



Research Article

OPEN ACCESS

Kharazmi Journal of Earth Sciences

Journal homepage <https://gnf.khu.ac.ir>

## Assessment of potentially toxic elements' contamination in soil around Mohammadabad landfill, Qazvin Province

Meisam Rastegari Mehr<sup>1\*</sup>, Fatemeh Najafi<sup>2</sup>, Ata Shakeri<sup>3</sup>, Leyla Abdollahbeglou<sup>4</sup>

1. Department of Applied Geology, Faculty of Earth Sciences, Kharazmi University, Tehran, Iran.

2. Department of Applied Geology, Faculty of Earth Sciences, Kharazmi University, Tehran, Iran.

3. Department of Applied Geology, Faculty of Earth Sciences, Kharazmi University, Tehran, Iran.

4. Department of Applied Geology, Faculty of Earth Sciences, Kharazmi University, Tehran, Iran.

### Article info

#### Article history

Received: 28 November 2024

Accepted: 20 December 2024

#### Keywords:

Landfill, Leachate, Heavy metals, Carcinogenicity, Waste.



### Abstract

The aim of this study was to monitor the pollution of potentially toxic elements in the soils surrounding the Mohammadabad landfill, determine their sources, and assess health risks. 19 soil samples were collected from 11 sampling stations (including sub-soil in some stations) around the landfill, and 1 sediment sample from the leachate settling ponds. The concentration of elements were measured using ICP-MS, and the data were analyzed using statistical methods and geochemical indices. The highest contamination levels were associated with As, Cu, Ni, Co, Mn, and Zn, and the most polluted station was located adjacent to the urban waste landfill. The sediment from the industrial pond also exhibited severe potentially toxic elements contamination. The pollution load index in majority of sampling stations fall within the significant risk category, while the ecological risk in some samples (located adjacent to the municipal waste depot and south of the sampling area) was classified as very high. The health risk assessment showed that, for all elements, the ingestion pathway ( $HI > 1$ ) posed a health risk to both children and adults in samples collected near the landfill site. The carcinogenic risk for As and Cr through ingestion was considerable, while lead posed a serious risk through all exposure pathways. In contrast, Ni via ingestion remained within acceptable limits. Statistical analyses including principal component and cluster analysis showed that As, Cu, Pb, Cd, and Zn were more influenced by anthropogenic sources, likely due to the direct impact of the landfill. Also, based on the T-test, it was determined that there was no significant difference in average concentration of elements between topsoil and subsoil samples. Ultimately, the findings emphasized the importance of managing and safely disposing of sludge from the industrial leachate pond due to the high concentrations of some elements including As, Cu and Zn.

### Introduction

The increasing production of municipal solid waste (MSW) due to population growth and urbanization has turned waste management into a global challenge (Torkashvand et al., 2022; Yousefi et al., 2021). Landfilling, as one of the most common disposal methods, has significant environmental consequences despite its low cost. Biological and chemical processes in landfills lead to the production of leachate and the release of potentially toxic elements such as arsenic, chromium, zinc, and copper into the soil, which can negatively impact soil quality, human health, and ecosystems (Wdowczyk and Szymańska-Pulikowska, 2021).

Previous studies have shown that soil contamination near landfills, especially in unregulated disposal sites, poses a serious threat due to the accumulation of potentially toxic elements. This study examines soil contamination in the Mohammadabad landfill in Qazvin to assess the impact of landfill activities on the concentration of toxic elements in surrounding soils. The findings of this study can play a crucial role in identifying ecological and health risks associated with waste disposal and in developing effective management strategies.

DOI <http://doi.org/10.22034/KJES.2024.10.2.107781>

\*Corresponding author: Meisam Rastegari Mehr; E-mail: rastegar.m@khu.ac.ir

How to cite this article: Rastegari Mehr, M., Najafi, F., Shakeri, A., Abdollahbeglou, L., 2024. Assessment of potentially toxic elements' contamination in soil around Mohammadabad landfill, Qazvin Province. Kharazmi Journal of Earth Sciences 10(2), 515- 537. <http://doi.org/10.22034/KJES.2024.10.2.107781>



BY NC

## Materials and Methods

### Analytical methods

This study was conducted at the Mohammadabad landfill site in Qazvin to evaluate potentially toxic elements pollution in surrounding soils. The study area has an arid climate and geological formations consisting of Miocene, Pliocene, and Quaternary units (Li et al., 2020; Shormij, et al., 2015). Soil samples were collected from 19 stations using standard methods, including sub and top soil in some locations (Fig 1), and chemical analyses were performed using ICP-MS (FAO, 2019; Wan et al., 2021). Physicochemical parameters such as pH, EC, and total organic carbon (TOC) were measured (Li et al., 2020;

USEPA, 2013). Pollution indices such as enrichment factor (EF) was calculated to assess the level of contamination (Ali et al., 2022; Obiri-Nyarko et al., 2021). Additionally, the ecological risk index was used to evaluate the impact of potentially toxic elements such as Cu, Zn, Pb, and Mn on the ecosystem (Ali et al., 2022). The carcinogenic and non-carcinogenic risks for the studied elements were also calculated (Thongyuan et al., 2020). Statistical analysis, including cluster analysis (CA), principal component analysis (PCA) and independent sample t-test have been applied to data analysis (Liu et al., 2023).

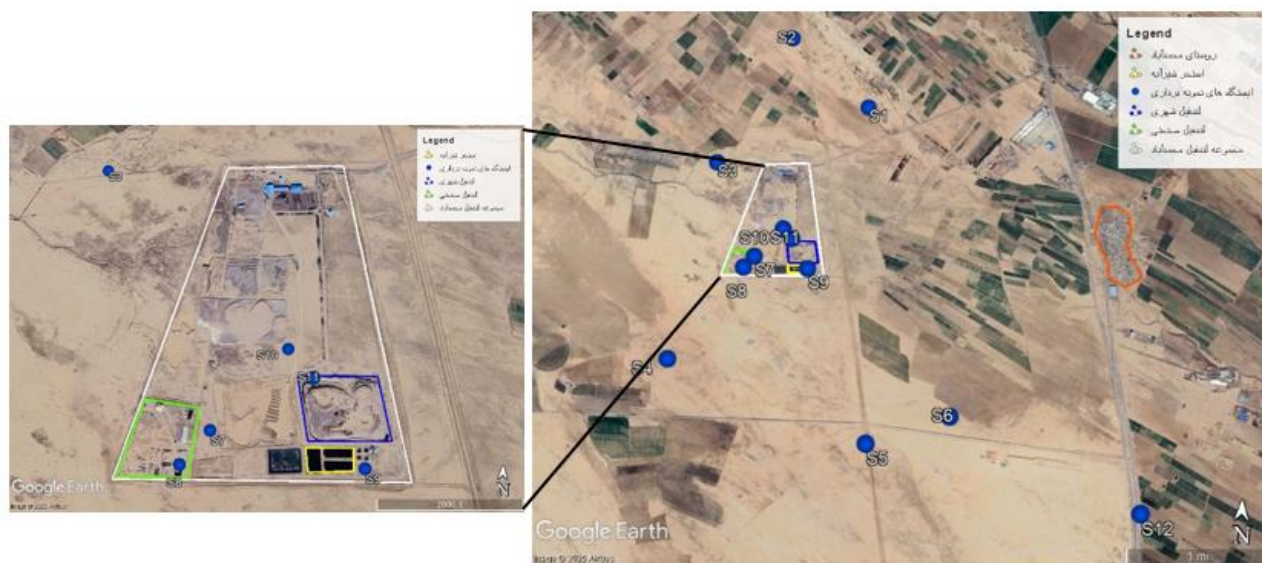


Fig. 1. Location of sampling points in the study area (adapted from Google Earth)

### Results and Discussion

The physicochemical analysis of the soil in the study area showed that pH ranged from 7.8 to 9.6 (average 7.4), indicating a nearly neutral characteristic. The highest pH value was measured in the sample taken from the municipal waste landfill soil (S9) and the lowest value was measured in the sample located in the north of the sampling area (S1). Electrical conductivity (EC) varied between 6.9 and 11.2 mS/cm, with the highest value corresponding to the sample taken from the vicinity of the municipal waste landfill (S11) and the lowest value corresponding to the sample located south of the

sampling area (S12). Organic carbon content ranged from 0.25 to 2.1%, with the highest value corresponding to the sample taken from the vicinity of the municipal waste landfill (S11) and the lowest corresponding to the sample located in the north of the sampling area (S1). The soil type was classified as Aridisol, which is characterized by high salinity and low organic matter, typical of arid and desert environments (Mohammed et al., 2020). A comparison of element concentrations in the soil with world mean values that As and Zn in both top and sub soil samples exceeded reference values, with the highest levels found in S11 (topsoil), and S2 and S4

(subsoil). S11 (adjacent to the municipal landfill) was identified as the most contaminated topsoil sample, while S4 (south of the study area) was the most contaminated subsoil sample. potentially toxic elements such as Cu, Pb, Ni, Cr, and Mo showed elevated concentrations across different stations. In the sludge sample from the industrial landfill pond (S8), potentially toxic elements concentrations varied significantly. Overall, As, Cu, Pb, Mo, Ni, and Cr showed higher concentrations compared to world soil averages (Kabata-Pendis and Mukherjee, 2007). The highest enrichment of As, Cu, Pb, Cd, and Zn was observed in the vicinity of the municipal waste landfill (S11) and Mo in the north of the sampling area (S1) (Fig 2). The ecological risk assessment indicated that most samples posed a low risk, except for S10 (near the municipal waste landfill), S11, and S12 (wasteland near the road), which exhibited high ecological risk. S11 (adjacent to the municipal landfill) had the highest ecological risk potential, particularly for As (423.4, very severe risk). The overall ecological risk index was also elevated in S10, S11, and S12, with S11 classified as very high risk and the other two in the significant risk category (Mazhari et al., 2019) (Fig 3). The HQ values for all

elements across all three exposure pathways were below 1 for both age groups, indicating no adverse health effects. The HI index was below 1 for all stations except S11, suggesting non-carcinogenic health risk only in this station. Carcinogenic risk from ingestion was confirmed for As and Cr in both age groups, while Pb posed carcinogenic risk via all exposure pathways, and Ni through ingestion. Cu via dermal contact remained within acceptable limits (Kabir et al., 2022). Principal Component Analysis (PCA) identified three main factors: Factor 1 (geogenic elements: Al, Fe, Ni, and Cr), Factor 2 (anthropogenic elements: As, Cd, Cu, Pb, and Zn, linked to landfill pollution), and Factor 3 (Hg and Mo, also anthropogenic). Cluster analysis revealed that S11 (adjacent to the municipal landfill) was the most contaminated sample, distinctly separate from other samples. However, samples from S7, S9, and S10, located near the landfill, showed strong correlations. Despite the current limited spread of contamination, there is a potential risk of pollutant migration over time (Liu et al., 2023).

