

## بررسی علل آلودگی خاک های کواترنری لنگرود، دفن پسماند شهری یا پدیده

### زمین شناسی

فاطمه غلامی کندسری<sup>۱</sup>، علی مقیمی کندلوس<sup>۲\*</sup>، سعید تاکی<sup>۳</sup>، علیرضا گنجی<sup>۴</sup>

۱- دانشجوی دکتری تخصصی، گروه زمین شناسی، واحد لاهیجان، دانشگاه آزاد اسلامی، لاهیجان، ایران.

۲- استادیار، گروه زمین شناسی، واحد لاهیجان، دانشگاه آزاد اسلامی، لاهیجان، ایران.

۳- استادیار، گروه زمین شناسی، واحد لاهیجان، دانشگاه آزاد اسلامی، لاهیجان، ایران.

۴- استادیار، گروه زمین شناسی، واحد لاهیجان، دانشگاه آزاد اسلامی، لاهیجان، ایران.

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۲/۰۶/۳۱

تاریخ دریافت: ۱۴۰۲/۰۱/۲۸

### چکیده:

دفن پسماندهای شهری از معضلات اصلی قرن حاضر به شمار می‌رود. تا جایی که منابع حیاتی زندگی بشر را تحت تاثیر خود قرار داده است. شهرستان لنگرود در استان گیلان، درگیر مسئله پسماند شهری است. هدف از این مطالعه، بررسی وضعیت آلاینده‌های خاک‌های کواترنری منطقه می‌باشد. روش این مطالعه مبتنی بر هشت شاخص آلاینده‌گی شامل شاخص زمین انباشتگی (Igeo)، ضریب غنی شدگی (Ef)، درجه آلودگی اصلاح شده (mCd)، ضریب آلودگی (CF)، شاخص بار آلودگی (PLI)، شاخص خطر سمی (TRI)، ضریب خطر اصلاح شده (mHQ) و خطر زیست محیطی بالقوه (RI) هستند. نتایج نشان می‌دهد خاک های کواترنری منطقه، آلوده به فلزات سنگین هستند. هر دو عامل زمین‌زاد و انسان‌زاد نقش اساسی در این آلودگی‌ها ایفا نموده‌اند. فرسایش واحدهای دگرگونی، عامل اصلی در تجمع برخی از فلزات سنگین به صورت زمین‌زاد است. موقعیت دپوی زباله را می‌توان به عنوان تنها عامل انسان‌زاد آلاینده‌گی منطقه بر شمرد. باید توجه داشت که به جز دو فلز سرب و روی، سهم آلاینده‌گی انسان‌زاد بسیار کمتر از عامل زمین‌زاد است. عدم راه‌اندازی کارخانه کمپوست این شهرستان در منطقه اطاقور سبب دپوی حجم عظیم زباله و نفوذ شیرابه‌های سمی در طی بیش از یک دهه و بروز مشکلات عدیده برای ساکنین شده است. راه‌اندازی کارخانه کمپوست و احداث شبکه زهکشی شیرابه، می‌تواند تاثیر قابل ملاحظه‌ای بر کاهش سرعت آلاینده‌گی داشته باشد.

واژگان کلیدی: پسماند شهری، خاک کواترنری، آلاینده‌گی خاک، فلزات سنگین، شیرابه.

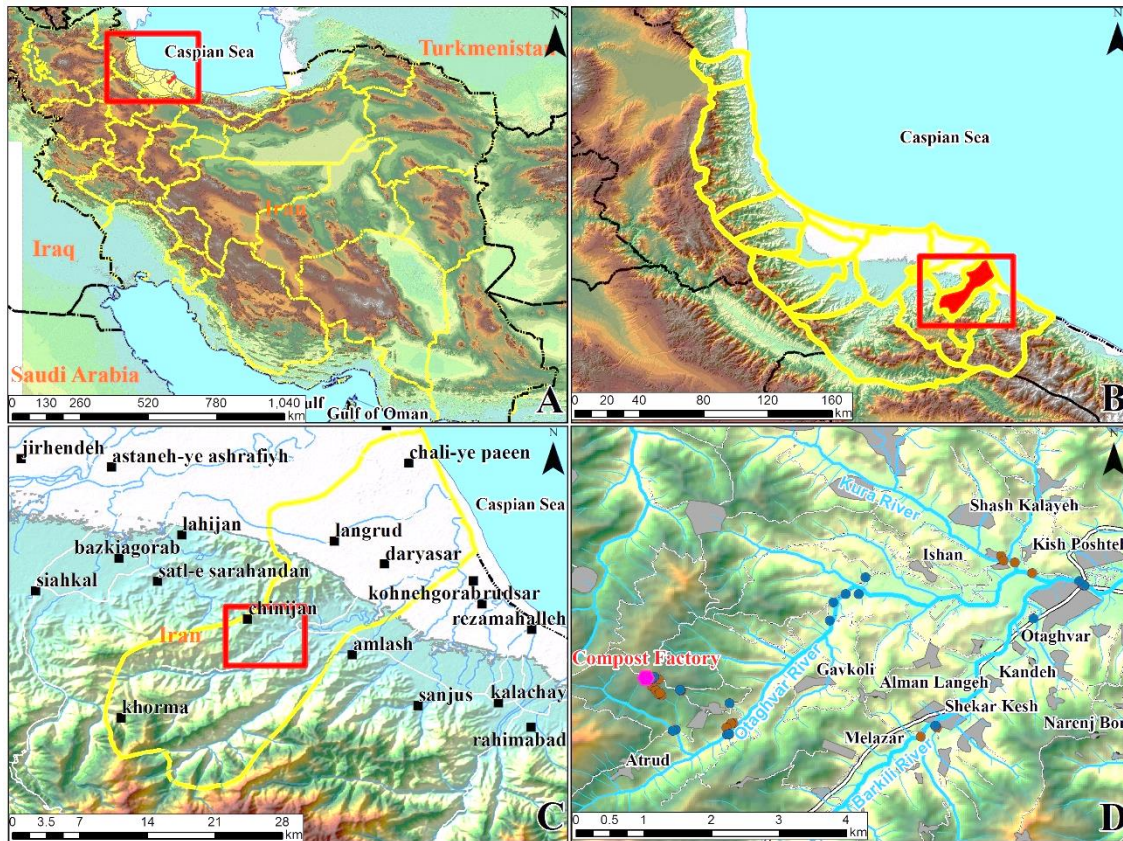
## مقدمه

در کشورهای در حال توسعه، زباله‌های جامد شهری به سادگی و به طور غیرعلمی در انواع مختلف لایه‌های زمین شناسی دفع می‌شوند که منجر به خطرات جدی زیست محیطی و اکولوژیکی برای آب، هوا و خاک اطراف می‌شوند (Mishra et al., 2019). بانک جهانی، تخمین می‌زند که نرخ تولید MSW در حال حاضر ۰.۶ کیلوگرم برای هر نفر در روز می‌باشد. تعداد قابل توجهی محل دفن زباله شهری در اطراف شهرها وجود دارد (Kaza et al., 2018; Smith et al., 2009). با توجه به تسریع توسعه اقتصادی، نشت شیرابه آلوده از محل دفن زباله، تهدیدی ویژه برای کیفیت آب‌های زیرزمینی، خاک، سلامت انسان و اکوسیستم‌ها هستند (Chen et al., 2010; Jarahi, 2023; Yenigül et al., 2011). آلودگی قابل توجه خاک و آب‌های زیرزمینی به دلیل نشت شیرابه از محل‌های دفن MSW شامل یون‌های معمولی و همچنین فلزات سنگین است (Abdollahi and Mohammadalikhani, 2021; Ghadimi et al., 2021; Ghadimi and Mirzaei, 2019; Ghanbari et al., 2020; Javahershenas et al., 2020; Kowsari et al., 2022). جدا از آلودگی‌های شیمیایی صنعتی (Ghadimi and Mirzaei, 2019)، شیرابه به طور کلی حاوی غلظت بالایی از یون‌های معمولی، اجزای آلی محلول، مواد معدنی و فلزات کمیاب است که به دلیل تجمع زمین و سمیت بالا، آلاینده‌های اصلی محیطی هستند (Kumar et al., 2021). پارامترهای شیمیایی شیرابه از محل‌های دفن زباله به دلیل شرایط آب و هوایی، ویژگی‌های زباله‌های خانگی، روش جمع‌آوری، روش‌های دفع، تکنولوژی دفن زباله و غیره به طور قابل توجهی متفاوت است (Alloway, 1995; Mansouri et al., 2014; Pandey and Tiwari, 2021; Sarkar, 2002). با این وجود، تا حدودی، آلودگی شیرابه خاک و آب زیرزمینی، جدی‌ترین تأثیر زیست‌محیطی محل‌های دفن زباله MSW است (Kumar et al., 2021; Pandey and Tiwari, 2021). آنچه در این منطقه به وقوع پیوسته است، آلودگی منابع خاکی است که در زمان کواترنری شکل گرفته‌اند و به عنوان تنها منبع زیستی اصلی منطقه و عامل کشاورزی و اقتصادی مردم، نیازمند توجه هستند. این خاک‌ها بر اساس ترانسه‌های رودخانه‌ها، در بخش‌ها مرکزی دره‌ها تا ۲۵ متر ضخامت دارند و بیشتر به رنگ کرم روشن که در لایه‌های فوقانی با هوموس، ترکیب و تیره رنگ شده‌اند. نرخ رو به افزایش تجمع زباله در این منطقه از یک سو، نبود مدیریت در روند دیپو، هدایت و جمع‌آوری شیرابه، عدم راه‌اندازی کارخانه کمپوست و ... از جمله مواردی هستند که لزوم مطالعه جامع در خصوص وضعیت آلودگی زیست محیطی را در این منطقه گوشزد می‌نمایند. آب‌های سطحی و زیرزمینی این منطقه جهت مصارف کشاورزی و شرب استفاده می‌شوند و آلودگی آن‌ها می‌تواند فاجعه زیستی به همراه داشته باشد. همین موضوع، اهمیت بالای این تحقیق را نشان می‌دهد. با توجه به تسریع توسعه اقتصادی و شهرنشینی، شیرابه‌های آلاینده از محل‌های دفن زباله، تهدیدی ویژه برای خاک سطحی، سلامت انسان و اکوسیستم‌ها هستند (Chen et al., 2010; Yenigül et al., 2011). تحقیقات منتشر شده در مورد آلودگی MSW نشان داده که آلودگی قابل توجه آب‌های زیرزمینی حاصل شیرابه‌های محل دفن زباله شامل یون‌های معمولی مانند کلرید (Cl<sup>-</sup>)، آمونیوم (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>)، سختی کل، کل جامدات محلول (TDS) نیترات (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>)، نیتریت (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) و سولفات (SO<sub>4</sub><sup>-2</sup>)، و همچنین فلزات سنگین (Barbieri et al., 2014; Hu et al., 2019; Sun and Barlaz, 2015) است. جدا از آلودگی‌های شیمیایی صنعتی (Chen et al., 2018)، شیرابه به طور کلی حاوی غلظت بالایی از یون‌های معمولی، اجزای آلی محلول، مواد معدنی و فلزات کمیاب است که به دلیل تجمع زمین و سمیت بالا، آلاینده‌های اصلی محیطی هستند. پارامترهای شیمیایی شیرابه از محل‌های دفن زباله به دلیل شرایط آب و هوایی، ویژگی‌های زباله‌های خانگی، روش جمع‌آوری، روش‌های دفع، تکنولوژی دفن زباله و غیره به طور قابل توجهی متفاوت است (Maiti et al.,

(2016; Pleasant et al., 2014). با این وجود، تا حدودی، آلودگی شیرابه آب‌های زیرزمینی محلی جدی‌ترین تأثیر زیست‌محیطی محل‌های دفن زباله MSW است (Scott et al., 2005)، به‌ویژه آن‌هایی که فاقد لایه ته‌نشینی هستند و سیستم جمع‌آوری، وخامت محیط آب‌های زیرزمینی را تشدید می‌کند (Chofqi et al., 2004). بررسی محل دفن پسماند لاهیجان نشان داد که منابع آب سطحی و زیرزمینی اطراف محل تخلیه پسماند، از نظر فیزیکی و شیمیایی آلوده هستند (Javahershenas et al., 2020). مطالعه دیگری در محل دفن زباله‌های شهر تنکابن نشان داد که معیار سیستم جمع‌آوری شیرابه، بیشترین تأثیر را بر خطر آلودگی آب‌های زیرزمینی دارد (Abdollahi and Mohammadalikhani, 2021). در موقعیت دفن زباله همدان مشخص شد شرایط زمین شناسی و هیدروژئولوژیکی سایت نقش اساسی در توزیع آلودگی دارند (Khanlari et al., 2013). محل دفن پسماند شهر اراک نیز از تأثیر آرسنیک و جیوه بر آلودگی رسوبات حکایت دارد (Ghadimi and Mirzaei, 2019). بررسی غلظت در شیرابه‌ها در محل دفن زباله‌های جامد شهری در شهر مشهد نشان داد که بین فلزات سنگین همبستگی معنی‌داری وجود دارد (Mansouri et al., 2014). مطالعات نشان می‌دهد که در زمینه مکان‌یابی محل دفن و نشت شیرابه به آب‌های زیرزمینی می‌توان از مدل‌های عددی برای پیش‌بینی جهت و سرعت حرکت آلودگی و تصمیم‌گیری مدیریتی برای کاهش زمان و فاصله رسیدن آلودگی به آب‌های زیرزمینی استفاده کرد (Azizi et al., 2017). دیگر مطالعات نظیر کرمی و همکاران (۱۴۰۱)، ساریخانی و همکاران (۱۴۰۰) و جمشیدی و همکاران (۱۳۹۹) در بررسی نحوه آلودگی فلزات سنگین ناشی از شیرابه‌های محل دفن پسماند، گویای آن است که نحوه اجرای سازه‌های محل دفن پسماند از یک سو و سیستم تخلیه شیرابه از سوی دیگر می‌تواند تا حد چشم‌گیری بر آلودگی محیط زیست اثر گزار باشد.

