coastal area, South China. Environmental Pollution. 147: 311-323.

Ismail, A. 1993. Heavy metal concentration in sediments of Bintulu, Malaysia. Marine Pollution Bulletin. 26: 706-707.

Kabata-Pendias, A., Mukherjee, A.B. 2007. Trace Elements from Soil to Human. Springer, Berlin, Heidelberg, New York.

Khaled, A., ElNemr, A., ElSikaily, A. 2006. An assessment of heavy metal contamination in surface sediments of the Suez Gulf using geoaccumulation indexes and statistical analysis. Chemistry and Ecology. 22(3): 239-252.

KM, H., Saulwood, L. 2003. Consequences and implication of heavy metal spatial variations in sediments of the Keelung River drainage basin, Taiwan. Chemosphere. 53(9): 1113-1121.

Kothai, P., Prathibha, P., Saradhi, I.V., Pandit, G.G., Puranik, V.D. 2009. Characterization of atmospheric particulate matter using PIXE technique. International Journal of Civil and Environmental Engineering. 1(1): 27-30.

Liu, M., Yang, Y., Yun, X., Zhang, M., Li, Q. X., Wang, J. 2014. Distribution and ecological assessment of heavy metals in surface sediments of the East Lake, China. Ecotoxicology. 23(1): 92-101.

Loska, K., Wiechula, D., Barska, B., Cebula, E., Chojnecka, A. 2003. Assessment of arsenic enrichment of cultivated soils in Southern Poland. Poland Journal of Environmental Studies. 12(2): 187-192.

Lu, X.Q., Werner, I., Young, T.M. 2005. Geochemistry and bioavailability of metals in sediments from northern San Francisco Bay. Environmental International. 31: 593–602.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-18]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1394.5.2.4.7]

Lu, X., Wang, L., Lei, K., Huang, J., Zhai, Y. 2009. Contamination assessment of copper, lead, zinc, manganese and nickel in street dust of Baoji, NW China. Journal of Hazardous Material. 161(2-3): 1058- 1562.

Mashiatullah, A., Chaudhary, M.Z., Ahmad, N., Javed, T., Ghaffar, A. 2013. Metal pollution and ecological risk assessment in marine sediments of Karachi Coast, Pakistan. Environmental Monitoring Assessment. 185: 1555-1565.

Mason, R.P., Kim, E.H., Cornwell, J., Heyes, D. 2006. An examination of the factors influencing the flux of mercury, methylmercury and other constituents from estuarine sediment. Marine Chemistry. 102: 96-110.

Mohammed, M. H., Markert, B. 2006. Toxicity of heavy metals on Scenedesmus quadricauda (Turp.) de Brebisson in batch cultures. Environmental Science Pollution Research. 13: 98-104.

Naji, A., Ismail, A. 2012. Sediment quality assessment of Klang Estuary, Malaysia. Aquatic Ecosystem Health & Management. 15(3): 287–293.

Naji, A., Ismail, A. 2011. Assessment of Metals Contamination in Klang River Surface Sediments by using Different Indexes. Environment Asia. 4(1): 30-38.

Preda, M., Cox, M.E. 2002. Trace metal occurrence and distribution in sediments and mangroves, Pumicestone region, southeast Queensland, Australia. Environment International. 28: 433-449.

Qiao, Y., Yang, Y., Gu, J., Zhao, J. 2013. Distribution and geochemical speciation of heavy metals in sediments from coastal area suffered rapid urbanization, a case study of Shantou Bay, China. Marine Pollution Bulletin. 68(1-2): 140-146.

Ravichandran, M., Baskaran, M., Santschi, P.H., Bianchi, T.S. 1995. History of trace metal pollution in Sabine-Neches, Beaumont, Texas. Environmental Science Technology. 29(6): 1495-1503.

Reynolds, R.M. 1993. Physical Oceanograghy of the Gulf, Strait of Hormuz and the Gulf of Oman-Results from Mt Mitchell Expedition. Marine pollution Bulletin. 27: 35-59.

Rezaee, K., Saion, E.B., Yap, C.K., Abdi, M.R., Riyahi Bakhtiari, A. 2010. Vertical distribution of heavy metals and enrichment in the south china sea sediment cores. International Journal of Environment Research. 4(4): 877-886.

Seshan, B.R.R., Natesan, U., Deepthi, K. 2010. Geochemical and statistical approach for evaluation of heavy metal pollution in core sediments in southeast coast of India. International Journal of Environmental Science and Technology. 7(2): 291–306.

Singh, K.P., Mohan, D., Singh, V.K., Malik, A. 2005. Studies on distribution and fractionation of heavy metalsin Gomti river sediments a tributary of the Ganges. Journal of Hydrology. 312: 14-27.

Szefer, P., Glasby, G.P., Stuben, D., Kusak, A., Geldon, J., Berner, Z., Neumann, T., Warzocha, J. 1999. Distribution of selected trace metals and rare earth elements in surficial sediments from the polish sector of the Vistula Lagoon. Chemosphere. 39: 2785-2798.

Turekian, K.K., Wedepohl, K.H. 1961. Distribution of the elements in some major units of the earth's crust. Geological Society of America Bulletin. 72(2): 175-92.

Vos, A. Hovens, J.P.C. 1986. Chromium, Nickel, Copper, Zinc, Arsenic, Selenium, Cadmium, Mercury and Lead in Dutch fishery products 1977-1984. Science Total Environment. 52: 25-40.

Wu, Z., He, M., Lin, C., Fan, Y. 2011. Distribution and speciation of four heavy metals (Cd, Cr, Mn and Ni) in the surficial sediments from estuary in daliao river and yingkou bay. Environment Earth Science. 63: 163-175.

Zhang, L., Ye, X., Feng, H., Jing, Y., Ouyang, T., Yu, X., Liang, R., Gao, C., Chen, W. 2007. Heavy metal contamination in western Xiamen Bay sediments and its vicinity, China. Marine Pollution Bulletin. 54(7): 974 982.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-18]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1394.5.2.4.7]