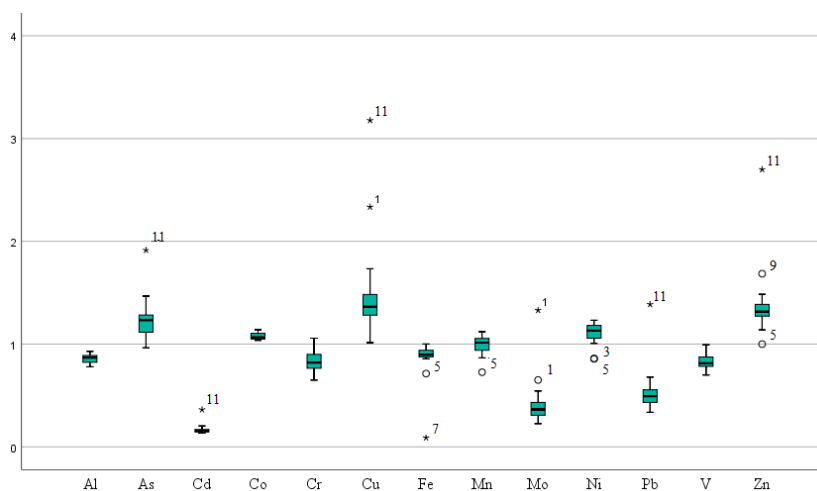


Fig. 2. Box plot of enrichment coefficient of soil samples

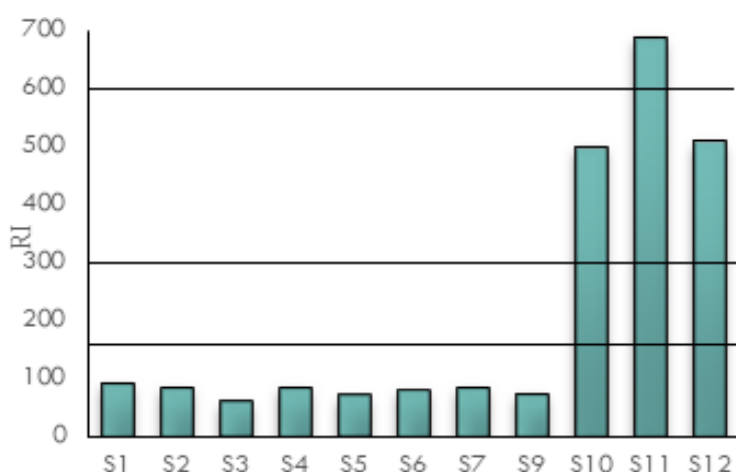


Fig. 3. Comparison of total ecological risk values of soil samples

### Conclusions

In this study, the impact of the Mohammadabad landfill on the quality of the surrounding soils was examined based on sampling data. The results showed that the low enrichment of elements and the moderate potential ecological risk of potentially toxic elements in the study area are influenced by human activities, particularly in proximity to the municipal landfill. The sample collected near the municipal waste disposal site showed the highest contamination and contained significant amounts of As, Cu, Pb, and Zn. The analysis of health risk assessment results showed that in most stations, the non-carcinogenic and carcinogenic risks of potentially toxic elements are low. However, the sample taken from the vicinity of the municipal waste disposal site exhibited a total non-carcinogenic hazard index (HI) above the permissible limit, indicating potential adverse effects on human health. Principal component and cluster analyses also confirmed that metal pollutants in this area primarily originate from anthropogenic sources, especially the landfill. Nevertheless, the transfer of pollutants to the surrounding environment is currently limited, but their dispersion over time remains a possibility. Therefore, continuous monitoring and the implementation of control measures are recommended to mitigate environmental and health impacts.

### References

- Ali, M.M., Rahman, S., Islam, M.S., Rakib, M.R.J., Hossen, S., Rahman, M.Z., Kormoker, T., Idris, A.M., Phoungthong, K., 2022. Distribution of heavy metals in water and sediment of an urban river in a developing country: A probabilistic risk assessment. *International journal of sediment research* 37(2), 173-187.
- FAO, 2019. Standard operating procedure for handling and preparation of soil samples for chemical and physical analyses. Revision of steps in the SOP, final discussion and agreement.
- Kabir, M.H., Wang, Q., Rashid, M.H., Wang, W., Isobe, Y., 2022. Assessment of bioaccessibility and health risks of toxic metals in roadside dust of Dhaka City, Bangladesh. *Atmosphere* 13(3), 488.
- Kabata-Pendias, A. and Mukherjee, A.B., 2007. *Humans* (pp. 67-83). Springer Berlin Heidelberg.
- Liu, J., Kang, H., Tao, W., Li, H., He, D., Ma, L., Tang, H., Wu, S., Yang, K., Li, X., 2023. A spatial distribution-Principal component analysis (SD-PCA) model to assess pollution of heavy metals in soil. *Science of The Total Environment* 859, 160112.
- Li, N., Sack, D., Sun, J., Liu, S., Liu, B., Wang, J., Gao, G., Li, D., Song, Z., Jie, D., 2020. Quantifying the carbon content of aeolian sediments: Which method should we use?. *Catena* 185, p.104276.
- Mazhari, S. A., 2019. *Soil Pollution*, Payam Noor Publications, p. 288. (in persian).
- Mohammed, S., Khallouf, A., Kiwan, S., Alhenawi, S., Ali, H., Harsányi, E., Kátai, J., Habib, H., 2020. Characterization of major soil orders in Syria. *Eurasian Soil Science* 53, 420-429.
- Obiri-Nyarko, F., Duah, A.A., Karikari, A.Y., Agyekum, W.A., Manu, E., Tagoe, R., 2021. Assessment of heavy metal contamination in soils at the Kpone landfill site, Ghana: Implication for ecological and health risk assessment. *Chemosphere* 282, 131007.

- Shormij, G., 2015. Qazvin Province Geography. Iranian Textbook Publishing Company, Tehran. 136 . (in persian).
- Torkashvand, J., Saeedi-Jurkuyeh, A., Rezaei Kalantary, R., Gholami, M., Esrafil, A., Yousefi, M., Farzadkia, M., 2022. Preparation of a cellulose acetate membrane using cigarette butt recycling and investigation of its efficiency in removing heavy metals from aqueous solution. *Scientific Reports* 12(1), 20336.
- Thongyuan, S., Khantamoon, T., Aendo, P., Binot, A., Tulayakul, P., 2021. Ecological and health risk assessment, carcinogenic and non-carcinogenic effects of heavy metals contamination in the soil from municipal solid waste landfill in Central, Thailand. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal* 27(4), 876-897.
- USEPA., 2013. Field pH Measurement, (SESDPROC-100-R3).
- Wan, M., Hu, W., Wang, H., Tian, K., Huang, B., 2021. Comprehensive assessment of heavy metal risk in soil-crop systems along the Yangtze River in Nanjing, Southeast China. *Science of the Total Environment* 780, 146567.
- Wdowczyk, A., Szymańska-Pulikowska, A., 2021. Analysis of the possibility of conducting a comprehensive assessment of landfill leachate contamination using physicochemical indicators and toxicity test. *Ecotoxicology and environmental safety* 221, 112434.
- Yousefi, M., Oskoei, V., Jonidi Jafari, A., Farzadkia, M., Hasham Firooz, M., Abdollahinejad, B., Torkashvand, J., 2021. Municipal solid waste management during COVID-19 pandemic: effects and repercussions. *Environmental Science and Pollution Research* 28(25), 32200-32209.

#### CRediT authorship contribution statement

|  |  |
|--|--|
| <br><b>Meisam Rastegari Mehr</b>  | Conceptualization<br>Validation<br>Writing - Review & Editing<br>Project administration<br>Investigation                               |
| <br><b>Fatemeh Najafi</b>        | Writing - Original Draft<br>Formal analysis  |
| <br><b>Ata Shakeri</b>          | Conceptualization, Validation<br>Resources, Writing - Review & Editing<br>Funding acquisition, Project administration<br>Investigation |
| <br><b>Leyla Abdollahbeglou</b> | Funding acquisition<br>Investigation<br>Writing - Original Draft   |





Research Article

OPEN ACCESS

Kharazmi Journal of Earth Sciences

Journal homepage <https://gnf.khu.ac.ir>

## ارزیابی آلودگی عناصر بالقوه سمی در خاک اطراف محل دفن زباله محمدآباد، استان قزوین

میثم رستگاری<sup>مهر\*</sup>، فاطمه نجفی<sup>۲</sup>، عطا شاکری<sup>۳</sup>، لیلا عبدالله بگلو<sup>۴</sup>

۱. گروه زمین‌شناسی کاربردی، دانشکده علوم زمین، دانشگاه خوارزمی، تهران، ایران.
۲. گروه زمین‌شناسی کاربردی، دانشکده علوم زمین، دانشگاه خوارزمی، تهران، ایران.
۳. گروه زمین‌شناسی کاربردی، دانشکده علوم زمین، دانشگاه خوارزمی، تهران، ایران.
۴. گروه زمین‌شناسی کاربردی، دانشکده علوم زمین، دانشگاه خوارزمی، تهران، ایران.

## چکیده

## اطلاعات مقاله

هدف از این مطالعه، پایش آلودگی عناصر بالقوه سمی در خاک‌های اطراف محل دفن زباله محمدآباد، و تعیین منشأ و ارزیابی خطر سلامتی است. برای این منظور از ۱۱ ایستگاه نمونه‌برداری، تعداد ۱۹ نمونه خاک از پیرامون محل دفن زباله و ۱ نمونه رسوب از استخرهای ترسیب شیرآبه برداشته شد. غلظت عناصر در نمونه‌های خاک و رسوب با دستگاه ICP-MS اندازه‌گیری و داده‌ها با استفاده از روش‌های آماری و شاخص‌های ژئوشیمیایی تجزیه و تحلیل شد. نتایج مشخص کرد که بیشترین آلودگی مربوط به آرسنیک، مس، نیکل، کبالت، منگنز و روی و آلوده‌ترین نقطه در مجاورت محل انباشت پسماند شهری بود. رسوب استخر صنعتی نیز آلودگی شدید نسبت به عناصر بالقوه سمی داشت. ارزیابی‌ها نشان داد شاخص بار آلودگی در بیشتر ایستگاه‌ها در رده خطر قابل توجه و خطر بوم‌شناختی برخی نمونه‌ها (واقع در مجاورت محل انباشت پسماند شهری و جنوب منطقه نمونه‌برداری) بسیار شدید بود. خطر سلامتی در نمونه برداشت‌شده از مجاورت محل انباشت پسماند برای تمامی عناصر از مسیر بلع ( $HI > 1$ ) در کودکان و بزرگسالان وجود داشت. خطر سرطان‌زایی برای آرسنیک و کروم از مسیر بلع قابل توجه و برای سرب از تمامی مسیرها جدی بود، در حالی که نیکل از مسیر بلع در محدوده قابل قبول قرار داشتند. تحلیل‌های آماری شامل تحلیل مولفه اصلی و تحلیل خوشه‌ای نشان داد که عناصر آرسنیک، مس، سرب، کادمیم و روی بیش از سایر عناصر تحت تاثیر منابع انسان‌زاد قرار دارند که احتمالاً ناشی از تأثیر مستقیم محل دفن زباله است. همچنین بر اساس آزمون T مشخص شد که بین غلظت میانگین عناصر در نمونه‌های سطحی و عمقی خاک تفاوت چندانی وجود ندارد. در نهایت نتایج بر اهمیت مدیریت و دفع ایمن لجن استخر شیرابه صنعتی به دلیل وجود غلظت نسبتاً بالای برخی عناصر از جمله آرسنیک، مس و روی تأکید کرد.