### منطقه مورد مطالعه:

گستره مورد مطالعه تحقیق حاضر، محل دپوی پسماند شهری لنگرود است. شهرستان لنگرود در شرق استان گیلان و در ارتفاع ۲۱ متر از سطح دریای خزر قرار دارد (Jarahi, 2021; Jarahi et al., 2022a). این شهرستان دارای دو ناحیه عمده جغرافیای جلگه‌ای و کوهستانی است. در ناحیه جلگه‌ای نوار باریک ساحلی و در ناحیه کوهستانی محدوده‌های کوهپایه‌ای، جنگلی و مرتفع به چشم می‌خورد. موقعیت دپوی پسماند، در ارتفاعات جنوب غرب شهر اطاقور قرار دارد. در این محل، کارخانه کمپوست احداث گردیده تا MSW را بازیافت نماید. تاخیر در راه اندازی این کارخانه، سبب تجمع حجم بالایی از زباله در منطقه شده و هیچ‌گونه مدیریتی برای آن صورت نگرفته است. همین امر سبب آلودگی در منطقه شده است. شکل ۱ موقعیت جغرافیایی گستره مورد مطالعه و شکل ۲ وضعیت دپوی زباله و شیرابه‌ها را نمایش می‌دهد.



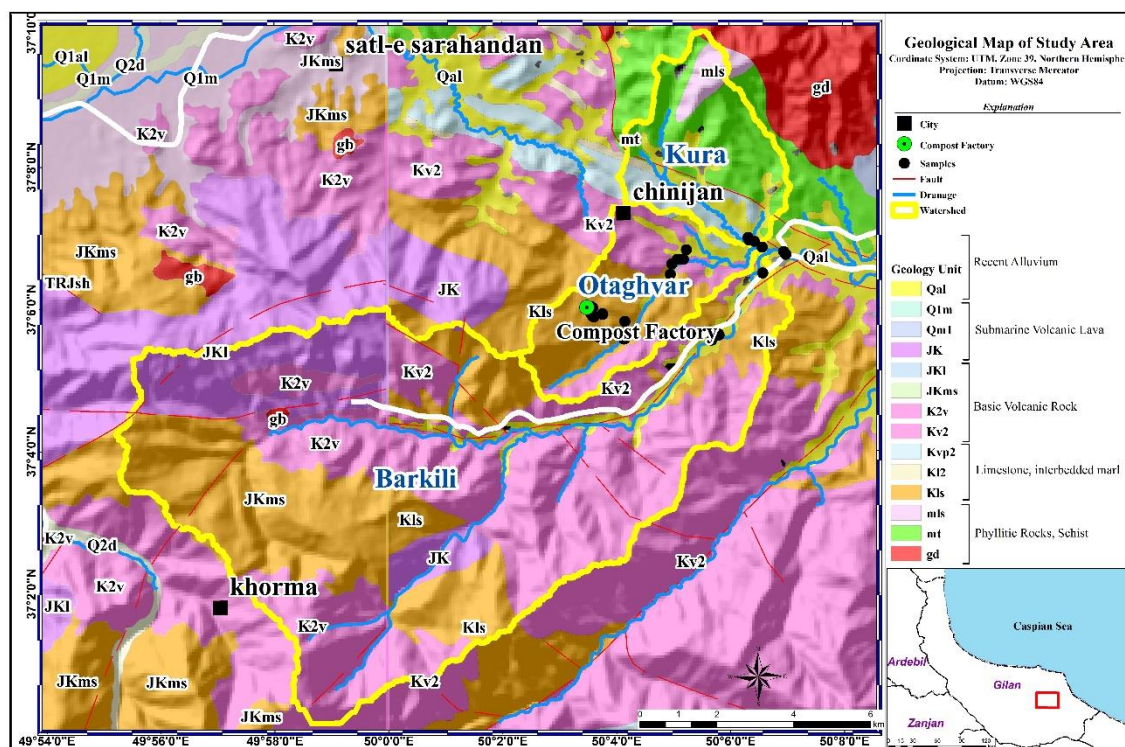
شکل ۱: گستره مورد مطالعه. A: موقعیت استان گیلان در کشور ایران، B: مورفولوژی استان گیلان و موقعیت شهرستان لنگرود (به ترتیب کادر زرد و ناحیه قرمز)، C: شهرستان لنگرود (کادر زرد) در استان گیلان، D: کارخانه کمپوست (شش ضلعی صورتی) و روستای های اطراف آن (نواحی خاکستری). خطوط آبی، سفید و زرد به ترتیب آبراهه‌ها، جاده ها و مرز های سیاسی را نمایش می دهند. دقت ارتفاعی برای مدل ارتفاعی رقومی زمینه ۱۲.۵ و از ماهواره AleosPalsar اخذ شده است. اطلاعات راه ها (www.openstreetmap.org).



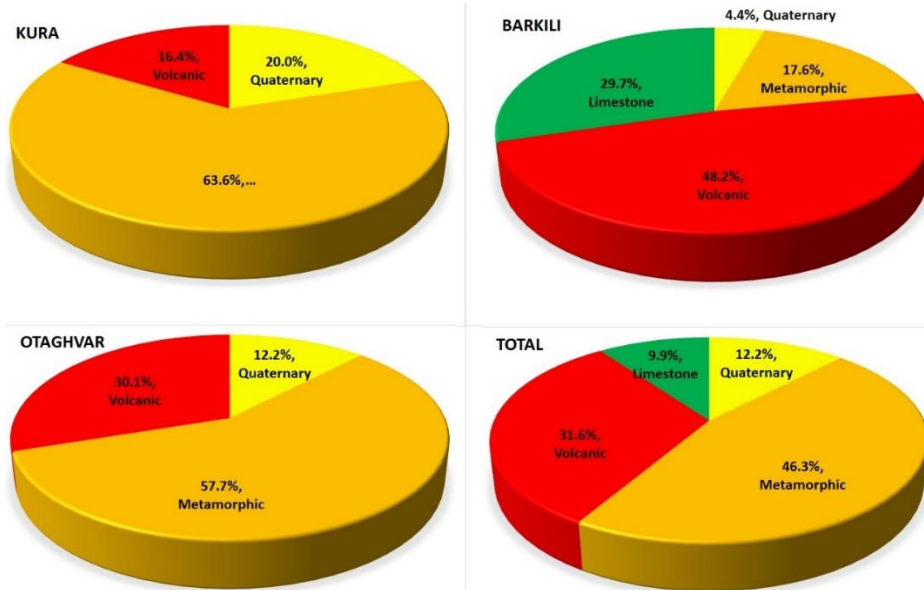
شکل ۲: تصویر سمت چپ نمایی از کارخانه کمپوست و دیوی زباله در اطراف آن، تصویر سمت راست وضعیت تجمع شیرابه‌های زباله در موقعیت جنوب و جنوب غرب کارخانه کمپوست.

بررسی دقیق وضعیت آلاینده‌های محیطی نیازمند استفاده از شاخص‌های آلودگی است. شاخص‌های متنوعی در طی سال‌های اخیر برای این نوع مطالعات ارائه شده است. در این بررسی قرار است تا ضمن نمونه برداری از خاک منطقه، اصلی‌ترین پارامترها و شاخص‌های آلاینده خاک مطالعه شده و علل آلودگی خاک‌های کوآترنری مشخص گردد.

واحدهای زمین شناسی منطقه به ۵ بخش کلی شامل سنگ‌های دگرگونی (فیلیت و شیست)، آهکی، آتشفشانی، و آبرفتی تقسیم می‌شوند (شکل ۳). انتخاب نقاط نمونه برداری به نحوی صورت گرفت تا دست کم سه حوزه آبریز را شامل شود. موقعیت کارخانه کمپوست و دپوی زباله در یکی از این حوزه‌های آبریز به نام اطاقور با مساحت ۱۵ کیلومتر مربع قرار دارد. ارتباط بین مساحت واحدهای زمین شناسی هر یک از حوزه‌ها در شکل ۳ و ۴ نمایش داده شده است. حوزه بارکیلی بیشترین سنگ‌های آتشفشانی را در خود جای داده است. این سنگ‌ها به همراه سنگ‌های دگرگونی می‌توانند نقش مهمی در تجمع فلزات سنگین زمین زاد داشته باشند. در حالی که پوشش واحدهای کوآترنری، سهم اندکی را نسبت به دیگر واحدها برخوردار هستند، اما همین رسوبات نیز حاصل فرسایش واحدهای دگرگونی و آتشفشانی می‌باشند (Jarahi, 2017b). در تحلیل‌های بعدی، این موارد در نظر گرفته شده است. البته باید توجه داشت که فعالیت گسل‌ها نیز در تشدید نرخ فرسایش موثر است (Baftipour et al., 2022; Habibi et al., 2023; Haerifard et al., 2018; Jarahi, 2017a; Jarahi et al., 2022b; Najafian A. et al., 2022).



شکل ۳: زمین شناسی گستره مورد مطالعه، واحدهای زمین شناسی به ۵ بخش کلی شامل سنگ‌های دگرگونی (فیلیت و شیست)، آهکی، آتشفشانی و آبرفتی تقسیم می‌شوند.



شکل ۴: درصد پراکندگی انواع واحدهای زمین شناختی در حوزه‌های آبریز اطاقور، کورا، بارکیلی و کل منطقه مطالعاتی. در حدود نیمی از سنگ‌های منطقه مورد مطالعه، منشأ دگرگونی و بیش از ۳۰ درصد از آن‌ها، آتشفشانی هستند. واحدهای کواترنری و آهکی کمترین سهم را دارند.

### مواد و روش‌های پژوهش:

در تحقیق حاضر، ۳ ایستگاه انتخاب و ۲۹ نمونه خاک جهت سنجش ۶ فلز سنگین برداشت شد. سعی گردید تا حداکثر دقت در فرآیند نمونه برداری لحاظ شود تا از آلودگی نمونه‌ها به خاک باقی مانده بر روی تجهیزات نمونه برداری جلوگیری به عمل آید. هشت شاخص مختلف برای انجام یک بررسی کامل آلاینده‌های فلزی استفاده خواهند شد. نقش آلاینده‌های محل دفن زباله با زمین‌شناسی منطقه مورد مطالعه و بحث قرار خواهد گرفت. تا کنون هیچ مطالعه کیفی بر روی خاک این منطقه صورت نگرفته است. بنابراین، موقعیت مناطق نمونه برداری به نحوی گزینش شده است تا علاوه بر موقعیت محل دفن پسماند، دیگر رودخانه‌ها نیز مورد مقایسه قرار گیرند. بر این اساس می‌توان آلودگی‌های انسان زاد و زمین زاد را تفکیک نمود. در این بررسی با استفاده از ضرایب و شاخص‌های مختلف به بررسی آلاینده‌های خاک‌های کواترنری پرداخته می‌شود. این شاخص‌ها شامل شاخص زمین انباشتگی (Igeo1) و ضریب غنی شدگی (Ef2) و درجه آلودگی اصلاح شده (mCd3)، ضریب آلودگی (CF4)، شاخص بار آلودگی (PLI5) و شاخص خطر سمی (TRI6) ضریب خطر اصلاح شده (mHQ7) و خطر زیست محیطی بالقوه (RI8) می‌باشند. در ادامه روش بررسی هر یک از این شاخص‌ها تشریح شده است.

<sup>1</sup> Geo Accumulation Index

<sup>2</sup> Enrichment Factor

<sup>3</sup> Modified Contamination Degree

<sup>4</sup> Contamination Factor

<sup>5</sup> Pollution Load Index

<sup>6</sup> Toxic Risk Index

<sup>7</sup> Modified Hazard Quotient

<sup>8</sup> Potential Ecological Risk Index

### - شاخص زمین انباشتگی

به منظور تعیین شدت آلودگی می‌توان از شاخص زمین انباشتگی که توسط مولر (Muller, 1969) پیشنهاد شده، استفاده کرد. شاخص Igeo از طریق معادله ۱ محاسبه می‌شود:

$$I_{geo} = \log_2 \left[ \frac{C_n}{1.5B_n} \right] \quad \text{معادله ۱}$$

که (Igeo)، شاخص زمین انباشتگی یا شاخص شدت آلودگی، (Cn)، غلظت فلز در خاک و (Bn)، غلظت زمینه فلز مورد نظر است. ضریب ۱/۵، به عنوان ضریب تصحیح اثر احتمالی ماتریکس زمینه در معادله فوق گنجانده شده است (Muller, 1969). از مقادیر مجاز آلاینده‌گی خاک در استاندارد محیط زیست، به عنوان غلظت زمینه استفاده می‌شود. مولر (Muller, 1969) بر اساس این شاخص خاک‌ها را از نظر آلودگی به شش گروه تقسیم بندی نموده است (جدول ۱).

### - ضریب غنی شدگی

بر اساس این ضریب می‌توان مقدار یک عنصر را نسبت به مقدار طبیعی خود سنجید و جهت ارزیابی غنی‌شدگی یک محیط توسط محیطی دیگر از جمله غنی شدگی خاک توسط سنگ بستر مورد استفاده قرار می‌گیرد (Loska et al., 1997). محاسبه این ضریب روش مناسبی جهت تعیین منشأ طبیعی و انسان‌زاد آلودگی می‌باشد (Adamo et al., 2005). این ضریب از معادله زیر محاسبه می‌شود (Loska et al., 1997):

$$EF = \frac{\frac{C_{1Me+n}}{C_{1n}}}{\frac{C_{2Me+n}}{C_{2n}}} \quad \text{معادله ۲}$$

که در این معادله، (EF)، ضریب غنی شدگی، (C1Me+n)، غلظت فلز در محیط مورد بررسی (خاک)، (C1n)، غلظت فلز مینا (Fe) در محیط مورد بررسی (خاک)، (C2Me+n)، غلظت همان فلز در یک محیط مینا (پوسته زمین)، و (C2n)، غلظت فلز مینا (Fe) در محیط مینا (پوسته زمین) است (Bowen, 1979). عنصر مینا عنصری است که تغییرات اندکی در محیط داشته و غلظت آن در محیط متأثر از فعالیت‌های انسان‌زاد نباشد (Zoller et al., 1974). آلومینیم، آهن، منگنز، لیتیم، تیتانیوم و اسکاندیوم عناصری هستند که غالباً به عنوان عنصر مینا در نظر گرفته می‌شوند. به عنوان مثال دراگوویچ (Dragovic et al., 2008)، بر اساس فرمول پیشنهادی زولر (Zoller et al., 1974)، آهن را به عنوان عنصر مینا در نظر می‌گیرند، در حالی که تیجانی (Tijani et al., 2006) و نائل (Nael et al., 2009) تیتانیوم، و شاکری و همکاران (Shakeri et al., 2009)، اسکاندیوم را به عنوان عنصر مینا در نظر گرفته‌اند. در این مطالعه از میانگین Fe در پوسته زمین که برابر با ۴۰۰۰۰۰ ppm می‌باشد، استفاده می‌گردد. معمولاً پوسته زمین را به عنوان محیط مینا در نظر می‌گیرند. جدای از این مطلب، برخی برای محاسبه شاخص این ضریب از نسبت غلظت فلز مورد نظر در محیط مورد بررسی به غلظت متوسط همان فلز در یک محیط مینا استفاده می‌کنند (Datta and Subramanian, 1998). بر اساس این فاکتور، می‌توان شدت غنی شدگی فلز مورد نظر را در ۶ دسته (جدول ۱) جای داد (Chen et al., 2007). مقادیر  $10 < EF < 1$ ، نشانگر آلودگی طبیعی و  $EF > 10$ ، حاکی از تأثیر فعالیت‌های انسان‌زاد در تجمع فلزات مورد نظر در خاک می‌باشد (Devesa et al., 2009).

### - ضریب آلودگی و شاخص بار آلودگی

از ضریب آلودگی برای بیان وضعیت آلودگی نسبت به یک فلز خاص استفاده می‌شود، و درجه آلودگی اصلاح شده، که حاصل جمع تمامی ضرایب آلودگی بخش بر تعداد عناصر آنالیز شده است، برای توصیف درجه آلودگی کلی در یک ناحیه مورد استفاده قرار می‌گیرد (Abraham, 2005; Abraham and Parker, 2008). شاخص بار

آلودگی (PLI) یک شاخص تجربی است که ابزاری ساده و مقایسه‌ای برای ارزیابی سطوح آلودگی فلزی فراهم می‌کند و یک ارزیابی هندسی از  $C_f$  است (Herojeet et al., 2018). این دو شاخص از طریق معادله‌های زیر به دست می‌آیند (Satyanarayana et al., 1994):

$$C_f = \frac{C_n}{B_n} \quad \text{معادله ۳}$$

$$PLI = \sqrt[n]{C_f^1 * C_f^2 * C_f^3 * \dots * C_f^N} \quad \text{معادله ۴}$$

CF در این معادله، ضریب آلودگی،  $C_n$ ، غلظت فلز در خاک یا رسوب و  $B_n$ ، غلظت همان فلز در ماده مرجع می‌باشد (جدول ۲).

### درجه آلودگی اصلاح شده

درجه آلودگی ( $C_d$ )، برای ارزیابی شدت آلودگی کلی محیط به کار می‌رود و از مجموع ضرایب آلودگی فلزات حاصل می‌شود (Håkanson, 1980):

$$C_d = \sum_{i=0}^n C_f \quad \text{معادله ۵}$$

آبراهیم (Abraham, 2005)، با توجه به محدودیت‌های معادله (۵) ارائه شده توسط هانکanson (Håkanson, 1980)، از جمله محدودیت تعداد موارد آنالیز شده تا حداکثر ۸ مورد، درجه آلودگی اصلاح شده ( $mCd$ ) را معرفی می‌نماید (معادله ۶).

$$mCd = \frac{\sum_{i=0}^n C_f^i}{n} \quad \text{معادله ۶}$$

در این معادله  $mCd$ ، درجه آلودگی تصحیح شده، CF، ضریب آلودگی و  $n$ ، تعداد عناصر آنالیز شده می‌باشد. با توجه به مقادیر ضریب آلودگی و درجه آلودگی به ترتیب می‌توان توصیفی از آلودگی مربوط به فلز مورد بررسی و آلودگی کلی محیط (رسوب یا خاک)، ارائه نمود (جدول ۱ و ۲).

### شاخص خطر زیست محیطی بالقوه

خطر اکولوژیکی بالقوه عامل فردی  $E_r^i$  و شاخص خطر اکولوژیکی بالقوه (RI) توسط هانکanson برای تعیین تأثیر اکولوژیکی و خطر بالقوه قرار گرفتن در معرض فلزات سنگین پیشنهاد شد (Håkanson, 1980). این حساسیت و آسیب پذیری اکولوژیکی نسبت به فلزات سنگین سمی را نشان می‌دهد و خطرات زیست محیطی جامع را ارزیابی می‌کند. چهار عامل در نظر گرفته می‌شود: نوع فلزات سنگین هدف، غلظت اندازه‌گیری شده، ضریب سمیت و حساسیت بدن آبی ۱ به فلزات سنگین که معادله آن به شرح ذیل است:

$$RI = \sum_{i=1}^n E_r^i = \sum_{i=1}^n T_i^r * C_f^i \quad \text{معادله ۷}$$

که در آن  $C_f^i$  نشان دهنده عامل آلودگی و  $n$  نشان دهنده تعداد فلزات سنگین هدف است.  $T_i^r$  نشان دهنده ضریب سمیت یک فلز سنگین است (Ranjbar et al., 2017) و ضرایب سمیت فلزات سنگین هدف در جدول ۱ نشان داده شده است. طبقه بندی سطوح خطر زیست محیطی در جدول ۲ نشان داده شده است.

## - ارزیابی ریسک

الف) شاخص خطر سمی

برای ارزیابی خطرات سمی یکپارچه بر اساس هر دو سطح اثر احتمالی (PEL) و سطح اثر آستانه (TEL) استفاده شد (Macdonald et al., 1996; MacDonald et al., 2000). این شاخص برای خطرات اکولوژیکی ناشی از آرسنیک، کروم، مس، نیکل، سرب و روی استفاده شد (Li et al., 2019). TRI خاک با استفاده از معادله (۸) محاسبه شد:

$$RI = \sum_{i=1}^n TRI_i = \sqrt{\frac{(C_s^i/C_{PEL}^i)^2 + (C_s^i/C_{TEL}^i)^2}{2}} \quad \text{معادله ۸}$$

که در آن  $C_s^i$  غلظت فلز  $i$  بر حسب (mg/kg) در نمونه خاک است و  $C_{PEL}^i$  و  $C_{TEL}^i$  به ترتیب PEL1 و TEL2 فلز  $i$  هستند (Smith et al., 1996). مقادیر شاخص خطر سمی TRI به پنج دسته طبقه بندی می شوند (جدول ۱).

ب) ضریب خطر اصلاح شده

بنسون و همکاران (Benson et al., 2018) رویکرد جدیدی را برای ارزیابی آلودگی فلزات سنگین، با مقایسه غلظت در رسوب با توزیع اثرات نامطلوب اکولوژیکی سینوپتیک برای سطوح آستانه کمی متفاوت (TEL، PEL و SEL) امکان پذیر ساختند (MacDonald et al., 2000). تعیین ضریب خطر اصلاح شده (mHQ) فلزات یک ابزار ارزیابی مهم است که درجه خطر هر فلز سنگین را برای محیط آبی و موجودات زنده روشن می کند و با استفاده از معادله زیر محاسبه می شود:

$$mHQ = \sqrt{C_i \left( \frac{1}{TEL_i} + \frac{1}{PEL_i} + \frac{1}{SEL_i} \right)} \quad \text{معادله ۹}$$

که در آن  $C_i$  غلظت اندازه گیری شده فلز سنگین در نمونه های رسوبی است.  $TEL_i$ ،  $PEL_i$  و  $SEL_i$  به ترتیب مخفف سطح اثر آستانه، سطح اثر احتمالی و سطح اثر شدید برای فلز  $i$  هستند (Benson et al., 2018). در معادله، جذر به عنوان یک تابع کاهش برای ملاحظات ریاضی و رتبه بندی معرفی شده است. طبقه بندی پیشنهادی آلودگی توسط فلز منفرد با استفاده از ضریب خطر اصلاح شده در جدول ۱ ارائه شده است. برای فلزات آرسنیک، کروم، مس، نیکل، سرب و روی، ضریب خطر اصلاح شده محاسبه شده است.

<sup>1</sup> Probable Effect Level

<sup>2</sup> Threshold Effect Level

جدول ۱: طبقه بندی شاخص ها برای محاسبه آلاینده‌گی خاک

Igeo	Designation of sediment quality	Ef	Enrichment intensity	mCd	Contamination Level
$I_{geo} \leq 0$	Unpolluted	$EF \leq 1$	No enrichment	$mCd \leq 1.5$	non to very low degree
$0 \leq I_{geo} \leq 1$	Unpolluted to moderately polluted	$1 < EF < 3$	Low enrichment	$1.5 < mCd \leq 2$	low degree
$1 \leq I_{geo} \leq 2$	Moderately polluted	$3 < EF < 5$	Moderate enrichment	$2 < mCd \leq 4$	moderate degree
$2 \leq I_{geo} \leq 3$	Moderately to strongly polluted	$5 < EF < 10$	Relatively rich enrichment	$4 < mCd \leq 8$	high degree
$3 \leq I_{geo} \leq 4$	Strongly polluted	$10 < EF < 25$	Severe enrichment	$8 < mCd \leq 16$	very high degree
$4 \leq I_{geo} \leq 5$	Strongly to extremely polluted	$25 < EF < 50$	Very severe enrichment	$16 < mCd \leq 32$	extremely high degree
$I_{geo} > 6$	Extremely polluted	$EF > 50$	Extremely rich enrichment	$mCd > 32$	ultra high degree
Cf	Contamination factor	RI	Ecological Risk Level	TRI	Toxic Risk
$CF < 1$	Low pollution	$RI \leq 150$	low ecological risk	$< 5$	no toxic risk
$CF < 3 \geq 1$	Medium pollution	$150 < RI \leq 300$	moderate ecological risk	5–10	low toxic risk
$CF < 6 \geq 3$	High pollution	$300 < RI \leq 600$	considerable ecological risk	10–15	moderate toxic risk
$CF \geq 6$	Extremely polluted	$RI > 600$	very high ecological risk	15–20	considerable toxic risk
Mhq	Degree of risk	PLI	Pollution load index		
$mHQ < 0.5$	Nil to very low severity of contamination	$PLI = 0$	Background concentration		
$0.5 \leq mHQ < 1.0$	Very low severity of contamination	$1 < PLI < 2$	Unpolluted		
$1.0 \leq mHQ < 1.5$	Low severity of contamination	$2 < PLI < 3$	Midly polluted		
$1.5 \leq mHQ < 2.0$	Moderate severity of contamination	$3 < PLI < 4$	Moderately polluted		
$2.0 \leq mHQ < 2.5$	Considerable severity of contamination	$4 < PLI < 5$	Highly polluted		
$2.5 \leq mHQ < 3.0$	High severity of contamination	$PLI > 5$	Very hihly polluted		
$3.0 \leq mHQ < 3.5$	Very high severity of contamination				
$mHQ > 3.5$	Extreme severity of contamination				