## تاریخچه مقاله

دریافت: ۱۴۰۳/۰۹/۰۸

پذیرش: ۱۴۰۳/۰۹/۳۰

## واژه‌های کلیدی

لندفیل، شیرابه، فلزات سنگین، سرطان‌زایی، پسماند.



## مقدمه

می‌شوند. تنوع و حجم بالای این پسماندها، سیستم‌های مدیریت پسماند را با چالش‌های جدی روبرو ساخته است (Yousefi et al., 2021; Torkashvand et al., 2022). دفن به عنوان یکی از قدیمی‌ترین و رایج‌ترین روش‌های دفع پسماندهای جامد شهری، به دلیل سهولت اجرا و هزینه نسبتاً پایین، همچنان در بسیاری از کشورها، به ویژه کشورهای در حال توسعه، مورد استفاده قرار می‌گیرد (Wdowczyk and Szymańska-Pulikowska, 2021). با

مدیریت پسماندهای جامد شهری (Municipal solid waste) به دلیل افزایش روزافزون تولید زباله ناشی از رشد جمعیت، شهرنشینی و تغییر الگوهای مصرف، به یک چالش جهانی تبدیل شده است. پسماندهای جامد شهری شامل طیف وسیعی از مواد زائد مانند پلاستیک‌ها، شیشه، مواد غذایی، فلزات، کاغذ و سایر مواد مشابه است که از فعالیت‌های مختلف تجاری، مسکونی، صنعتی و اداری تولید

DOI <http://doi.org/10.22034/KJES.2024.10.2.107781>\*نویسنده مسئول: میثم رستگاری مهر [rastegar.m@khu.ac.ir](mailto:rastegar.m@khu.ac.ir)

استناد به این مقاله: رستگاری، مهر، م، نجفی، ف، شاکری، ع، عبدالله بگلو، ل. (۱۴۰۳). ارزیابی آلودگی عناصر بالقوه سمی در خاک اطراف محل دفن زباله محمدآباد، استان قزوین. مجله علوم زمین خوارزمی. جلد ۱۰، شماره ۲، صفحه ۵۱۵ تا ۵۳۷. <http://doi.org/10.22034/KJES.2024.10.2.107781>



بر نیاز به نظارت موثر و استراتژی‌های اصلاحی تاکید می‌کند. مطالعه وضعیت آلودگی خاک در محل دفن زباله محمدآباد قزوین به عناصر بالقوه سمی، با هدف ارزیابی تأثیر فعالیت‌های این سایت بر غلظت عناصر در خاک‌های اطراف انجام شده است. این بررسی می‌تواند اطلاعات ارزشمندی در خصوص خطرات اکولوژیکی و سلامتی ناشی از دفن پسماند در این منطقه ارائه دهد.

## مواد و روش‌ها

### منطقه مورد مطالعه

محل دفن زباله محمدآباد در انتهای جاده قزوین-بوئین‌زهره، در فاصله ۲ کیلومتری روستای محمدآباد و ۳۵ کیلومتری قزوین واقع شده است (شکل ۱). اقلیم منطقه بر اساس روش دومارتن، خشک سرد و بر اساس روش آمبرژه، بیابانی است. بادهای غالب از شمال غرب به جنوب شرق می‌وزند (Shormij, 2015). میزان بارندگی در استان از ۲۰۰ تا ۵۰۰ میلی‌متر در سال متغیر است (National Meteorological Organization, 2020). منطقه از نظر زمین‌شناسی در زون البرز و ایران مرکزی قرار گرفته و شامل واحدهای زمین‌شناسی گدازه‌های آندزیتی و بازالتی، کنگلومرا-ماسه‌سنگ و مارن‌های ژیبسی قرمز، توف سبز، آهک‌های دولومیتی-ماسه‌سنگ‌های شیلی، تراس‌های جوان و قدیمی، کفه‌های سیلتی و رسی و آبرفت‌های سیلابی به سن میوسن، پلیوسن و نهشته‌های کواترنری است (Darvishzadeh, 2004). بر اساس رده‌بندی USDA (Soil Survey Staff, 1999)، خاک منطقه از نوع Aridisol بوده و به دلیل عدم تعادل بارش و تبخیر، دارای مقادیر بالای نمک است. زمین‌های اطراف محل دفن زباله عمدتاً زیر کشت گندم، چغندر قند و یونجه قرار دارند و واحدهای صنعتی در شمال شرق و جنوب آن واقع شده‌اند که از غرب و شرق به زمین‌های کشاورزی و از جنوب غرب به روستای محمدآباد منتهی می‌شود.

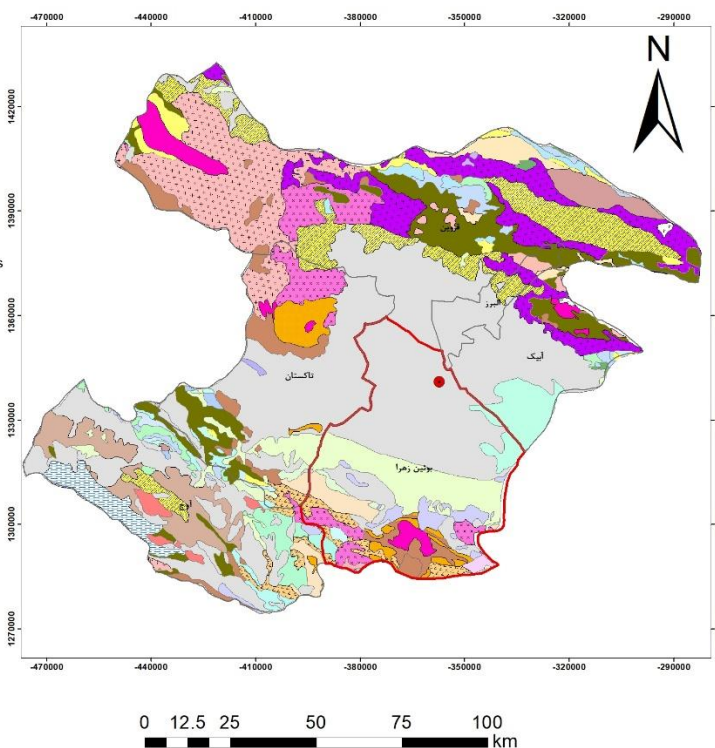
این‌حال، این روش دارای پیامدهای زیست‌محیطی قابل توجهی است. محل‌های دفن زباله به مثابه یک رآکتور زیستی پیچیده عمل می‌کنند که در آن فرآیندهای زیستی، فیزیکی و شیمیایی متعددی رخ می‌دهد. تجزیه مواد آلی موجود در پسماندها منجر به تولید بیوگاز (متان و دی‌اکسید کربن) و شیرابه می‌شود (Nanda and Berruti, 2021). آلودگی خاک نه تنها توسط شیرابه بلکه به دلیل فرآیندهای مختلف انجام‌شده در محل دفن زباله شامل انتقال، خاکبرداری و ... اتفاق افتاده و تحت تأثیر عوامل متعددی از جمله ترکیب پسماند، سن محل دفن، مرحله تخریب، فناوری‌های مورد استفاده در محل دفن و شرایط آب و هوایی قرار دارد. عناصر بالقوه سمی موجود در پسماندها به دلیل سمیت بالا، قابلیت تجمع زیستی و پایداری در محیط، از مهمترین آلاینده‌های نگران‌کننده هستند. تجمع این فلزات در خاک می‌تواند منجر به اختلال در فعالیت‌های میکروبی خاک، کاهش حاصلخیزی و ورود آنها به زنجیره غذایی شود که خطرات جدی برای سلامت انسان و محیط زیست به همراه دارد (Beinabaj et al., 2023). در سال‌های اخیر، مطالعاتی که به بررسی آلودگی عناصر بالقوه سمی از محل‌های دفن زباله می‌پردازد، خطرات زیست‌محیطی قابل توجهی را برجسته می‌کند. مطالعه مکولکه و انگول جیم (Makuleke and Ngole-Jeme, 2020)، بر روی محل دفنی در زیمبابوه، آلودگی گسترده خاک، به ویژه در عمق ۳۰ تا ۶۰ سانتی‌متری، با آهن، روی، و مس به عنوان آلاینده‌های غالب را نشان داد. بیناباج و همکاران (Beinabaj et al., 2023)، با بررسی محل‌های دفن زباله تهران، تأثیر قابل توجه شیرابه بر غلظت عناصر بالقوه سمی خاک را نشان داد که منگنز بیشترین شیوع را داشت و بر خطرات زیست‌محیطی تأکید داشت. حسین و همکاران (Hussein et al., 2021)، آلودگی عناصر بالقوه سمی را در شیرابه و خاک‌های محل‌های دفن زباله مختلف در مالزی مورد بررسی قرار دادند و غلظت هشداردهنده فلزاتی مانند آرسنیک و کروم، به ویژه در محل‌های دفن زباله غیربهداشتی را نشان دادند. این مطالعات، خطرات زیست‌محیطی قابل توجهی را به دلیل شسته‌شدن فلزات، که کیفیت خاک و سلامت عمومی را تهدید می‌کند، برجسته می‌کند و در مجموع

## Geological map of Qazvin province

اقتباس از نقشه ۱:۱۰۰۰۰۰ سازمان زمین شناسی ایران، ۱۳۸۱

### Legend

- Mohammadabad landfill
- Study area in Buin Zahra County
- Stream channel, braided channel, flood plain deposits
- Clay flat
- High level piedmont fan and vally terrace deposits
- Low level piedmont fan and vally terrace deposits
- Marl, calcareous sandstone, sandy limestone
- Ligth - red to brown marl and gypsiferous marl
- QOM FM
- Gypsum
- Lower Shale Member
- Andesitic volcanic
- Andesitic volcanics
- Basaltic volcanic rocks
- Dacitic andesitic volcanic tuff
- KARAJ FM
- Nummulitic limestone
- Rhyolitic to rhyodacitic volcanics
- Rhyolitic to rhyodacitic volcanosediment
- Dacitic to Andesitic volcanic
- Light-red coarse grained, polygenic conglomerate
- Upper cretaceous, undifferentiated rocks
- Basaltic volcanic
- TIZKUH FM
- LAR FM
- Hamadan Phyllites
- SHEMSHAK FM
- BARUT FM
- SOLTANIEH FM



شکل ۱- نقشه زمین شناسی استان قزوین (Geological Survey of Iran, 2002) و موقعیت جغرافیایی منطقه مورد مطالعه در شهرستان بوئین زهرا  
 Fig. 1. Geological map of Qazvin province (Geological Survey of Iran, 2002) and geographical location of the study area in Buin Zahra County

نمونه خاک سطحی برداشت شد. همچنین یک نمونه رسوب از لجن داخل استخر شیرابه صنعتی نمونه برداری شد.