جدول ۲: مقادیر عددی ضرایب شاخص های مورد استفاده در محاسبات

Heavy Metal	As	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	
Crustal Main	1.5	100	50	80	14	70	
Soil Main	6	70	30	50	35	90	
Samples	Min	15.9	236.5	99	84.5	18	148.5
	Max	1.5	100	50	80	14	70
	Mean	6	70	30	50	35	90
Ef	Min	0.5	1.4	0.8	0.4	0.1	0.7
	Max	2.7	8.7	4.8	2.3	2.2	4.1
	Mean	1.5	2.0	2.0	0.9	0.3	0.9
Igeo	Min	-2.0	-0.6	-1.9	-1.2	-4.6	-2.1
	Max	0.1	2.3	0.7	1.0	0.6	1.0
	Mean	-0.8	0.5	-0.6	0.2	-2.1	-1.0
Cf	Min	0.4	1.0	0.4	0.7	0.1	0.4
	Max	1.6	7.5	2.4	3.1	2.3	3.1
	Mean	0.9	2.2	1.0	1.7	0.4	0.7
Tri	10	2	5	5	5	1	
TEL	5.9	37.3	35.7	18	35	123	
PEL	17	90	197	36	91	315	
SEL	33	110	110	57	250	820	

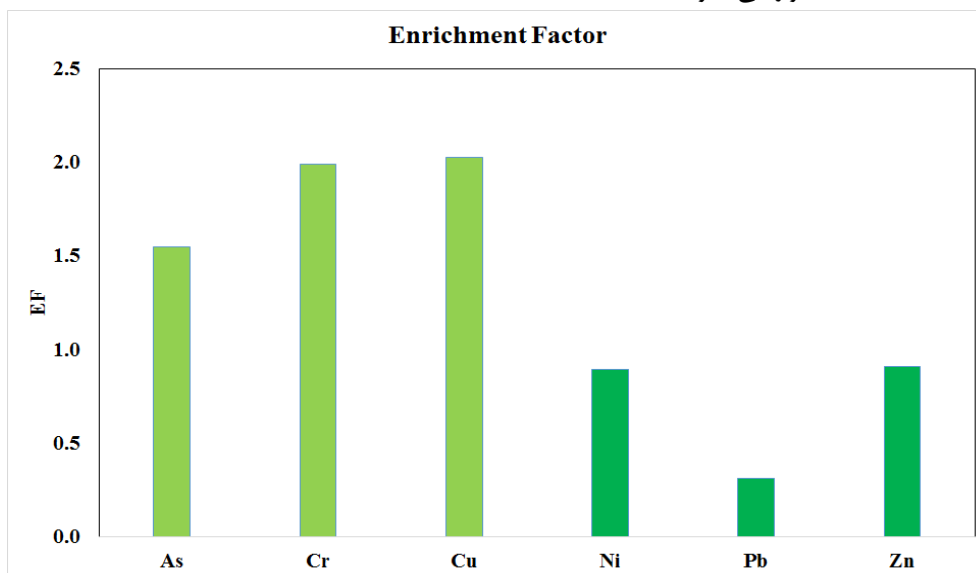
NA: not available

### بحث و یافته ها

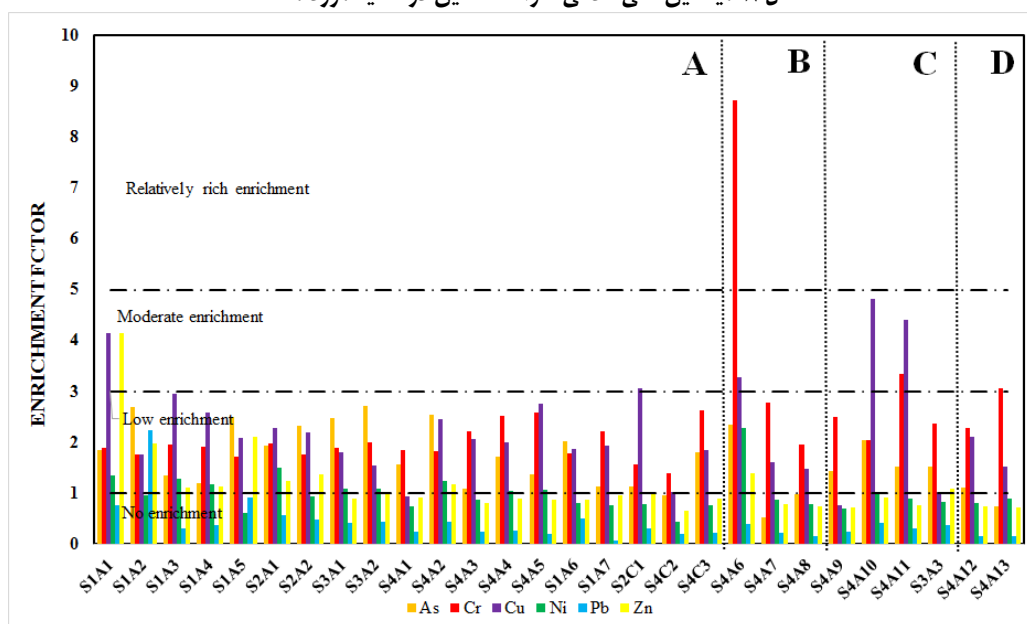
به منظور بررسی فلزات سنگین منطقه و وضعیت انباشتگی آن‌ها در خاک، از استاندارد سازمان محیط زیست (DHE, 2020) استفاده گردید. از آن‌جا که کاربری اراضی در این منطقه در رده مرتع و جنگل است، حد مجاز مربوط به این نوع از کاربری زمین، به عنوان ملاک بررسی‌های بعدی مورد استفاده قرار گرفت. به منظور بررسی شدت آلودگی خاک، شاخص زمین انباشتگی با استفاده از معادله ارائه شده توسط مولر (Muller, 1969) برای عناصر مورد نظر، محاسبه شد (جدول ۵ و شکل ۵). در گستره مورد مطالعه، آلاینده‌های خاک برای فلزات کروم و نیکل در محدوده کمی آلوده تا خیلی آلوده قرار دارد. برای فلزاتی همچون آرسنیک، مس، سرب و روی، خاک در رده غیر آلوده قرار می‌گیرد. همان‌طور که ملاحظه می‌شود، میزان Igeo، به صورت  $Pb > Zn > As > Cu > Ni > Cr$  کاهش می‌یابد. شکل ۶ وضعیت آلاینده‌های نمونه‌های خاک در حوزه‌های آبریز را نشان می‌دهد. آلودگی کروم و نیکل در حوزه‌های آبریز نشان دهنده آلودگی بسیار بیشتر حوزه بارکیلی نسبت به دیگر حوزه‌های آبریز است. به طور کلی حوزه‌های بارکیلی، کورا و موقعیت تقاطع ۳ حوزه آبریز به ترتیب آلودگی کروم کاهش می‌یابد و کمترین آلودگی مربوط به حوزه اتاقور است. اما در مورد فلز نیکل، حوزه‌های بارکیلی، اتاقور بیشترین و کورا کمترین آلودگی را دارد.



مورد بررسی، کاملاً متأثر از غلظت آن‌ها در سنگ‌های بستر است. در بررسی حوزه‌های آبریز (شکل ۹) ضریب آلاینده‌ی کروم در حوزه بارکیلی در رده *Relatively rich enrichment* قرار می‌گیرد. در دیگر حوزه‌ها، رده *Low enrichment* دیده می‌شود. ضریب آلاینده‌ی مس در حوزه اتاقور و کورا در رده *Moderate enrichment* و در سایر حوزه‌ها در رده *Low enrichment* قرار دارد. سایر فلزات در تمامی نمونه‌ها در رده *Low enrichment* قرار می‌گیرند.

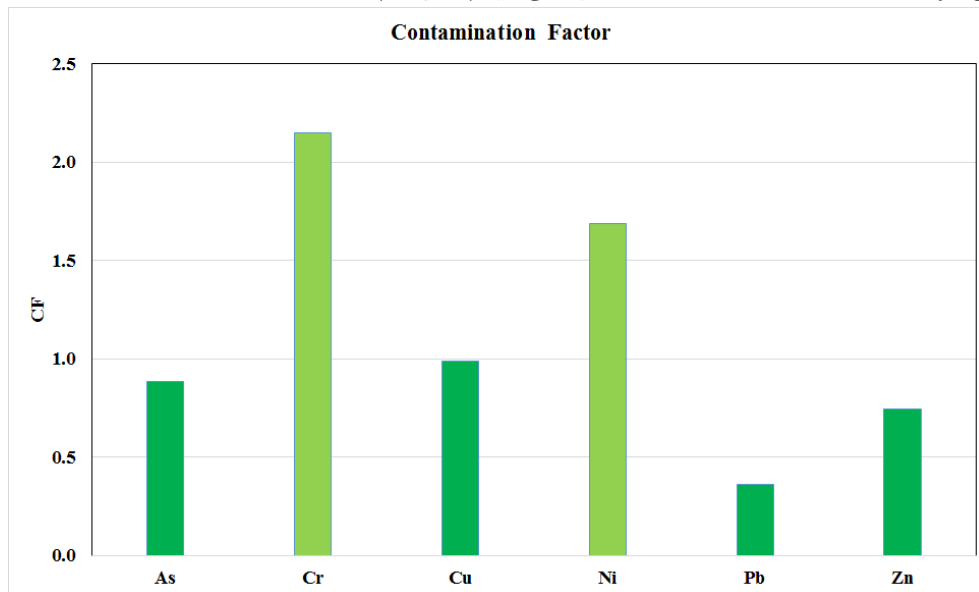


شکل ۸: میانگین غنی‌شدگی فلزات سنگین در ناحیه مورد مطالعه

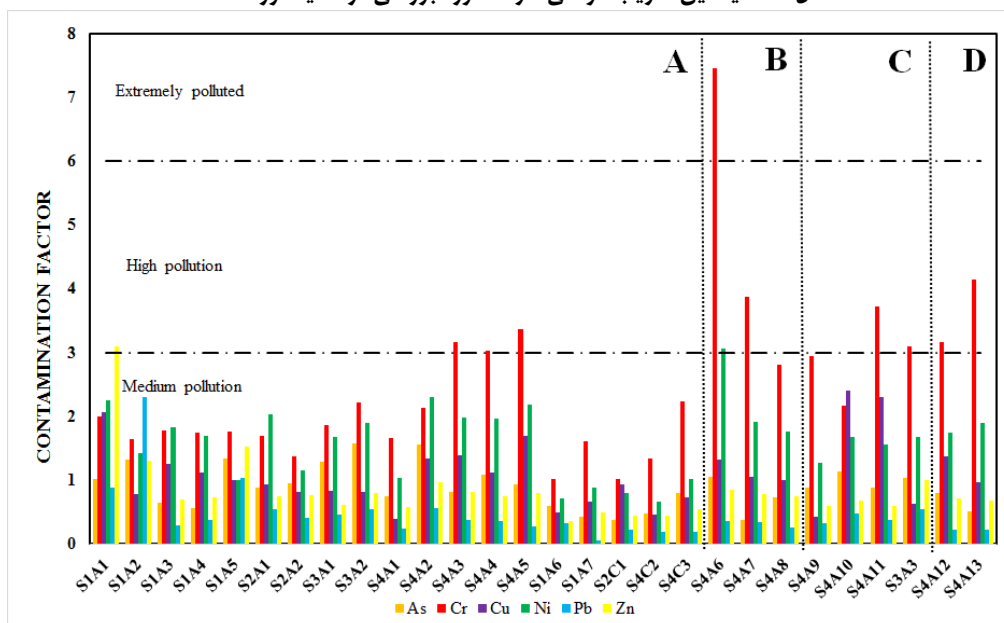


شکل ۹: مقادیر ضریب غنی‌شدگی نمونه‌ها. A, B, C, D به ترتیب نمونه‌های اخذ شده از حوزه‌های آبریز اتاقور، بارکیلی، کورا و حوزه اصلی است.

نتایج نشان می‌دهند کروم، و نیکل بر حسب میانگین مقادیر ضریب آلودگی (به ترتیب ۱.۷ و ۲.۱) دارای آلودگی متوسطی در ناحیه می‌باشد (شکل ۱۰). در حالی که سایر فلزات مورد بررسی، با داشتن مقادیر میانگین ضریب آلودگی کمتر از یک، آلودگی اندکی از خود نشان می‌دهند. همچنین ناحیه مورد مطالعه از نظر کیفیت زیست محیطی، طبق تقسیم بندی آبراهیم (Abraham, 2005)، با داشتن درجه آلودگی اصلاح شده بیشتر از ۲، در برخی از نقاط نمونه برداری شده، در مناطق با آلودگی متوسط طبقه بندی می‌شود. ضریب آلودگی فلز کروم در حوزه آبریز بارکیلی در رده Extremely polluted و در سایر حوزه‌ها در رده High pollution قرار می‌گیرد. سایر فلزات در تمامی حوزه‌ها در رده Medium pollution قرار می‌گیرند (شکل ۱۱).

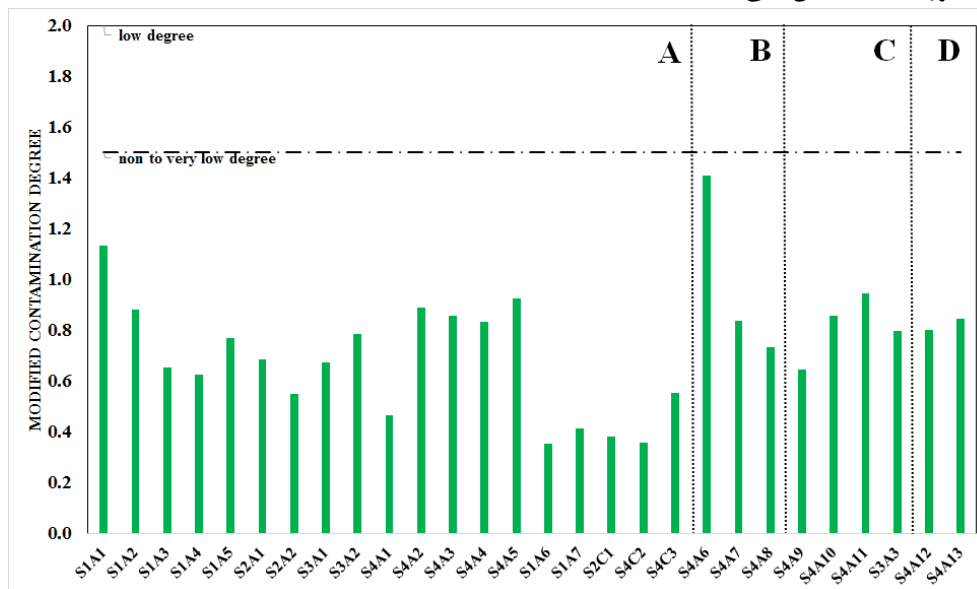


شکل ۱۰: میانگین ضریب آلودگی فلزات مورد بررسی در ناحیه مورد مطالعه

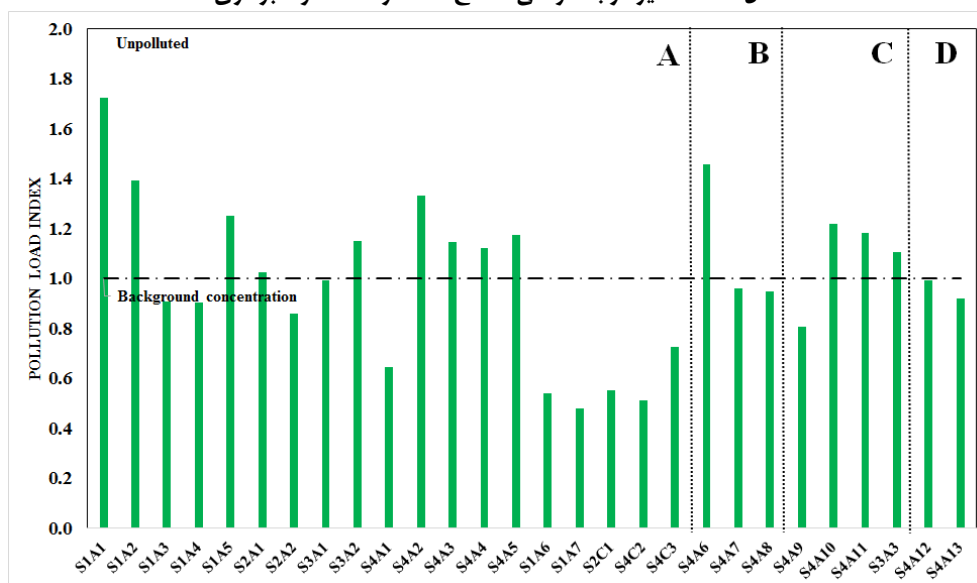


شکل ۱۱: مقادیر ضریب آلودگی برای نمونه های خاک منطقه، A,B,C,D به ترتیب نمونه های اخذ شده از حوزه های آبریز اتاقور، بارکیلی، کورا و حوزه اصلی است

در بررسی درجه آلودگی اصلاح شده مشخص شد که کلیه نمونه ها در رده non to very low degree قرار می گیرند (شکل ۱۲). همچنین در بررسی شاخص بار آلودگی نیز تمامی نمونه ها در رده های Background Unpolluted تا concentration قرار می گیرند (شکل ۱۳). بنابر این این دو شاخص، هیچ آلودگی را در خاک منطقه مورد مطالعه نشان نمی دهند.



شکل ۱۲: مقادیر درجه آلودگی اصلاح شده در نقاط نمونه برداری

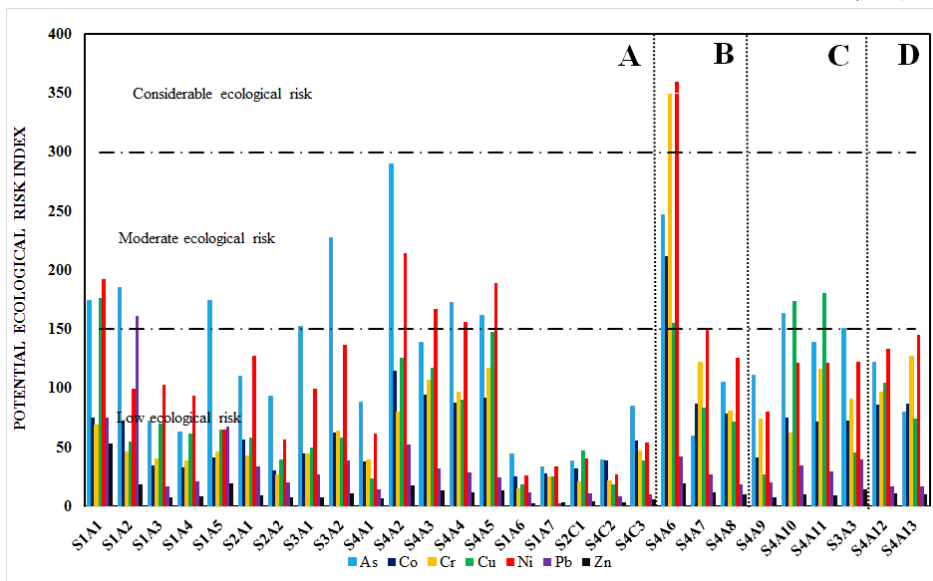


شکل ۱۳: مقادیر شاخص بار آلودگی نمونه های خاک منطقه. نتایج این شاخص نشانگر وضعیت غیر آلوده است.

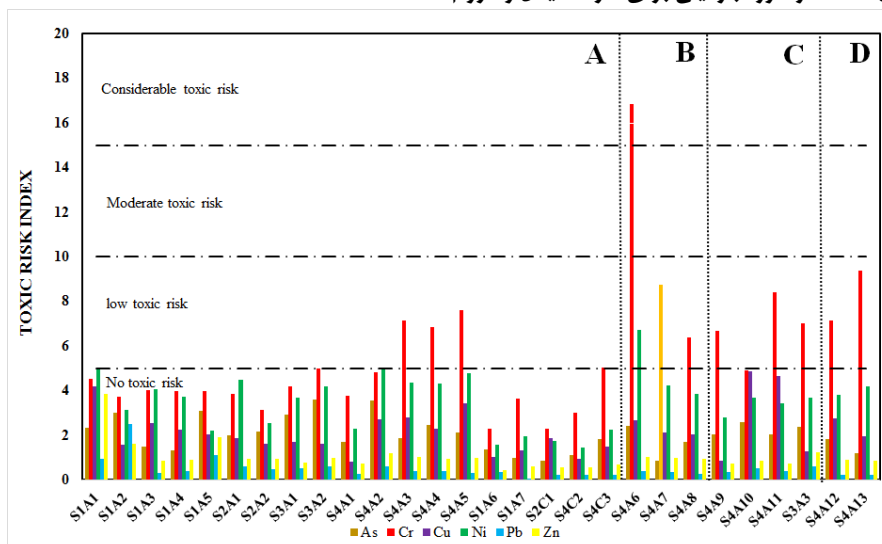
در بررسی شاخص خطر زیست محیطی بالقوه مشخص شد بیشترین آلودگی برای دو فلز نیکل و کروم و در محدوده حوزه آریز بارکیلی است. این دو فلز در رده considerable ecological risk قرار می گیرند. پس از آن، مقادیر آرسنیک و نیکل در حوزه آریز اطاقور و مس در حوزه آریز کورا در رده moderate ecological risk قرار می گیرند (شکل ۱۴).

شاخص خطر سمی برای فلز کروم در حوزه آبریز بارکیلی considerable toxic risk را نشان می دهد. مقدار TRI برای فلزات روی و نیکل در همین حوزه و کروم در سایر حوزه ها در رده low toxic risk قرار میگیرند(شکل ۱۵).

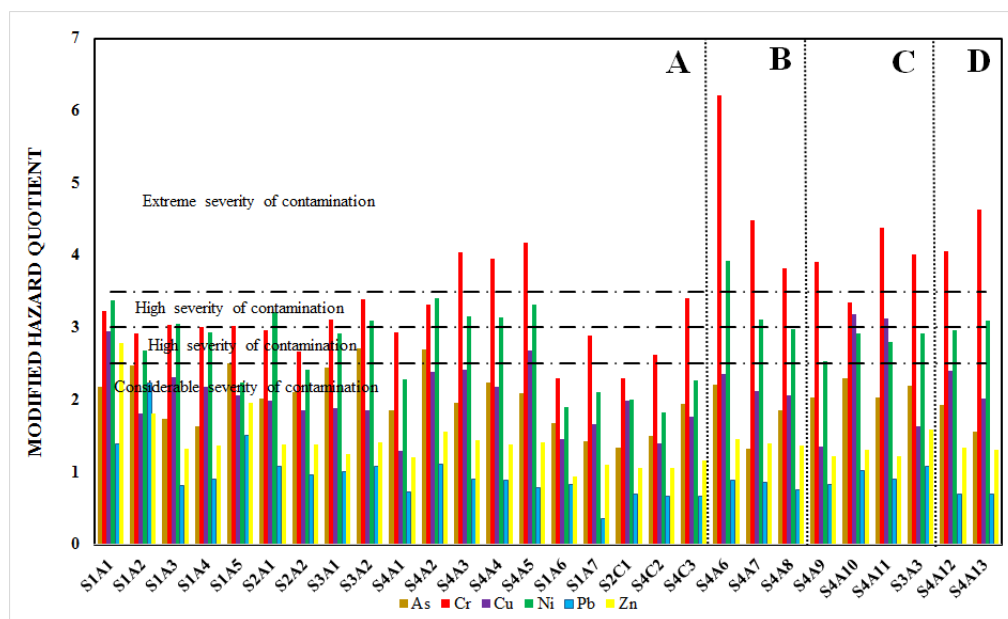
در بررسی ضریب خطر اصلاح شده، وضعیت فلز کروم در نمونه های خاک تمامی حوزه های آبریز در رده Extreme severity of contamination قرار میگیرد البته سهم حوزه بارکیلی از بقیه بیشتر است. فلز نیکل در حوزه های آبریز بارکیلی و اطاقور در رده Very high severity of contamination قرار دارند. سایر فلزات در رده های High severity of contamination تا Considerable severity of contamination قرار می گیرند(شکل ۱۶).



شکل ۱۴: شاخص خطر اکولوژیکی بالقوه نمونه های خاک منطقه مورد مطالعه نشان دهنده وضعیت considerable ecological risk در حوزه بارکیلی برای فلزات نیکل و کروم است.



شکل ۱۵: شاخص خطر سمی نمونه های خاک منطقه مورد مطالعه. فلز کروم در حوزه آبریز بارکیلی در وضعیت considerable toxic risk



شکل ۱۶: مقادیر ضریب خطر اصلاح شده وضعیت Extreme severity of contamination برای تمامی حوزه‌های آبریز است.

این مطالعه به منظور بررسی وضعیت آلاینده های خاک در ارتباط با موقعیت دپوی زباله در محل احداث کارخانه کمپوست لنگرود مورد توجه قرار گرفت. به همین سبب از خاک منطقه که در دوره کوتاه‌تری شکل گرفته است، نمونه‌های مختلف اخذ گردید. کارخانه کمپوست در محدوده حوزه آبریز رودخانه فرعی به نام اطاقور قرار دارد. به همین منظور شبکه نقاط نمونه برداری به نحوی تنظیم شد که این حوزه آبریز را در برگیرد و با دیگر حوزه‌های آبریز منطقه نیز مقایسه گردد. در بررسی های صورت گرفت و مشخص شد واحدهای دگرگونی و آذرین، به وفور در این منطقه گسترش دارند. به طور کلی، این واحدها، خصوصاً بخش دگرگونی، حاوی مقادیر بالای فلزات سنگین هستند و می‌توانند زمین‌های اطراف خود را آلوده کنند. در طی گذشت میلیون‌ها سال، در تعامل بین شرایط اقلیمی، فرسایش و حمل رسوبات، انتظار می‌رفت مقادیر قابل توجهی از تجمع فلزات سنگین در خاک منطقه وجود داشته باشد. نقاط نمونه برداری خاک، شامل ۳ ایستگاه متفاوت هستند. در بررسی خاک منطقه مورد مطالعه با معیارهای استاندارد سازمان محیط زیست برای خاک کشاورزی و مرتع، موارد کلی به شرح ذیل قابل بیان می‌باشد:

- بیشترین مقدار فلز بالاتر از حد مجاز مربوط به رودخانه اطاقور است (روی تا ۴ برابر حد مجاز). اما به طور مشخصی در آبراهه‌های مجاور، فلز کروم هشت برابر حد مجاز را نشان می‌دهد. این وضعیت برای فلزات مس و نیکل سه برابر است. این موارد گویای آن است که باید سرمنشاء این تجمع را در چیزی جز موقعیت دفن پسماند کارخانه کمپوست جستجو نمود.
- فلزات آرسنیک، کروم، مس و نیکل علاوه بر آن که در موقعیت کارخانه کمپوست دارای فراوانی بالاتر از حد مجاز هستند، در دیگر آبراهه‌ها نیز مقادیر غیر مجاز را گزارش داده‌اند. به همین سبب می‌توان عامل زمین شناختی را در تجمع آن‌ها دخیل دانست.
- ✓ کلیه نمونه‌های خاک منطقه، مقدار آرسنیک بالاتر از حد مجاز را نشان می‌دهند. با توجه به موقعیت حوزه‌های آبریز، و حضور مقادیر غیر مجاز آرسنیک در خاک حوزه‌های بارکیلی و کورا، می‌توان این‌گونه استنباط

نمود که محل دفن پسماند، تنها منبع آرسنیک در منطقه نیست و می‌توان انتظار داشت که سازندهای زمین شناختی نیز در تجمع این فلز نقش داشته باشند.