پس از انتقال نمونه‌ها به آزمایشگاه، نمونه‌های خاک در هوای اتاق خشک و پس از همگن شدن با هاون چینی و عبور از الک ۲۳۰ مش، برای آنالیز شیمیایی با ICP-MS (هضم به روش چهار اسید) (Wan et al., 2021; FAO, 2019)، به آزمایشگاه زرازا ارسال شدند. این بخش ریزدانه خاک (سیلت و رس) در جذب آلاینده‌ها نقش اساسی دارد. بخشی از نمونه‌ها نیز پس از عبور از الک ۲ میلی‌متر، برای اندازه‌گیری پارامترهای فیزیکوشیمیایی استفاده شد.

## نمونه برداری خاک

در این مطالعه با توجه به شرایط منطقه و با استفاده از روش قضاوتی (Judgmental sampling method)، در نهایت تعداد ۱۱ ایستگاه برای نمونه برداری خاک تعیین شد (شکل ۲). در ۸ ایستگاه نمونه برداری، برداشت به صورت سطحی و عمقی انجام شد، بدین صورت که یک نمونه از عمق ۰ تا ۵ سانتی متری و یک نمونه نیز از عمق ۲۰ تا ۲۵ سانتی متر برداشته شد. در ۳ ایستگاه نمونه برداری تنها





شکل ۲- موقعیت نقاط نمونه برداری در محدوده مطالعاتی (اقتباس از Google Earth)

Fig. 2. Location of sampling points in the study area (adapted from Google Earth)

ضریب غنی‌شدگی نشان‌دهنده مقدار افزایش غلظت یک عنصر نسبت به غلظت طبیعی آن در پوسته، سنگ بستر یا خاک است (Eby, 2004). این ضریب از رابطه ۲ محاسبه می‌شود:

$$EF = \frac{[(C_n)/(C_{ref})]_{\text{Soil}}}{[(B_n)/(B_{ref})]_{\text{Background}}} \quad (2)$$

در رابطه ۲،  $C_n$  غلظت عنصر مورد نظر در نمونه،  $C_{ref}$  غلظت عنصر مرجع در نمونه،  $B_n$  غلظت عنصر مورد نظر در زمینه و  $B_{ref}$  غلظت عنصر مرجع در زمینه است. در این مطالعه از میانگین غلظت عناصر در خاک جهانی به عنوان محیط مرجع و عنصر اسکاندیم به عنوان عنصر مرجع استفاده شد که دلیل آن ضریب تغییرات کمتر این عنصر نسبت به سایر عناصر قابل استفاده به عنوان مرجع بود. بر اساس مقادیر ضریب غنی‌شدگی، ۷ دسته آلودگی شناسایی می‌شود:  $EF < 1$  نشان‌دهنده عدم غنی‌شدگی،  $1 < EF < 3$  نشان‌دهنده غنی‌شدگی کم،  $3 < EF < 5$  نشان‌دهنده غنی‌شدگی متوسط،  $5 < EF < 10$  نشان‌دهنده غنی‌شدگی نسبتاً شدید،  $10 < EF < 25$  نشان‌دهنده غنی‌شدگی شدید،  $EF < 50$  و  $EF > 50$  نشان‌دهنده غنی‌شدگی بسیار شدید (very severe) و  $EF > 50$

برای اندازه‌گیری pH و EC، از دستگاه‌های قابل حمل Hatch و Hanna 9812-5 (کالیبره‌شده) طبق پروتکل 9045 سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا (USEPA, 2013) استفاده شد. بدین منظور، ۵۰ گرم خاک با ۵۰ میلی‌لیتر آب مقطر مخلوط و پس از هم‌زدن و ته‌نشینی ذرات، pH و EC محلول قرائت شد. برای محاسبه درصد کربن آلی کل (TOC)، ابتدا یک گرم از هر نمونه را به مدت ۱۲ ساعت در دمای ۱۰۵ درجه سانتی‌گراد خشک شد و سپس به مدت ۴ ساعت در دمای ۵۵۰ درجه سانتی‌گراد در کوره قرار گرفت (Li et al., 2020) و با استفاده از رابطه زیر، TOC محاسبه گردید:

$$TOC = \frac{(W_{105} - W_{550})}{W_{105}} \times 100 \quad (1)$$

TOC: درصد کربن آلی کل هر یک از نمونه‌های خاک،  $W_{105}$ : وزن نمونه‌های خاک بعد از قراردادن در کوره در دمای ۱۰۵ درجه - سانتی‌گراد،  $W_{550}$ : وزن نمونه‌های خاک بعد از قرار دادن در کوره در دمای ۵۵۰ درجه سانتی‌گراد.

## روش‌های تحلیل داده‌های خاک

### ضریب غنی‌شدگی

در سال ۱۹۸۰ یک شاخص کلی از آلودگی بر مبنای داده‌های یکپارچه برای عناصر بالقوه سمی را ارائه شد که به منظور ارزیابی ریسک آلودگی خاک استفاده گردیده و شاخص ارزیابی خطر بوم-شناختی نام گرفت (Hakanson, 1980). بر این اساس جمع عددی آلاینده‌های خاص دلالت بر درجه نهای آلودگی خاک دارد، این شاخص از طریق رابطه ۳ و ۴ محاسبه می‌شود:

$$RI = \sum_i^n E_r^i \quad (4)$$

در روابط ۳ و ۴، RI شاخص خطر بوم‌شناختی کل،  $E_r$  پتانسیل خطر بوم‌شناختی هر یک از فلزات مورد مطالعه است (Zhu et al., 2012). این شاخص به چهار رده تقسیم می‌شود. در جدول ۱ رده‌بندی پتانسیل خطر بوم‌شناختی و شاخص خطر بوم‌شناختی کل ارائه شده است (Ali et al., 2022; Hakanson, 1980).

نشان‌دهنده غنی‌شدگی فوق‌العاده بالا (Extremely sever) است (Ali et al., 2022).

### پتانسیل خطر بوم‌شناختی

این شاخص به منظور بررسی خطر بوم‌شناختی هر یک از آلاینده‌ها استفاده می‌شود و حاصل ضرب فاکتور آلودگی هر عنصر در فاکتور سمیت زیست‌شناختی می‌باشد و از رابطه ۳ بدست می‌آید (Hakanson, 1980).

$$E_r^i = T_r^i \times C_f^i \quad (3)$$

در رابطه ۳،  $T_r$  فاکتور سمیت زیست‌شناختی برای هر فلز و  $C_f$  فاکتور آلودگی همان فلز است. مقادیر فاکتور سمیت زیست‌شناختی برای عناصر به ترتیب ۲=وانادیم، ۵=سرب، روی و مس، ۳۰=کادمیم، ۶=نیکل، ۱۸=مولیبدن، ۱=منگنز و ۱۰=کروم و آرسنیک است. پتانسیل خطر بوم‌شناختی عناصر به پنج رده، از خطر کم ( $E_r < 40$ ) تا بسیار خطرناک ( $E_r > 320$ ) تقسیم می‌شود (Ali et al., 2022).

جدول ۱- رده‌بندی پتانسیل و شاخص خطر بوم‌شناختی (Hakanson, 1980)

Table 1. Classification of potential and ecological risk index (Hakanson, 1980)

|       | خطر کم        | خطر متوسط           | خطر قابل توجه       | خطر شدید             | خطر بسیار شدید |
|-------|---------------|---------------------|---------------------|----------------------|----------------|
| $E_r$ | $E_r \leq 40$ | $40 < E_r \leq 80$  | $80 < E_r \leq 160$ | $160 < E_r \leq 320$ | $320 \leq E_r$ |
| $RI$  | $RI < 150$    | $150 \leq RI < 300$ | $300 \leq RI < 600$ | -                    | $600 \leq RI$  |

انسان، چه در خردسالان و چه در بزرگسالان تعیین شد. پارامترهای مورد استفاده برای ارزیابی خطر سلامت از طریق مسیرهای قرار گرفتن در معرض مختلف، برای خاک استفاده شد (DEA, 2010; USEPA, 2004). میانگین دریافت روزانه (mg/kg) (ADD) فلز سمی بالقوه از طریق بلع خاک ( $ADD_{ing}$ )، تماس پوستی با خاک ( $ADD_{dermal}$ ) و استنشاق ذرات خاک ( $ADD_{inh}$ ) به شرح زیر برآورد شد. توصیف سایر پارامترهای رابطه‌های زیر، در جدول ۲ آورده شده است.

$$ADD_{ing} = \frac{C \times R_{ing} \times CF \times EF \times ED}{BW \times AT} \quad (5)$$

### ارزیابی خطر سلامتی

قرارگرفتن مستقیم انسان در معرض خاک آلوده به عناصر بالقوه سمی می‌تواند از طریق بلع تصادفی، استنشاق و تماس پوستی با خاک و گرد و غبار رخ دهد. جمع‌آوری زباله توسط ساکنین خصوصاً خردسالان، کارگران محل دفن زباله، کشاورزان، دامداران و ساکنین روستای محمدآباد، به دلیل فعالیت‌های خود، به احتمال زیاد در معرض خاک آلوده به عناصر بالقوه سمی خواهند بود. ارزیابی خطر غیرسرطان-زایی و سرطان‌زایی از طریق سه مسیر قرار گرفتن در معرض، شامل بلع، تماس پوستی، و استنشاق، برای شناسایی ارزیابی خطر سلامت در

برای ریسک (Chen, 2018; USEPA, 2002; USEPA, 2010). بالقوه کلی ناشی از بیش از یک فلز سنگین، HQs را می‌توان برای ایجاد یک HI برای تخمین ریسک ترکیبی اضافه کرد. HQ یا  $HI \geq 1$  نشان می‌دهد که خطرات غیرسرطان‌زایی حتی برای جمعیت‌های در معرض بعید است، در حالی که HQ یا  $HI < 1$ ، نشان‌دهنده نگرانی برای اثرات نامطلوب است. برای مواد سرطان‌زا، خطر به عنوان احتمال افزایشی ابتلای فرد به سرطان در طول زندگی در نتیجه قرارگرفتن در معرض مواد سرطان‌زا بالقوه تخمین زده می‌شود (Aluko et al., 2018; Hu et al., 2017; Luo et al., 2012). خطر سرطان‌زایی بالقوه را می‌توان با استفاده از معادله زیر محاسبه کرد:

$$\text{Risk}_{\text{pathway}} = \sum \text{ADD}_i \times \text{CSF}_i \quad (10)$$