✓ تمامی نمونه‌های خاک، مقادیر بالاتر از حد مجاز فلز کروم را نشان می‌دهند. بیشترین مقدار گزارش شده برای آبراهه بارکیلی و مربوط به نمونه S4A6 به میزان ۸ برابر حد مجاز است. نمونه‌های نزدیک محل دپوی زباله مقادیر نزدیک به حد مجاز (اندکی بالاتر) را نشان می‌دهند. بر این اساس، عامل زمین شناسی می‌تواند به عنوان عامل اصلی در تجمع فلز کروم در منطقه به شمار بیاید.

✓ نمونه‌های S1A3, S1A4, S1A5, S4A2, S4A3, S4A4, S4A5 در حوزه آبریز اطاقور مقادیر غیر مجاز از تجمع مس دیده می‌شود. بیشترین مقدار هم مربوط به نمونه S1A1 در موقعیت دپوی زباله است که بیش از دو برابر حد مجاز را نمایش می‌دهد. حوزه آبریز کورا (نمونه‌های S4A10, S4A11) مقادیر ۲.۵ برابر حد مجاز را از آلایندهی فلز مس نشان می‌دهد. این موضوع نشانگر وجود منشا خاص دیگری برای آلایندهی این فلز است. به‌علاوه تمامی نمونه‌های حوزه آبریز بارکیلی شامل S4A6, S4A7, S4A8 نیز مقادیر اندکی بالاتر از حد مجاز را نشان می‌دهند.

✓ به جز ۴ مورد، سایر نمونه‌ها حد غیر مجاز نیکل را نمایش می‌دهند. در حوزه آبریز اطاقور، بیشترین فراوانی مربوط به موقعیت دپو زباله با مقداری بیش از ۲ برابر حد مجاز است. از سوی دیگر کلیه نمونه‌های مربوط به حوزه‌های آبریز مجاور نیز مقادیر غیر مجاز تجمع فلز نیکل را نمایش می‌دهند. تاجایی که نمونه S4A6 در این حوزه، مقادیر ۳ برابر بالاتر از حد مجاز را نشان داده است. به همین سبب می‌توان اظهار داشت که منبع آلودگی نیکل، تنها به محل دپوی زبله محدود نیست.

• فلزاتی نظیر سرب و روی، مقادیر غیر مجاز را در خاک گزارش داده‌اند با این حال، موقعیت دپوی زباله، تنها منبع آلایندهی برای این فلزات به شمار می‌رود:

✓ تنها در دو نمونه در موقعیت دپوی زباله، مقادیر غیر مجاز از تجمع فلز سرب در خاک گزارش شده است. نمونه S1A5 در کمی پایین تر از موقعیت دپو، اندکی بالاتر از حد مجاز است. اما نمونه S1A2 مقدار بیش از ۲ برابر حد مجاز را در موقعیت مجاور راه دسترسی موقعیت دپوی زباله، گزارش می‌نماید.

✓ نمونه S1A1 بالاترین مقدار تجمع فلز روی را تا ۳ برابر حد مجاز در موقعیت دفن پسماند گزارش می‌دهد. به جز نمونه‌های S1A2, S1A5 سایر نمونه‌ها مقادیر کمتر از حد مجاز را نشان می‌دهند. در آبراهه براکیلی تنها نمونه شماره S3A3 مقدار معادل حد مجاز را نشان می‌دهد. اما در پایین دست این مقدار کاهش می‌باشد. بنابراین می‌توان این‌طور استنباط نمود که تنها عامل در تجمع روی در خاک منطقه، دفن زباله است.

• میزان شاخص زمین انباشتگی به صورت  $Cr > Ni > Cu > As > Zn > Pb$  کاهش می‌یابد. آلایندهی خاک برای فلز کروم در محدوده کمی آلوده تا خیلی آلوده قرار دارد. برای فلزاتی همچون نیکل و روی خاک در رده کمی آلوده قرار می‌گیرد. از دید فلزات آرسنیک، مس و سرب، خاک در رده غیر آلوده تا کمی آلوده قرار می‌گیرد.

• فلزات مس، کروم و آرسنیک در خاک‌های منطقه، دارای غنی‌شدگی اندک و سایر عناصر مورد بررسی بدون غنی‌شدگی هستند. مقادیر میانگین ضریب غنی‌شدگی کمتر از ۱۰ بوده و گویای منشأ طبیعی آلایندهی است.

- ضریب آلودگی فلز کروم در حوزه آبریز بارکیلی بیش از حد آلوده و در سایر حوزه‌ها در رده خیلی آلوده قرار می‌گیرد. سایر فلزات در تمامی حوزه‌ها در رده آلودگی متوسط قرار می‌گیرند.
- درجه آلودگی اصلاح شده مشخص نمود که تمامی نمونه‌ها در رده غیر آلوده قرار می‌گیرد.
- شاخص بار آلودگی تمامی نمونه‌ها در رده‌های غلظت پس زمینه تا غیر آلوده قرار می‌گیرد.

- شاخص خطر زیست محیطی بالقوه، دو فلز نیکل و کروم در محدوده حوزه آبریز بارکیلی در رده خطر زیست محیطی قابل توجه نشان می دهد. آرسنیک و نیکل در حوزه آریز اطاقور و مس در حوزه آبریز کورا در رده خطر زیست محیطی متوسط قرار می گیرند.
- شاخص خطر سمی برای فلز کروم در حوزه آبریز بارکیلی در رده قابل توجه قرار می گیرد. برای فلزات روی و نیکل در همین حوزه و کروم در سایر حوزه‌ها، رده کم خطر دیده می شود.
- ضریب خطر اصلاح شده، وضعیت فلز کروم در نمونه‌های خاک تمامی حوزه‌ها در رده به شدت آلوده قرار می گیرد. فلز نیکل در حوزه‌های آبریز بارکیلی و اطاقور در رده آلودگی بسیار بالا قرار دارند. سایر فلزات در رده‌های خطر بالا تا قابل توجه قرار می گیرند.

### نتیجه گیری:

وضعیت زیست محیطی خاک گستره مورد مطالعه در وضعیت آلودگی متوسط قرار دارد. طبق شاخص زمین انباشتگی، تجمع فلزات آرسنیک، کروم، مس و نیکل در خاک منطقه به طور قطع دارای دو عامل انسان زاد و زمین زاد است. فلزات سرب و روی منشاء انسان زاد دارند. مقادیر ضریب غنی شدگی گویای وجود منشا زمین شناختی برای آلاینده‌گی است. مس، کروم و آرسنیک دارای غنی شدگی اندک با منشأ طبیعی آلاینده‌گی هستند. ضریب آلودگی در رده بیش از حد آلوده تا خیلی آلوده قرار می گیرد. درجه آلودگی اصلاح شده مشخص تمامی نمونه‌ها در رده غیر آلوده قرار می گیرد. شاخص بار آلودگی تمامی نمونه‌ها در رده‌های غلظت پس زمینه تا غیر آلوده قرار می گیرد. شاخص خطر زیست محیطی بالقوه، در رده خطر قابل توجه تا متوسط قرار می گیرند. شاخص خطر سمی در رده قابل توجه تا کم خطر قرار دارد. ضریب خطر اصلاح شده، در رده به شدت آلوده تا آلودگی بسیار بالا قرار دارند. بنابراین یافته‌ها می توان عنوان داشت که اولاً خاک منطقه آلوده به فلزات سنگین است. سپس مشخص شد که این آلودگی دارای دو منشأ زمین زاد و انسان زاد است. واحدهای زمین شناسی از نوع دگرگونی، در منطقه توسعه یافته‌اند و عامل اصلی در تجمع برخی از فلزات سنگین به صورت زمین زاد در منطقه هستند. عدم رعایت اصول فنی در دفن پسماند شهری، عدم راه اندازی کارخانه کمپوست، نبود سیستم کنترل شیرابه‌ها و ... از عوامل انسان زاد در تجمع فلزات سنگین هستند. تنها با مدیریت صحیح و جامع در خصوص دفن پسماند در این منطقه می توان تا حدودی آلودگی‌های فلزات سنگین را کنترل نمود. پیشنهاد می شود شاخص‌های آلاینده‌گی آب سطحی و زیر زمینی به همراه آلاینده‌های میکروبی در این منطقه به صورت جامع بررسی گردد تا جنبه‌های دیگر آلاینده‌گی مشخص شوند.

### تقدیر و تشکر

نویسندگان مراتب سپاسگذاری خود را از سازمان آف‌ا، سازمان آب منطقه‌ای و سازمان محیط زیست گیلان به جهت در اختیار گذاشتن اطلاعات و داده‌ها ابراز می دارند.

## منابع

- کرمی گ.، قاسمی دهنوی آ.، جمشیدی ا.، ۱۴۰۱، ارزیابی آلودگی فلزات سنگین خاک‌های محدوده معدن سرب و روی گل زرد، شمال شرقی الیگودرز (استان لرستان)، دوفصلنامه کواترنری ایران، وزارت صنایع و معادن، سازمان زمین‌شناسی و اکتشافات معدنی کشور پاییز و زمستان ۱۴۰۱، دوره ۸، شماره ۲، صفحه ۴۳۱ تا ۴۵۴
- ساریخانی ر.، جمشیدی ا.، بهرامی ش.، قاسمی دهنوی آ.، ۱۴۰۰، بررسی میزان آلودگی فلزات سنگین در خاک‌های شهرستان فریدون شهر، استان اصفهان، نشریه رسوب شناسی کاربردی، دانشگاه بوعلی سینا همدان، بهار و تابستان ۱۴۰۰، دوره ۹، شماره ۱۷، صفحه ۱۴۴ تا ۱۵۷
- جمشیدی ا.، ساریخانی ر.، کرمی گ.، قاسمی دهنوی آ.، ۱۳۹۹، بررسی آلودگی فلزات سنگین و منشاء آن‌ها در شرق شهرستان ازنا، استان لرستان، نشریه یافته‌های نوین زمین‌شناسی کاربردی، پاییز و زمستان ۱۳۹۹، دوره ۱۴، شماره ۲۸، صفحه ۲۹ تا ۴۳.
- Abdollahi, E., and Mohammadalikhani, M., 2021, Identification of the pollutant hazards in landfill sites based on the RASCL model(Case study: Tonekabon city): Journal of Geography and Environmental Hazards, v. 9, no. 4, p. 221-238.
- Abraham, G., 2005, Holocene sediments of Tamaki Estuary: characterisation and impact of recent human activity on an urban estuary in Auckland, New Zealand [PhD: University of Auckland, 361 p.
- Abraham, G., and Parker, R., 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, v. 136, p. 227-238.
- Adamo, P., Arienzo, M., Imperato, M., Naimo, D., Nardi, G., and Stanzione, D., 2005, Distribution and partition of heavy metals in surface and sub-surface sediments of Naples city port: Chemosphere, v. 61, p. 800-809.
- Adriano, D. C., 2013, Trace Elements in the Terrestrial Environment, Springer New York.
- Alloway, B. J., 1995, Heavy Metals in Soils, Blackie Academic & Professional.
- Azizi, M., Khashei, A., and Dastorani, M., 2017, Evaluation of Groundwater Pollution Caused by Leakage of Leachate Produced Landfill using Numerical Model: Journal of Research in Environmental Health, v. 3, no. 3, p. 187-197.
- Baftipour, M., Jarahi, H., Polat, G., and Seifilaleh, S., 2022, Damavand Earthquake of 2020 the Mainshock or an Alarm for Disaster for the Capital of Iran: American Journal of Engineering and Applied Sciences, v. 15, no. 1.
- Barbieri, M., Sappa, G., Vitale, S., Parisse, B., and Battistel, M., 2014, Soil control of trace metals concentrations in landfills: A case study of the largest landfill in Europe, Malagrotta, Rome: Journal of geochemical exploration, v. 143, p. 146-154.
- Benson, N. U., Adedapo, A. E., Fred-Ahmadu, O. H., Williams, A. B., Udosen, E. D., Ayejuyo, O. O., and Olajire, A. A., 2018, A new method for assessment of sediment-associated contamination risks using multivariate statistical approach: MethodsX, v. 5, p. 268-276.
- Bowen, H. J. M., 1979, Environmental chemistry of the elements, Academic Press.
- Chen, C.-W., Kao, C. M., Chen, C.-F., and Dong, C.-D., 2007, Distribution and accumulation of heavy metals in the sediments of Kaohsiung Harbor, Taiwan: Chemosphere, v. 66, p. 1431-1440.
- Chen, G., Sun, Y., Liu, J., Lu, S., Feng, L., and Chen, X., 2018, The effects of aquifer heterogeneity on the 3D numerical simulation of soil and groundwater

- contamination at a chlor-alkali site in China: *Environmental Earth Sciences*, v. 77, no. 24, p. 1-15.
- Chen, X., Geng, Y., and Fujita, T., 2010, An overview of municipal solid waste management in China: *Waste management*, v. 30, no. 4, p. 716-724.
- Chofqi, A., Younsi, A., Lhadi, E., Jacky, M., Mudry, J.-N., and Veron, A., 2004, Environmental impact of an urban landfill on a coastal aquifer (El Jadida, Morocco): *Journal of African Earth Sciences - J AFR EARTH SCI*, v. 39, p. 509-516.
- Cocker, M., 1998, Distribution of selected elements in stream sediments, stream hydrogeochemistry, and geology of the Flint River Basin, Georgia.
- Datta, D., and Subramanian, V., 1998, Distribution and fractionation of heavy metals in the surface sediments of the Ganges-Brahmaputra-Meghna river system in the Bengal basin: *Environmental Geology*, v. 36, p. 93-101.
- Devesa-Rey, R., Díaz-Fierros, F., and Barral, M. T., 2009, Normalization strategies for river bed sediments: A graphical approach: *Microchemical Journal*, v. 91, no. 2, p. 253-265.
- DHE, 2020, Soil resource quality standards and its guidelines: Department of Environment Deputy of human environment, Water and soil office, p. 161.
- Dragovic, S., Mihailović, N., and Gajic, B., 2008, Heavy metals in soils: Distribution, relationship with soil characteristics and radionuclides and multivariate assessment of contamination sources: *Chemosphere*, v. 72, p. 491-495.
- Ghadimi, F., Fadaee, A., and Hajati, A., 2021, Evaluation of groundwater contamination zone of old landfill of Shazand city: *Journal of Environmental Science and Technology*, p.-.
- Ghadimi, F., and Mirzaei, M., 2019, Investigation of pollution and depth profiles of heavy metals in sediments around Arak landfill: *Quaternary Journal of Iran*, v. 5, no. 4, p. 560-579.
- Ghanbari, F., Kianysadr, M., Ashournia, M., Karimi, M., and Pouraskari, M., 2020, Study of Leachate from the Landfill of Rasht on Groundwater Quality (Case study; the Wells Around Saravan village): *Journal of Environmental Science Studies*, v. 5, no. 3, p. 2905-2912.
- Habibi, R., Pourkermani, M., Ghorashi, M., Almasian, M., and Jarahi, H., 2023, The Effects of Quaternary Sediments on Earthquake Acceleration: *Himalayan Geology*, v. 44, p. 71-80.
- Haerifard, S., Jarahi, H., Pourkermani, M., and Almasian, M., 2018, Seismic Hazard Assessment at Esfaraen-Bojnurd Railway, North-East of Iran: *Geotectonics*, v. 52, no. 1, p. 151-156.
- Håkanson, L., 1980, An Ecological Risk Index for Aquatic Pollution Control – A Sedimentological Approach: *Water Research*, v. 14, p. 975-1001.
- Herojeet, R., Naik, P., and Rishi, M., 2018, Evaluation of heavy metal contamination in soil using geochemical indexing approaches and chemometric techniques: *International Journal of Environmental Science and Technology*, v. 16.
- Hu, L., Wang, W., Long, Y., Wei, F., Nie, Z., and Fang, C., 2019, Fate and migration of arsenic in large-scale anaerobic landfill: *Waste Management*, v. 87, p. 559-564.
- Jarahi, H., 2017a, Delineate Location of the Last Earthquake Case Study NW of Iran: *American Journal of Geosciences*, v. 17, no. 1, p. 6.
- Jarahi, H., 2017b, Gully Erosion Rate Assessment at the Choqazanbil Temple Using GIS Methods: *Current Research in Geoscience*, v. 7, p. 32-36.
- Jarahi, H., 2021, Paleo Mega Lake of Rey Identification and Reconstruction of Quaternary Lake in Central Iran: *Open Quaternary*, v. 7, no. 1, p. 1-15.

- Jarahi, H., 2023, The effect of climate change on people's lives ,problems and solutions, A case study of Dosari city, Jiroft.
- Jarahi, H., Moghimi, S., Tan, O., Saygılı, O., and Karagöz, O., 2022a, Paleo Mega Lake of Rey Sediments and Its Effect on Earthquake Acceleration Case Study Tehran City,, SSA Annual Meeting 202 :<sup>۲</sup> Washington D.C., USA.
- Jarahi, H., 2022b, Revision of Iranian Seismic Design Code for Tehran Region Based on “Paleo Mega Lake of Rey” Theory, SSA Annual Meeting 2022: Washington D.C., USA.
- Javahershenas, M., Nabizadeh, R., Alimohammadi, M., and Mahvi, A., 2020 ,The effects of Lahijan landfill leachate on the quality of surface and groundwater resources: International Journal of Environmental Analytical Chemistry, v. 102, p. 1-17.
- Kaza, S., Yao, L. C., Bhada-Tata, Van, P., and Woerden, F., 2018, What a Waste 2.0 : A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050, Washington, DC, Urban Development, World Bank.
- Khanlari, G., Taleb Beidokhti, A., Momeni, A., and Ahmadi, H., 2013, The effect of leachate of Hamedan landfill site on ground water: Scientific Quarterly Journal of Iranian Association of Engineering Geology, v. 5, no. Number 3 & 4, p. 81-92.
- Kowsari, M. H., Saghi, M. H., Ashoori, R., Rastgar, A., and Fakour, A., 2022, Investigating and Compiling a Map of the Severity of Heavy Metal Pollution in the Soil around the Landfill of Sabzevar Municipal Waste with Different Indicators: Journal of Environmental Health and Sustainable Development, v. 7, no. 1, p. 1547-1560.
- Kumar, M., Sawhney, N., and Lal, R., 2021, 2 - Chemistry of heavy metals in the environment, in Kumar, V., Sharma, A., and Cerdà, A., eds., Heavy Metals in the Environment, Elsevier, p. 9-37.
- Li, R., Tang, C., Li, X., Jiang, T., Shi, Y., and Cao, Y., 2019, Reconstructing the historical pollution levels and ecological risks over the past sixty years in sediments of the Beijiang River, South China: Science of The Total Environment, v. 649, p. 448-460.
- Loska, K., Cebula, J., Pelczar, J., Wiechuła, D., and Kwapuliński, J., 1997, Use of Enrichment, and Contamination Factors Together with Geoaccumulation Indexes to Evaluate the Content of Cd, Cu, and Ni in the Rybnik Water Reservoir in Poland: Water, Air, & Soil Pollution, v. 93, p. 347-365.
- Macdonald, D. D., Carr, R. S., Calder, F. D., Long, E. R., and Ingersoll, C. G., 1996, Development and evaluation of sediment quality guidelines for Florida coastal waters: Ecotoxicology, v. 5, no. 4, p. 253-278.
- MacDonald, D. D., Ingersoll, C. G., and Berger, T., 2000, Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems: Archives of environmental contamination and toxicology, v. 39, p. 20-31.
- Maiti, S. K., De, S., Hazra, T., Debsarkar, A., and Dutta, A., 2016, Characterization of Leachate and Its Impact on Surface and Groundwater Quality of a Closed Dumpsite – A Case Study at Dhapa, Kolkata, India: Procedia Environmental Sciences, v. 35, p. 391-399.
- Mansouri, B., Salehi, J., and Rezaei, M., 2014, Leachate and Pollution Levels of Heavy Metals in the Groundwater near Municipal Solid Waste Landfill Site of Mashhad , Iran: Iranian Journal of Toxicology, v. 8, no. 25, p. 1068-1072.
- Mishra, S., Tiwary, D., Ohri, A., and Agnihotri, A. K., 2019, Impact of Municipal Solid Waste Landfill leachate on groundwater quality in Varanasi, India: Groundwater for Sustainable Development, v. 9, p. 100230.

- Muller, G., 1969, INDEX OF GEOACCUMULATION IN SEDIMENTS OF THE RHINE RIVER: *GeoJournal*, v. 2, p. 108-118.
- Nael, M., Khademi, H., Jalalian, A., Schulin, R., Kalbasi, M., and Sotohian, F., 2009, Effect of geo-pedological conditions on the distribution and chemical speciation of selected trace elements in forest soils of western Alborz, Iran: *Geoderma*, v. 152, p. 157-170.
- Najafian A., Jarahi, H., and Bayraktutan M.S., 2022, Challenges Facing Discovery of Largest Lake in World History Geotechnical Investigation, SSA Annual Meeting 2022: Washington D.C., USA.
- Pandey, N., and Tiwari, A., 2021, 8 - Human health risk assessment of heavy metals in different soils and sediments, in Kumar, V., Sharma, A., and Cerdà, A., eds., *Heavy Metals in the Environment*, Elsevier, p. 143-163.
- Pleasant, S., O'Donnell, A., Powell, J., Jain, P., and Townsend, T., 2014, Evaluation of air sparging and vadose zone aeration for remediation of iron and manganese-impacted groundwater at a closed municipal landfill: *Science of the total environment*, v. 485, p. 31-40.
- Ranjbar, A., Bakhtiari, A., Shadmehri Toosi, A., and Jadot, C., 2017, 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*, v. 185.
- Sarkar, B., 2002, *Heavy metals in the environment*, CRC press.
- Satyanarayana, D., Panigrahy, P. K., and Sahu, S. D., 1994, Metal pollution in Harbor and coastal sediments of visakhapatnam, est of India: *Indian journal of marine science*, v. 23, p. 52-54.
- Scott, J., Beydoun, D., Amal, R., Low, G., and Cattle, J., 2005, Landfill management, leachate generation, and leach testing of solid wastes in Australia and overseas: *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, v. 35, no. 3, p. 239-332.
- Shakeri, A., Moore, F., and Modabberi, S., 2009, Heavy Metal Contamination and Distribution in the Shiraz Industrial Complex Zone Soil, South Shiraz, Iran: *World Applied Sciences Journal*, v. 6, p. 413-425.
- Smith, S. L., MacDonald, D. D., Keenleyside, K. A., Ingersoll, C. G., and Field, L. J., 1996, A preliminary evaluation of sediment quality assessment values for freshwater ecosystems: *Journal of Great Lakes Research*, v. 22, no. 3, p. 624-638.
- Smith, S. R., Cheeseman, C., and Blakey, N., 2009, *Waste Management and Minimization*, Eolss Publishers.
- Sun, W., and Barlaz, M. A., 2015, Measurement of chemical leaching potential of sulfate from landfill disposed sulfate containing wastes: *Waste Management*, v. 36, p. 191-196.
- Tijani, M. N., Okunlola, O. A., and Abimbola, A. F., 2006, Lithogenic concentrations of trace metals in soils and saprolites over crystalline basement rocks: A case study from SW Nigeria: *Journal of African Earth Sciences*, v. 46, no. 5, p. 427-438.
- Yenigül, N. B., Hensbergen, A. T., Elfeki, A. M., and Dekking, F. M., 2011, Detection of contaminant plumes released from landfills: numerical versus analytical solutions: *Environmental Earth Sciences*, v. 64, no. 8, p. 2127-2140.
- Zoller, W. H., Gladney, E. S., and Duce, R., 1974, Atmospheric Concentrations and Sources of Trace Metals at the South Pole: *Science (New York, N.Y.)*, v. 183, p. 198-200.