در این معادله،  $\text{ADD}_i$  نشان‌دهنده میانگین جذب روزانه (mg/kg/day) و  $\text{CSF}_i$  نشان‌دهنده فاکتور شیب سرطان (mg/kg/day) است. خطر سرطان‌زایی برای سلامت انسان از خاک می‌تواند ناچیز ( $10^{-6} < \text{خطر}$ )، قابل قبول یا قابل تحمل ( $10^{-6} < \text{خطر} < 10^{-4}$ ) خطر ( $10^{-4} < \text{خطر}$ ) و زیاد ( $10^{-4} > \text{خطر}$ ) باشد (Thongyuan et al., 2020).

$$\text{ADD}_{\text{inh}} = \frac{C \times R_{\text{inh}} \times \text{EF} \times \text{ED}}{\text{PEF} \times \text{BW} \times \text{AT}} \quad (6)$$

$$\text{ADD}_{\text{derm}} = \frac{C \times \text{SA} \times \text{CF} \times \text{AF} \times \text{ABS} \times \text{EF} \times \text{ED}}{\text{BW} \times \text{AT}} \quad (7)$$

خطر غیر سرطان‌زایی با خارج قسمت خطر (HQ) مشخص می‌شود. HQ نسبت ADD یک عنصر به دوز مرجع آن (RfD) برای همان مسیر است (USEPA, 1989). که با معادله زیر محاسبه می‌شود:

$$\text{HQ} = \frac{\text{ADD}}{\text{RfD}} \quad (8)$$

شاخص خطر (HI) برای ارزیابی پتانسیل کلی برای اثرات غیرسرطان‌زایی ناشی از عناصر بالقوه سمی توسعه یافته است. این نتیجه حاصل از مجموع کل HQهای ناشی از عناصر بالقوه سمی جداگانه است که به شرح زیر محاسبه می‌شود:

$$\text{HI (Hazard Index)} = \sum \text{HQ} \quad (9)$$

USEPA مقدار RfD را برای عناصر بالقوه سمی انتخابی در مسیرهای مختلف قرارگیری در معرض ارائه می‌کند (Aluko et al., 2018; Chen et al., 2015; Rinklebe et al., 2019; Sun and

جدول ۲- ضریب‌های تعریف‌شده در رابطه‌های بلع، استنشاق و تماس پوستی (Thongyuan et al., 2020)

Table 2. Coefficients defined in the relationships of ingestion, inhalation, and skin contact (Thongyuan et al., 2020)

| پارامتر          | تعریف                         | واحد                    | مقدار در خردسالان | مقدار در بزرگسالان | مرجع        |
|------------------|-------------------------------|-------------------------|-------------------|--------------------|-------------|
| $R_{\text{ing}}$ | نرخ بلع خاک                   | mg/kg                   | 200               | 100                | USEPA, 2011 |
| EF               | فراوانی در معرض قرارگیری      | day/year                | 350               | 350                | USEPA, 2011 |
| ED               | مدت زمان در معرض قرارگیری     | Years                   | 6                 | 30                 | USEPA, 2011 |
| BW               | وزن بدن شخص در معرض قرارگرفته | Kg                      | 15                | 70                 | USEPA, 2011 |
| CF               | ضریب تبدیل                    | mg/kg                   | 0.000001          | 0.000001           | Li, 2011    |
| AT               | مدت زمان میانگین (سرطان‌زا)   | Days                    | $ED \times 365$   | $ED \times 365$    | EPA, 2011   |
| $R_{\text{inh}}$ | نرخ استنشاق                   | $\text{m}^3/\text{day}$ | 10                | 30                 | USEPA, 2002 |
| PEF              | ضریب انتشار ذرات              | $\text{m}^3/\text{kg}$  | $1.3 \times 10^9$ | $1.3 \times 10^9$  | USEPA, 2002 |
| AF               | ضریب چسبندگی خاک به پوست      | $\text{mg}/\text{cm}^2$ | 0.2               | 0.07               | USEPA, 2002 |
| SA               | مساحت سطح پوست در معرض خاک    | $\text{Cm}^2$           | 10                | 20                 | USEPA, 2002 |
| ABS              | ضریب جذب پوستی                |                         | 0.1               | 0.1                | Wei, 2015   |

## روش‌های آماری

در این مطالعه با استفاده از نرم‌افزار SPSS، روش‌های آماری تحلیل خوشه‌ای (Cluster Analysis)، تحلیل مؤلفه اصلی (Principal Component Analysis-PCA) و آزمون T غیروابسته (Independent samples T test) برای مقایسه، تحلیل ژئوشیمیایی داده‌ها و تعیین منشأ انجام شد (Liu et al., 2023; Wang et al., 2020).

## نتایج و بحث

## نتایج آنالیز پارامترهای فیزیکوشیمیایی نمونه‌های خاک

خلاصه آماری نتایج آنالیز نمونه‌های خاک سطحی، عمقی و نمونه رسوب (بر حسب میلی‌گرم بر کیلوگرم) در جدول ۳ آورده شده است. لازم به ذکر است جهت اندازه‌گیری پارامترهای pH، EC و TOC، نمونه‌های سطحی و عمقی خاک ترکیب شده و مقادیر میانگین این پارامترها در هر ایستگاه تعیین شد. نتایج به‌دست‌آمده از آنالیزهای شیمیایی نمونه‌های خاک سطحی و عمقی در منطقه مورد مطالعه،

مقادیر pH را در بازه ۶/۹ تا ۷/۸ (به‌طور میانگین ۷/۴) که بیانگر ویژگی تقریباً خنثی است، نشان داد. بیشترین مقدار pH در نمونه برداشت‌شده از خاک محل انباشت پسماند شهری (نمونه S9) و کمترین مقدار آن در نمونه واقع در شمال منطقه نمونه‌برداری (نمونه S1) اندازه‌گیری شد. مقادیر هدایت الکتریکی (EC) نمونه‌های خاک در بازه ۶/۹ الی ۱۱/۲ میلی‌موس بر سانتی‌متر است و بیشترین مقدار مربوط به نمونه برداشت‌شده از مجاورت محل انباشت پسماند شهری (نمونه S11) و کمترین آن مربوط به نمونه واقع در جنوب منطقه نمونه‌برداری (نمونه S12) می‌باشد. درصد کربن آلی اندازه‌گیری‌شده در نمونه‌های خاک نیز در محدوده ۰/۲۵ تا ۲/۱ درصد است که بیشترین مقدار اندازه‌گیری‌شده آن مربوط به نمونه برداشت‌شده از مجاورت محل انباشت پسماند شهری (نمونه S11) و کمترین آن مربوط به نمونه واقع در شمال منطقه نمونه‌برداری (نمونه S1) است. با توجه به این که نوع خاک در منطقه مورد مطالعه Aridisol است (Mohammed et al., 2020)، شوری بالا و درصد پایین ماده آلی در آن قابل توجیه است چرا که این نوع خاک‌ها در مناطق خشک و بیابانی رایج بوده و اغلب دارای تجمع آهک، سدیم یا نمک هستند و درصد کمی مواد آلی دارند.

جدول ۳- خلاصه آماری نتایج آنالیز نمونه‌های خاک سطحی، عمقی و لجن (میلی‌گرم بر کیلوگرم) و پارامترهای فیزیکوشیمیایی

Table 3. Statistical summary of the results of topsoil, subsoil and sludge samples analysis (mg/kg) and physicochemical parameters

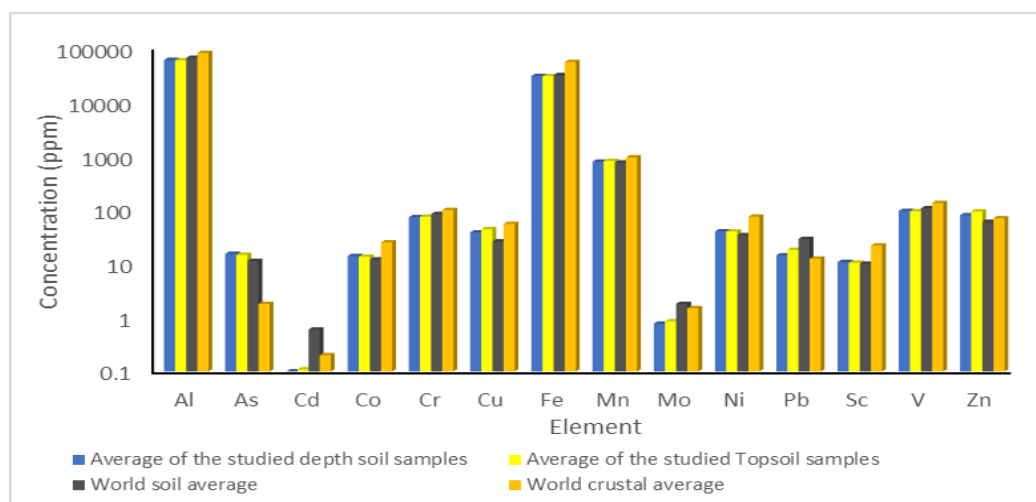
| Elements | Soil sample | Mean  | MIN   | MAX   | STD  | CV    | Sludge sample |
|----------|-------------|-------|-------|-------|------|-------|---------------|
| Al       | Topsoil     | 60309 | 48989 | 72510 | 6911 | 8.726 | 38653         |
|          | Subsoil     | 61243 | 49798 | 71838 | 7215 | 8.489 |               |
| As       | Topsoil     | 14.7  | 12.5  | 19.9  | 2.16 | 6.8   | 19.8          |
|          | Subsoil     | 15.3  | 11.6  | 18    | 2.31 | 6.65  |               |
| Cd       | Topsoil     | 0.11  | 0.1   | 0.2   | 0.03 | 3.62  | 0.2           |
|          | Subsoil     | 0.1   | 0.1   | 0.1   | 0    | 0     |               |
| Co       | Topsoil     | 13.5  | 11.5  | 16    | 1.43 | 9.47  | 14.4          |
|          | Subsoil     | 13.9  | 10.3  | 15.3  | 1.59 | 8.79  |               |
| Cr       | Topsoil     | 75    | 60    | 104   | 13   | 5.9   | 271           |
|          | Subsoil     | 73    | 53    | 87    | 11   | 6.5   |               |
| Cu       | Topsoil     | 43.9  | 30    | 76    | 15.3 | 2.88  | 827           |
|          | Subsoil     | 38.3  | 28    | 47    | 6.94 | 5.51  |               |
| Fe       | Topsoil     | 30627 | 26431 | 35360 | 3383 | 9.05  | 30148         |
|          | Subsoil     | 30846 | 23602 | 36262 | 4671 | 6.6   |               |
| Mn       | Topsoil     | 815   | 700   | 971   | 100  | 8.15  | 369           |
|          | Subsoil     | 788   | 540   | 991   | 158  | 5     |               |

|            |             |      |      |      |      |      |      |
|------------|-------------|------|------|------|------|------|------|
| <b>Mo</b>  | Topsoil     | 0.85 | 0.5  | 2.8  | 0.66 | 1.29 | 13.5 |
|            | Subsoil     | 0.78 | 0.5  | 1.3  | 0.28 | 2.75 |      |
| <b>Ni</b>  | Topsoil     | 39.8 | 31   | 49   | 5.79 | 6.87 | 171  |
|            | Subsoil     | 40.1 | 24   | 50   | 8.32 | 4.82 |      |
| <b>Pb</b>  | Topsoil     | 18.2 | 10   | 37   | 7.24 | 2.51 | 48   |
|            | Subsoil     | 14.4 | 8    | 20   | 3.42 | 4.2  |      |
| <b>Sc</b>  | Topsoil     | 10.5 | 9    | 12.2 | 1.17 | 8.96 | 5.1  |
|            | Subsoil     | 10.8 | 8.2  | 12.3 | 1.23 | 8.76 |      |
| <b>V</b>   | Topsoil     | 94.8 | 80   | 114  | 11.9 | 7.99 | 138  |
|            | Subsoil     | 95.9 | 72   | 118  | 15.4 | 6.22 |      |
| <b>Zn</b>  | Topsoil     | 93.8 | 71   | 149  | 19.9 | 4.71 | 2488 |
|            | Subsoil     | 79.8 | 56   | 94   | 13.4 | 5.95 |      |
| <b>pH</b>  |             | 7.35 | 6.9  | 7.8  | 0.29 | 0.04 | -    |
| <b>EC</b>  | Soil sample | 8.35 | 6.9  | 11.2 | 1.74 | 0.21 | -    |
| <b>%OC</b> |             | 0.83 | 0.25 | 2.1  | 0.78 | 0.94 | -    |

برداشت شده از مجاورت محل دفن زباله صنعتی دیده شد. در نمونه‌های خاک عمقی، بیشینه غلظت عنصر مس در نمونه S2 در شمال منطقه نمونه‌برداری، کروم در نمونه S6 در جنوب منطقه نمونه‌برداری در نزدیکی زمین‌های کشاورزی، سرب در نمونه واقع در شمال منطقه نمونه‌برداری (S1) و مولیبدن در نمونه برداشت شده از جنوب منطقه نمونه‌برداری در کنار جاده (S5) مشاهده شد. عنصر کادمیم هم در تمامی ایستگاه‌ها تقریباً مقدار یکسانی را نشان داد. بررسی‌ها نشان داد در نمونه‌های خاک سطحی و عمقی به ترتیب، نمونه S11 در مجاورت محل انباشت پسماند شهری و نمونه S4 در جنوب منطقه نمونه‌برداری، آلوده‌ترین نمونه‌ها هستند.

مقایسه غلظت عناصر انتخابی با میانگین جهانی غلظت عناصر در خاک و متوسط غلظت پوسته‌ای (Kabata-Pendis and Mukherjee, 2007) به صورت نمودار در شکل ۳ ارائه شده است. این شکل نشان داد که به طور کلی غلظت عناصر آرسنیک و روی در نمونه‌های خاک سطحی و عمقی، بالاتر از مقادیر مرجع بوده و بیشترین مقدار آنها به ترتیب در نزدیکی محل انباشت پسماند شهری و ایستگاه‌های واقع در شمال و جنوب منطقه نمونه‌برداری (به ترتیب S2 و S4) ثبت شد. در نمونه‌های خاک سطحی، بیشینه غلظت عناصر مس، سرب و کادمیم در نزدیکی محل انباشت پسماند شهری، عناصر آهن، کروم، مولیبدن و نیکل در شمال منطقه نمونه‌برداری و عنصر کبالت در نمونه





شکل ۳. مقایسه غلظت عناصر در نمونه‌های خاک سطحی و عمقی با میانگین جهانی خاک و متوسط غلظت پوسته‌ای (Kabata-Pendis and Mukherjee, 2007)

Fig. 3. Comparison of element concentrations in topsoil and subsoil samples with world soil averages and crustal average concentrations (Kabata-Pendis and Mukherjee, 2007)

اطمینان ۹۵ درصد، تفاوت معناداری بین غلظت عناصر در نمونه‌های خاک سطحی و عمقی در منطقه مطالعاتی مشاهده نشد. مطالعات متعددی در زمینه غلظت عناصر بالقوه سمی در خاک اطراف محل‌های دفن زباله انجام شده است که می‌توان نتایج آنها را با مطالعه حاضر مقایسه کرد. جدول ۴ غلظت برخی عناصر مورد مطالعه در خاک اطراف محل دفن زباله محمدآباد را با غلظت آنها در سایر نقاط جهان مقایسه می‌کند. بر این اساس، غلظت کادمیم، سرب و روی در این مطالعه نسبت به سایر مطالعات انجام شده کمتر است. همچنین کبالت در محدوده مطالعاتی محمدآباد غلظت کمتری نسبت به مطالعه انجام شده در غنا و غلظت بیشتری نسبت به نیجریه دارد. آرسنیک نیز در این مطالعه غلظت نسبتاً بیشتری از تانزانیا نشان داد. کروم در مقایسه با تانزانیا غلظت بیشتر و نسبت به چین غلظت کمتری نشان داد. علاوه بر این، نیکل و آهن به ترتیب در مقایسه با نیجریه و غنا غلظت بیشتری در خاک اطراف محل انباشت زباله محمدآباد نشان دادند. همچنین مس نسبت به سایر مطالعات جز غنا که غلظت قابل مقایسه نشان داد، غلظت کمتری از خاک اطراف محل‌های انباشت پسماند در تانزانیا، نیجریه و چین دارد.

در نمونه مربوط به لجن استخر محل دفن زباله صنعتی (نمونه S8) به دلیل ماهیت متفاوت و شکل‌گیری این رسوب از پساب صنعتی، غلظت عناصر بالقوه سمی انتخابی آن بصورت جداگانه مقایسه شده است. همچنین به دلیل نبود استاندارد یا معیاری برای مقایسه غلظت عناصر در لجن حوضچه تبخیر پسماندهای صنعتی، نتایج با میانگین جهانی غلظت عناصر در لجن فاضلاب مقایسه شد که بر این اساس تفاوت چشمگیری بین مقادیر غلظت عناصر همه عناصر به جز کادمیم با میانگین جهانی غلظت آنها در لجن فاضلاب (Kabata-Pendis and Mukherjee, 2007) دیده می‌شود به طوری که بیشینه غلظت عناصر آرسنیک، مس، نیکل، کروم و روی، به ترتیب به ۱۷۱، ۸۲۷، ۱۹/۸، ۲۷۱ و ۲۴۸۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم می‌رسد.

همان گونه که نتایج اولیه نشان داد، بیشتر عناصر در نمونه‌های خاک سطحی تفاوت غلظت اندکی با خاک عمقی نشان دادند. به منظور بررسی سطح معناداری این اختلاف غلظت در سطح و عمق خاک منطقه، با توجه به توزیع نرمال غلظت عناصر، از آزمون T غیروابسته استفاده شد. بر اساس نتایج و با در نظر گرفتن ضریب

جدول ۴- داده های موجود از میانگین غلظت عناصر معمول اندازه گیری شده در خاک اطراف محل دفن زباله مناطق مختلف جهان

Table 4. Literature data on mean concentrations of the common elements determined in soils surrounding landfills of various areas around the world

| Element (mg/kg) | This study | Sanga and Pius (2024) (Tanzania) | Obiri-Nyarko et al., (2024) (Ghana) | Kolawole et al., (2023) (Nigeria) | Zhang et al., (2024) (China) |
|-----------------|------------|----------------------------------|-------------------------------------|-----------------------------------|------------------------------|
| As              | 14.7       | 10.98                            | -                                   | -                                 | -                            |
| Cd              | 0.11       | 10.78                            | -                                   | 8.9                               | 0.59                         |
| Co              | 13.5       | -                                | 418.5                               | 11                                | -                            |
| Cr              | 75         | 59.93                            | -                                   | -                                 | 138.43                       |
| Cu              | 43.9       | 52.9                             | 44.97                               | 179                               | 87.43                        |
| Fe              | 30627      | -                                | 27133                               | -                                 | -                            |
| Mn              | 815        | 464.87                           | 289.9                               | 1084                              | -                            |
| Ni              | 39.8       | 71.74                            | -                                   | 12                                | 68.97                        |
| Pb              | 18.2       | 22.84                            | 112.9                               | 237                               | 47.09                        |
| Zn              | 93.8       | 154.5                            | 147.7                               | 2366                              | 154.86                       |

براساس شکل ۴، در نمونه مجاور محل انباشت پسماند شهری (S11) بیشترین غنی شدگی برای عناصر مس، روی، آرسنیک، سرب و کادمیم و در نمونه برداشت شده از شمال منطقه نمونه برداری (S1) بیشترین غنی شدگی برای مولیبدن دیده می شود. به طور کلی غنی-شدگی بیشتر عناصر در نمونه های خاک، در رده نبود غنی شدگی تا غنی شدگی کم قرار دارد.

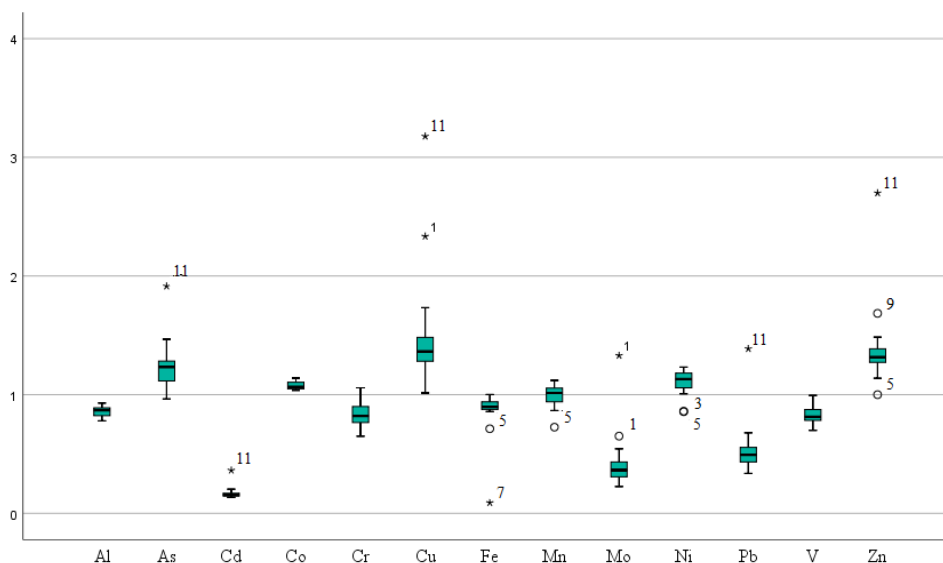
### شاخص های آلودگی خاک

در سال های اخیر مسئله آلودگی خاک ها، رسوبات و آب ها مورد توجه جوامع قرار گرفته است. با استفاده از داده های آزمایشگاهی خاک ها و به کاربردن روابطی مانند ضریب غنی شدگی، خطر بوم شناختی بالقوه و ... می توان این نتایج را جهت کیفی سازی محیط های ژئوشیمیایی استفاده کرد. این روابط با توجه به الگوریتمی که دارند معیارهای مختلفی را جهت تعیین آلودگی ها ارائه می دهند (Ali et al., 2022).