## پیوست ها

محاسبات مربوط به شاخص های استفاده شده در تحلیل ها

جدول پیوست ۱: نتایج آزمایش فلزات سنگین موجود در نمونه های خاک منطقه مورد مطالعه

Watershed	No	UTMX	UTMY	Sample	As	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Otaghwar	1	416383	4106300	S1A1	18.4	221	207	113	44	621
	2	416420	4106247	S1A2	23.8	182	78	71	115	263
	3	416492	4106168	S1A3	11.6	196	126	92	15	141
	4	416399	4106369	S1A4	10.3	193	112	85	19	148
	5	416462	4106408	S1A5	24.2	194	101	50	52	307
	6	416453	4106187	S2A1	15.8	187	93	102	27	151
	7	416471	4106201	S2A2	17.2	152	81	58	21	153
	8	416722	4106232	S3A1	23.1	205	84	84	23	124
	9	416718	4106241	S3A2	28.4	244	81	95	27	159
	10	417311	4105746	S4A1	13.4	183	40	52	12	116
	11	417334	4105750	S4A2	28	235	135	115	28	194
	12	417311	4105746	S4A3	14.8	348	139	99	19	165
	13	417252	4105681	S4A4	19.5	333	113	98	18	151
	14	417284	4105589	S4A5	16.8	370	170	109	14	160
	15	416408	4106441	S1A6	10.8	112	50	36	16	71
	16	416369	4106409	S1A7	7.8	177	66	44	3	98
	17	416617	4105643	S2C1	6.9	112	93	40	11	89
	18	418680	4107641	S4C2	8.7	147	46	33	10	90
	19	418835	4107642	S4C3	14.5	246	74	51	10	108
Barkili	20	419548	4105528	S4A6	18.9	820	132	153	18	169
	21	419722	4105683	S4A7	6.8	427	106	96	17	156
	22	419742	4105658	S4A8	13.3	310	101	88	13	149
Kura	23	420553	4108118	S4A9	16	325	43	64	16	119
	24	420688	4108088	S4A10	20.4	238	241	84	24	137
	25	420893	4107931	S4A11	16	409	231	78	19	120
	26	420526	4108188	S3A3	18.6	341	63	84	27	200
Joint	27	421482	4107759	S4A12	14.4	349	137	87	11	143
	28	421509	4107737	S4A13	9.4	456	97	95	11	138

جدول پيوست ۲: محاسبات شاخص زمين انباشتگي (Igeo) و ضريب غني شدگي (Ef) و درجه آلودگي اصلاح شده (mCd)

No	Igeo						Ef						mCd
	As	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	As	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	
1	-0.6	0.4	0.5	0.6	-0.8	1.0	1.8	1.9	4.1	1.4	0.8	4.1	1.1
2	-0.2	0.1	-0.9	-0.1	0.6	-0.2	2.7	1.8	1.8	1.0	2.2	2.0	0.9
3	-1.2	0.2	-0.3	0.3	-2.3	-1.1	1.4	2.0	2.9	1.3	0.3	1.1	0.7
4	-1.4	0.2	-0.4	0.2	-2.0	-1.0	1.2	1.9	2.6	1.2	0.4	1.1	0.6
5	-0.2	0.2	-0.6	-0.6	-0.5	0.0	2.5	1.7	2.1	0.6	0.9	2.1	0.8
6	-0.8	0.2	-0.7	0.4	-1.5	-1.0	1.9	2.0	2.3	1.5	0.6	1.2	0.7
7	-0.7	-0.1	-0.9	-0.4	-1.8	-1.0	2.3	1.8	2.2	0.9	0.5	1.4	0.5
8	-0.2	0.3	-0.8	0.2	-1.7	-1.3	2.5	1.9	1.8	1.1	0.4	0.9	0.7
9	0.1	0.6	-0.9	0.3	-1.5	-0.9	2.7	2.0	1.6	1.1	0.4	1.0	0.8
10	-1.0	0.1	-1.9	-0.5	-2.6	-1.4	1.6	1.8	0.9	0.7	0.2	0.9	0.5
11	0.1	0.5	-0.2	0.6	-1.4	-0.6	2.5	1.8	2.4	1.2	0.4	1.2	0.9
12	-0.9	1.1	-0.1	0.4	-2.0	-0.9	1.1	2.2	2.1	0.9	0.2	0.8	0.9
13	-0.5	1.0	-0.4	0.4	-2.1	-1.0	1.7	2.5	2.0	1.0	0.3	0.9	0.8
14	-0.7	1.2	0.2	0.5	-2.4	-0.9	1.4	2.6	2.8	1.1	0.2	0.9	0.9
15	-1.3	-0.6	-1.6	-1.1	-2.2	-2.1	2.0	1.8	1.9	0.8	0.5	0.9	0.4
16	-1.8	0.1	-1.2	-0.8	-4.6	-1.6	1.1	2.2	1.9	0.8	0.1	1.0	0.4
17	-2.0	-0.6	-0.7	-0.9	-2.8	-1.8	1.1	1.6	3.1	0.8	0.3	1.0	0.4
18	-1.6	-0.2	-1.7	-1.2	-2.9	-1.7	1.0	1.4	1.0	0.4	0.2	0.7	0.4
19	-0.9	0.6	-1.0	-0.6	-2.9	-1.5	1.8	2.6	1.8	0.8	0.2	0.9	0.6
20	-0.5	2.3	-0.2	1.0	-2.1	-0.8	2.3	8.7	3.3	2.3	0.4	1.4	1.4
21	-2.0	1.4	-0.5	0.4	-2.1	-0.9	0.5	2.8	1.6	0.9	0.2	0.8	0.8
22	-1.0	0.9	-0.6	0.2	-2.5	-1.0	1.0	2.0	1.5	0.8	0.2	0.7	0.7
23	-0.8	1.0	-1.8	-0.2	-2.2	-1.3	1.4	2.5	0.8	0.7	0.2	0.7	0.6
24	-0.4	0.5	0.7	0.2	-1.6	-1.1	2.0	2.0	4.8	1.0	0.4	0.9	0.9
25	-0.8	1.3	0.6	0.1	-2.0	-1.3	1.5	3.3	4.4	0.9	0.3	0.8	0.9
26	-0.5	1.0	-1.3	0.2	-1.5	-0.6	1.5	2.4	1.0	0.8	0.4	1.1	0.8
27	-0.9	1.1	-0.1	0.2	-2.8	-1.1	1.1	2.3	2.1	0.8	0.1	0.7	0.8
28	-1.5	1.5	-0.6	0.3	-2.8	-1.1	0.7	3.1	1.5	0.9	0.1	0.7	0.8
Min	-2.0	-0.6	-1.9	-1.2	-4.6	-2.1	0.5	1.4	0.8	0.4	0.1	0.7	0.4
Max	0.1	2.3	0.7	1.0	0.6	1.0	2.7	8.7	4.8	2.3	2.2	4.1	1.4
Mean	-0.8	0.5	-0.6	0.2	-2.1	-1.0	1.5	2.0	2.0	0.9	0.3	0.9	0.8

جدول پیوست ۳: محاسبات شاخص ضریب آلودگی (CF)، شاخص بار آلودگی (PLI) و شاخص خطر سمی (TRI)

No	Cf						PLI	TRI					
	As	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn		As	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
1	1.0	2.0	2.1	2.3	0.9	3.1	1.7	2.3	4.5	4.2	5.0	1.0	3.8
2	1.3	1.7	0.8	1.4	2.3	1.3	1.4	3.0	3.7	1.6	3.1	2.5	1.6
3	0.6	1.8	1.3	1.8	0.3	0.7	0.9	1.5	4.0	2.5	4.0	0.3	0.9
4	0.6	1.8	1.1	1.7	0.4	0.7	0.9	1.3	4.0	2.3	3.7	0.4	0.9
5	1.3	1.8	1.0	1.0	1.0	1.5	1.3	3.1	4.0	2.0	2.2	1.1	1.9
6	0.9	1.7	0.9	2.0	0.5	0.8	1.0	2.0	3.8	1.9	4.5	0.6	0.9
7	1.0	1.4	0.8	1.2	0.4	0.8	0.9	2.2	3.1	1.6	2.5	0.5	0.9
8	1.3	1.9	0.8	1.7	0.5	0.6	1.0	2.9	4.2	1.7	3.7	0.5	0.8
9	1.6	2.2	0.8	1.9	0.5	0.8	1.1	3.6	5.0	1.6	4.2	0.6	1.0
10	0.7	1.7	0.4	1.0	0.2	0.6	0.6	1.7	3.8	0.8	2.3	0.3	0.7
11	1.6	2.1	1.4	2.3	0.6	1.0	1.3	3.6	4.8	2.7	5.1	0.6	1.2
12	0.8	3.2	1.4	2.0	0.4	0.8	1.1	1.9	7.1	2.8	4.3	0.4	1.0
13	1.1	3.0	1.1	2.0	0.4	0.8	1.1	2.5	6.8	2.3	4.3	0.4	0.9
14	0.9	3.4	1.7	2.2	0.3	0.8	1.2	2.1	7.6	3.4	4.8	0.3	1.0
15	0.6	1.0	0.5	0.7	0.3	0.4	0.5	1.4	2.3	1.0	1.6	0.3	0.4
16	0.4	1.6	0.7	0.9	0.1	0.5	0.5	1.0	3.6	1.3	1.9	0.1	0.6
17	0.4	1.0	0.9	0.8	0.2	0.4	0.6	0.9	2.3	1.9	1.8	0.2	0.5
18	0.5	1.3	0.5	0.7	0.2	0.5	0.5	1.1	3.0	0.9	1.4	0.2	0.6
19	0.8	2.2	0.7	1.0	0.2	0.5	0.7	1.8	5.0	1.5	2.2	0.2	0.7
20	1.1	7.5	1.3	3.1	0.4	0.8	1.5	2.4	16.8	2.7	6.7	0.4	1.0
21	0.4	3.9	1.1	1.9	0.3	0.8	1.0	0.9	8.8	2.1	4.2	0.4	1.0
22	0.7	2.8	1.0	1.8	0.3	0.7	0.9	1.7	6.4	2.0	3.9	0.3	0.9
23	0.9	3.0	0.4	1.3	0.3	0.6	0.8	2.0	6.7	0.9	2.8	0.3	0.7
24	1.1	2.2	2.4	1.7	0.5	0.7	1.2	2.6	4.9	4.9	3.7	0.5	0.8
25	0.9	3.7	2.3	1.6	0.4	0.6	1.2	2.0	8.4	4.6	3.4	0.4	0.7
26	1.0	3.1	0.6	1.7	0.5	1.0	1.1	2.4	7.0	1.3	3.7	0.6	1.2
27	0.8	3.2	1.4	1.7	0.2	0.7	1.0	1.8	7.2	2.8	3.8	0.2	0.9
28	0.5	4.1	1.0	1.9	0.2	0.7	0.9	1.2	9.4	2.0	4.2	0.2	0.9
Min	0.4	1.0	0.4	0.7	0.1	0.4	0.5	0.9	2.3	0.8	1.4	0.1	0.4
Max	1.6	7.5	2.4	3.1	2.3	3.1	1.7	3.6	16.8	4.9	6.7	2.5	3.8
Mean	0.9	2.2	1.0	1.7	0.4	0.7	1.0	2.0	4.9	2.0	3.7	0.4	0.9

جدول پیوست ۴: محاسبات شاخص ضریب خطر اصلاح شده (mHQ) و خطر زیست محیطی بالقوه (RI)

No	mHQ						RI					
	As	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	As	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
1	2.2	3.2	3.0	3.4	1.4	2.8	116	46	117	128	50	35
2	2.5	2.9	1.8	2.7	2.2	1.8	116	29	34	62	101	12
3	1.7	3.0	2.3	3.0	0.8	1.3	42	23	41	60	10	5
4	1.6	3.0	2.2	2.9	0.9	1.4	36	22	35	53	12	5
5	2.5	3.0	2.1	2.2	1.5	2.0	103	27	39	38	40	12
6	2.0	3.0	2.0	3.2	1.1	1.4	60	23	32	70	18	5
7	2.1	2.7	1.8	2.4	1.0	1.4	52	15	22	32	12	4
8	2.4	3.1	1.9	2.9	1.0	1.2	87	25	28	57	16	4
9	2.7	3.4	1.8	3.1	1.1	1.4	124	35	32	74	21	6
10	1.9	2.9	1.3	2.3	0.7	1.2	35	16	9	24	6	3
11	2.7	3.3	2.4	3.4	1.1	1.6	138	38	60	102	25	9
12	2.0	4.0	2.4	3.2	0.9	1.4	70	54	59	85	16	7
13	2.2	4.0	2.2	3.1	0.9	1.4	90	50	47	81	15	6
14	2.1	4.2	2.7	3.3	0.8	1.4	86	62	79	101	13	7
15	1.7	2.3	1.5	1.9	0.8	0.9	21	7	9	13	6	1
16	1.4	2.9	1.7	2.1	0.4	1.1	18	13	14	18	1	2
17	1.3	2.3	2.0	2.0	0.7	1.1	15	8	18	15	4	2
18	1.5	2.6	1.4	1.8	0.7	1.1	17	10	8	12	4	2
19	1.9	3.4	1.8	2.3	0.7	1.2	45	25	21	28	6	3
20	2.2	6.2	2.4	3.9	0.9	1.5	148	210	93	216	25	12
21	1.3	4.5	2.1	3.1	0.9	1.4	32	65	44	80	14	7
22	1.9	3.8	2.1	3.0	0.8	1.4	54	41	37	65	10	5
23	2.0	3.9	1.3	2.5	0.8	1.2	57	38	14	41	10	4
24	2.3	3.3	3.2	2.9	1.0	1.3	97	37	103	72	21	6
25	2.0	4.4	3.1	2.8	0.9	1.2	84	70	109	74	18	6
26	2.2	4.0	1.6	2.9	1.1	1.6	82	49	25	67	22	8
27	1.9	4.1	2.4	3.0	0.7	1.3	64	51	55	70	9	6
28	1.6	4.6	2.0	3.1	0.7	1.3	44	70	41	80	9	6
Min	1.3	2.3	1.3	1.8	0.4	0.9	15	7.2	8.3	11.8	1.2	1.2
Max	2.7	6.2	3.2	3.9	2.2	2.8	148	210	117	216	101	35
Mean	2.0	3.3	2.0	2.9	0.9	1.4	62	36	36	66	14	6