### ضریب غنی شدگی

در تحلیل های زیست محیطی، این ضریب یکی از عوامل مهم در ارزیابی میزان تمرکز عناصر تحت تأثیر عوامل انسان زاد و طبیعی است (Mazhari et al., 2019). محاسبه ضریب غنی شدگی برای عناصر مورد مطالعه در نمونه های خاک منطقه مورد مطالعه بر اساس مقدار میانگین خاک جهانی صورت گرفت و نتایج آن در شکل ۴ ارائه شده است. میانگین مقادیر ضریب غنی شدگی عناصر در نمونه های خاک از روند زیر پیروی می کند:

> آلومینیم > آهن > منگنز > کبالت > نیکل > آرسنیک > روی > مس  
> کادمیم > مولیبدن > سرب > وانادیم > کروم



شکل ۴- نمودار جعبه‌ای ضریب غنی‌شدگی نمونه‌های خاک

Fig. 4. Box plot of enrichment coefficient of soil samples

شدید)، مس به میزان  $135/71$  mg/kg (خطر قابل توجه) و نیکل  $70/83$  mg/kg (خطر متوسط) می‌باشد. خطر بوم‌شناختی بالقوه سایر عناصر در این نمونه در گروه با خطر کم طبقه‌بندی می‌شوند.

۳. در نمونه S12 (جنوب منطقه نمونه‌برداری در کنار جاده) نیز خطر بوم‌شناختی بالقوه آرسنیک به میزان  $329/8$  mg/kg (خطر بسیار شدید)، مس به میزان  $62/5$  mg/kg و نیکل  $77/08$  mg/kg (خطر متوسط) می‌باشد. خطر بوم‌شناختی بالقوه سایر عناصر در این نمونه در گروه با خطر کم طبقه‌بندی می‌شوند.

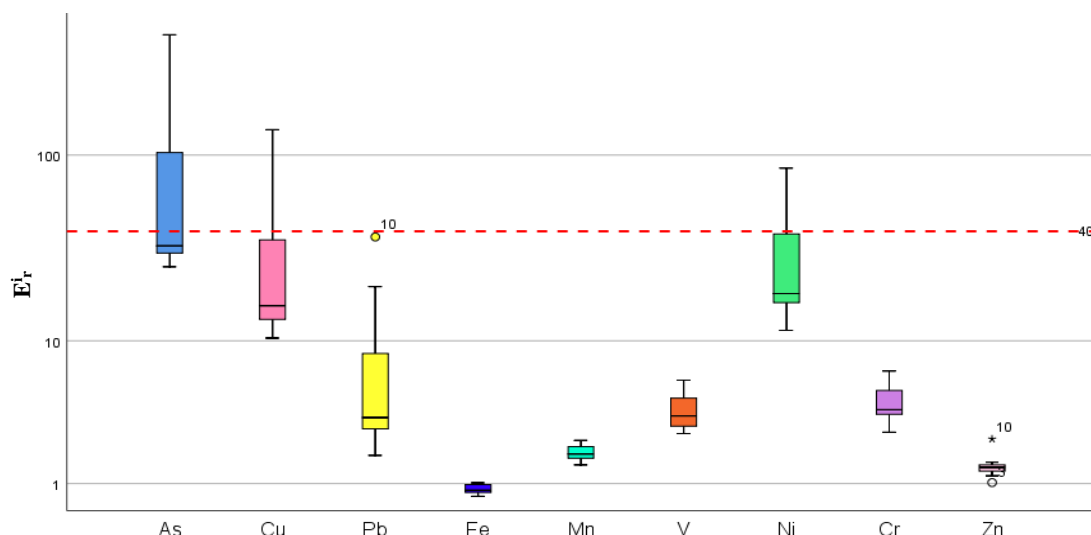
با توجه به موارد ذکرشده می‌توان گفت نمونه S11 (در مجاورت محل انباشت پسماند شهری) دارای بیشترین مقادیر خطر بوم‌شناختی بالقوه است.

### خطر بوم‌شناختی بالقوه

مقادیر خطر بوم‌شناختی بالقوه نمونه‌های خاک منطقه مورد مطالعه محاسبه شد و در نمودار شکل ۵ به صورت شماتیک نشان داده شده است. براساس این نتایج به‌جز نمونه‌هایی که در مجاورت محل انباشت پسماند شهری (S10 و S11) و جنوب منطقه نمونه‌برداری در کنار جاده (S12) قرار دارند، مقادیر خطر بوم‌شناختی بالقوه سایر نمونه‌ها برای عناصر ذکرشده، کمتر از ۴۰ بوده و این نمونه‌ها در رده کم‌خطر قرار می‌گیرند. در رابطه با نمونه‌های ذکرشده می‌توان گفت:

۱. در نمونه S10 (در مجاورت محل انباشت پسماند شهری)، خطر بوم‌شناختی بالقوه آرسنیک به میزان  $306/38$  mg/kg (خطر شدید)، مس به میزان  $69/64$  mg/kg (خطر متوسط) و نیکل  $85/42$  mg/kg (خطر قابل توجه) می‌باشد. خطر بوم‌شناختی بالقوه سایر عناصر در این نمونه در گروه با خطر کم طبقه‌بندی می‌شوند.

۲. در نمونه S11 (در مجاورت محل انباشت پسماند شهری)، خطر بوم‌شناختی بالقوه آرسنیک به میزان  $423/4$  mg/kg (خطر بسیار

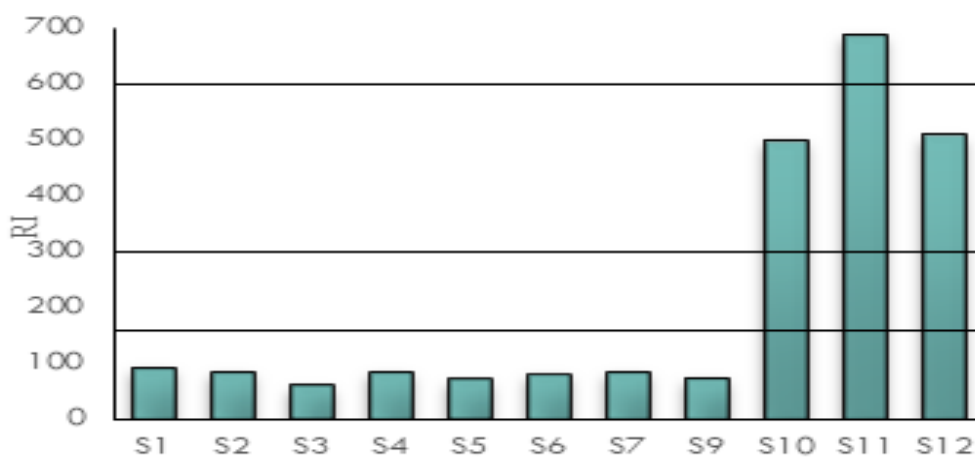


شکل ۵- نمودار جعبه‌ای مقادیر خطر بوم‌شناختی بالقوه نمونه‌های خاک

Fig. 5. Box plot of potential ecological risk values of soil samples

خطر شاخص خطر بوم‌شناختی کل در نمونه S11 که از نزدیکی محل محل انباشت پسماند محل دفن زباله شهری برداشت شده، در شرایط خطر بسیار شدید و نمونه‌های S10 و S12 با مقادیر شاخص خطر بوم‌شناختی کل به ترتیب ۵۰۵/۵ و ۴۹۵/۷۳ در گروه با شدت خطر قابل توجه قرار می‌گیرند.

نتایج به‌دست‌آمده شاخص خطر بوم‌شناختی کل، به‌جز در نمونه‌های واقع در مجاورت محل انباشت پسماند شهری (S10 و S11) و جنوب منطقه نمونه‌برداری در کنار جاده (S12)، در سایر نمونه‌ها در رده‌بندی خطر کم قرار می‌گیرد. نمودار شکل ۶ نشان می‌دهد که شدت



شکل ۶- مقایسه مقادیر خطر بوم‌شناختی کل نمونه‌های خاک

Fig. 6. Comparison of total ecological risk values of soil samples

## ارزیابی خطر سلامتی

### محاسبه خطر غیرسرطانزایی عناصر بالقوه سمی

خطر غیرسرطانزایی هر مسیر با استفاده از مقادیر RfD محاسبه شد. میانگین مقادیر HQ در جدول ۵ آورده شده است. با توجه به نتایج، مقادیر HQ برای تمامی عناصر، از هر سه مسیر بلع برای هر دو گروه سنی کودکان و بزرگسالان، کمتر از یک است. HQ کمتر از یک نشان‌دهنده عدم احتمال اثرات منفی عنصر بر سلامت انسان است (USEPA, 1980). پس از محاسبه خطر غیرسرطانزایی، شاخص خطر

(HI) یا خطر غیرسرطانزایی کل محاسبه شد. مقدار HI همه عناصر بالقوه سمی دریافتی در هر سه مسیر، برای هر دو گروه سنی کودکان و بزرگسالان در همه ایستگاه‌ها به جز ایستگاه S11 (در مجاورت محل انباشت پسماند شهری) از مسیر بلع، کمتر از یک به دست آمد. بنابراین، بر اساس نتایج HI، خطر غیرسرطانزایی کل عناصر بالقوه سمی، فقط در ایستگاه S11 که به دلیل مجاورت با محل انباشت پسماند شهری، آلودگی فلزی بالایی دارد، همراه با اثرات زیان‌بار بر سلامتی انسان است. اما در اکثر ایستگاه‌ها خطر غیرسرطانزایی کل، بدون اثرات زیان‌بار بر سلامتی انسان می‌باشد.

جدول ۵- مقادیر خطر غیرسرطانزایی (HQ) و سرطانزایی (CR) برای برخی از عناصر بالقوه سمی.

Table 5. Non-carcinogenic hazard (HQ) and Carcinogenic Risk (CR) values for some potentially toxic elements.

|                          | Age group | As       | Cd       | Cu       | Pb       | Ni       | Cr       | Zn       |
|--------------------------|-----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| HQ <sub>Ingestion</sub>  | Child     | 6.37E-01 | 1.35E-03 | 1.3E-02  | 6.E-02   | 2.6E-02  | 6.E-04   | 4.E-03   |
|                          | Adult     | 6.82E-02 | 1.44E-04 | 1.42E-03 | 6.49E-03 | 2.74E-03 | 6.8E-05  | 4.01E-04 |
| HQ <sub>Inhalation</sub> | Child     | 6.1E-05  | 9.08E-07 | 4.54E-07 | 2.33E-06 | 7.86E-07 | 1.22E-03 | 1.23E-07 |
|                          | Adult     | 3.94E-05 | 5.84E-07 | 2.92E-07 | 1.50E-06 | 5.05E-07 | 7.81E-06 | 7.94E-08 |
| HQ <sub>Dermal</sub>     | Child     | 1.01E-04 | 1.35E-06 | 1.3E-05  | 4.00E-04 | 2.55E-05 | 3.16E-04 | 3.75E-06 |
|                          | Adult     | 2.3E-05  | 3E-07    | 3E-06    | 9E-05    | 5.75E-06 | 7.1E-05  | 8.4E-07  |
| CR <sub>Ingestion</sub>  | Child     | 1.3E+02  | -        | -        | 2.5E+04  | 3.0E-04  | 1.9E+03  | -        |
|                          | Adult     | 1.4E+01  | -        | -        | 2.7E+03  | 3.2E-05  | 2.0E+02  | -        |
| CR <sub>Inhalation</sub> | Child     | 4.9E-10  | -        | -        | 4.3E+00  | 2.34E-08 | 2E-08    | -        |
|                          | Adult     | 3.1E-10  | -        | -        | 6.2E-01  | 1.5E-08  | 1E-08    | -        |
| CR <sub>Dermal</sub>     | Child     | 5E-08    | -        | -        | 2.5E+01  | 1.2E-08  | 2E-07    | -        |
|                          | Adult     | 1.2E-08  | -        | -        | 5.6E+00  | 3E-09    | 5.1E-08  | -        |

کودکان و بزرگسالان وجود دارد. خطر سرطان‌زایی عنصر سرب از هر سه مسیر بلع، استنشاق و تماس پوستی در هر دو گروه سنی وجود دارد. همچنین خطر سرطان‌زایی ناشی از بلع عنصر نیکل از مسیر بلع در هر دو گروه سنی قابل قبول است.

### بررسی و تحلیل آماری داده‌های خاک

#### تحلیل مولفه اصلی (PCA)

### محاسبه خطر سرطانزایی برخی عناصر بالقوه سمی

خطر سرطان‌زایی برای هر عنصر از ضرب ADD در ضریب شیب سرطان (CSF) آن عنصر به دست می‌آید (Kabir et al., 2022). با توجه به نبود ضریب سرطان برای همه عناصر و اینکه همه عناصر سرطان‌زا نیستند، این خطر برای بعضی از عناصر محاسبه شد. نتایج خطر سرطان‌زایی در جدول ۴ ذکر شده است. بر اساس نتایج، خطر سرطان‌زایی ناشی از بلع عناصر آرسنیک و کروم در هر دو گروه سنی



در محل دفن زباله، وارد محیط خاک شده‌اند (Hosseinzadeh et al., 2018). در این گروه، نقش مؤثر عنصر آهن در تجمع عناصر کبالت، نیکل و کروم قابل مشاهده است (Kovačević et al., 2025). فاکتور ۲ شامل آرسنیک، کادمیم، مس، سرب و روی است که دارای منشأ انسان‌زاد هستند و با توجه به نتایج شاخص‌های آلودگی، احتمالاً تحت تاثیر منابع آلاینده (مشخصاً محل دفن زباله) قرار گرفته‌اند. همچنین این عناصر می‌توانند از دفن زباله‌های صنعتی در محل دفن زباله، تردد وسایل نقلیه و فعالیت‌های کشاورزی در اطراف منطقه وارد خاک شوند (Hosseinzadeh et al., 2018). فاکتور ۳ نیز شامل عنصر مولیبدن است که دارای منشأ انسان‌زاد می‌باشد. بر این اساس، بخش عمده آلودگی در این منطقه، از منابع انسان‌زاد است.

در این پژوهش از تحلیل مؤلفه اصلی (PCA) به عنوان روش استخراج و از varimax rotation برای نمایش بهتر داده‌ها استفاده شد. از آزمون‌های KMO و بارتلت جهت بررسی کفایت داده‌ها استفاده شد که بر این اساس، استفاده از این روش آماری با توجه به مقدار KMO بالاتر از ۰/۵ و مقدار  $\text{Sig} < ۰/۰۵$  بلامانع است. نتایج تحلیل مؤلفه‌های اصلی در جدول ۶ آورده شده است و سه فاکتور اصلی از تحلیل مؤلفه‌های اصلی به دست آمد. فاکتور ۱ شامل عناصر آلومینیم، آهن، نیکل، منگنز، کبالت، اسکاندیم، وانادیم و کروم می‌باشد که به دلیل نشان‌دادن همبستگی بین عناصر طبیعی و انسان‌زاد در این گروه، دارای منشأ دوگانه هستند. به عبارتی این عناصر هم از طریق فرآیندهای زمین‌شناسی مانند هوازدگی و فرسایش واحدهای زمین‌شناسی و هم از طریق فعالیت‌های انسانی مانند دفن زباله‌های شهری جدول ۶- نتایج حاصل از تحلیل مؤلفه اصلی (PCA)

Table 6. Results from Principal Component Analysis (PCA)

| Elements | Rotated Component Matrix |       |       |
|----------|--------------------------|-------|-------|
|          | 1                        | 2     | 3     |
| Fe       | 0.969                    |       |       |
| Ni       | 0.962                    |       |       |
| Al       | 0.948                    |       |       |
| Mn       | 0.933                    |       |       |
| Co       | 0.917                    |       |       |
| Sc       | 0.908                    |       |       |
| V        | 0.865                    |       |       |
| Cr       | 0.713                    |       | 0.327 |
| Zn       |                          | 0.924 |       |
| Pb       |                          | 0.920 |       |
| Cd       | -0.348                   | 0.907 |       |
| Cu       |                          | 0.826 | 0.347 |
| As       |                          | 0.712 |       |
| Mo       | 0.402                    |       | 0.725 |

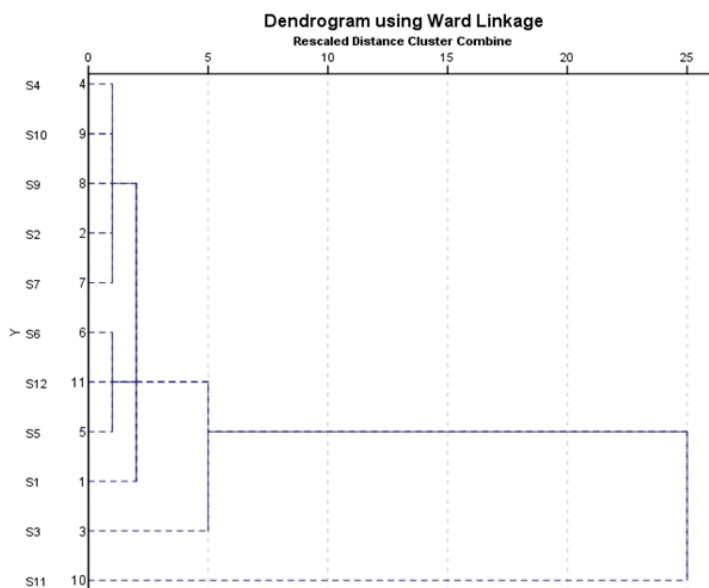
کاملاً مجزا نشان می‌دهد، نمونه برداشت‌شده از این ایستگاه، آلوده‌ترین نمونه در بین تمامی نمونه‌ها است و چهار عنصر آرسنیک، مس، سرب و روی در نمونه فوق از شرایط متمایزی برخوردارند و همچنین می‌توان گفت با توجه به نبود همبستگی بین ایستگاه S11 با سایر ایستگاه‌ها، انتقال آلاینده‌ها به محیط اطراف نیز به صورت جدی صورت نگرفته است. نمونه‌های برداشت‌شده از داخل محدوده محل دفن زباله شامل

## تحلیل خوشه‌ای

با توجه به نتایج حاصل از تحلیل مؤلفه اصلی که حاکی از همبستگی عناصر آرسنیک، مس، سرب و روی بود، تحلیل خوشه‌ای ایستگاه‌های نمونه‌برداری خاک، براساس این چهار عنصر حائز اهمیت صورت گرفت. بر طبق نمودار دندوگرام شکل ۷ قرارگیری ایستگاه نمونه‌برداری S11 (مجاورت محل انباشت پسماند شهری) در خوشه

نشان می‌دهند و تفاوت غلظت عناصر بالقوه سمی در این نمونه‌ها محسوس نمی‌باشد. با این حال احتمال می‌رود انتقال آلاینده‌ها با گذشت زمان، به محیط پیرامون مسیر ترابری پسماند روی دهد.

S7 (در مجاورت محل دفن زباله صنعتی)، S9 (در مجاورت استخر شیرآبه) و S10 (در مجاورت محل انباشت پسماند شهری) نیز با سایر نمونه‌ها (به جز S11 در مجاورت محل انباشت شهری) همبستگی خوبی



شکل ۷- نمودار دندوگرام تحلیل خوشه‌ای ایستگاه‌های نمونه‌برداری خاک

Fig. 7. Dendrogram diagram of cluster analysis of soil sampling stations

و خوشه‌ای نیز تأیید کرد که آلاینده‌های فلزی در این منطقه عمدتاً از منابع انسان‌زاد، به‌ویژه محل دفن زباله، نشأت می‌گیرند. با این حال، انتقال آلاینده‌ها به محیط اطراف در شرایط فعلی محدود است، اما احتمال انتشار آن‌ها در طول زمان وجود دارد. بنابراین، نظارت مستمر و اتخاذ تدابیر کنترلی برای کاهش اثرات زیست‌محیطی و سلامتی توصیه می‌شود.

### قدردانی

این مقاله بخشی از طرح پژوهشی با عنوان "بررس تاثیر لندفیل زباله محمدآباد بر کیفیت منابع آب زیرزمینی" مصوب شرکت سهامی آب منطقه‌ای استان قزوین (کمیته تحقیقات) در سال ۱۳۹۹ است که با حمایت گروه زمین‌شناسی کاربردی دانشکده علوم زمین دانشگاه خوارزمی اجرا شده‌است.

### نتیجه‌گیری

در این مطالعه، تأثیر محل دفن زباله محمدآباد بر کیفیت خاک‌های اطراف آن بر اساس داده‌های نمونه‌برداری مورد بررسی قرار گرفت. نتایج این مطالعه نشان داد که به طور کلی میزان کم غنی‌شدگی عناصر و میزان متوسط پتانسیل خطر بوم‌شناختی عناصر بالقوه سمی در منطقه مورد مطالعه، تحت تأثیر فعالیت‌های انسانی، به‌ویژه در مجاورت با محل دفن زباله شهری، قرار دارد. نمونه برداشت‌شده از مجاورت محل انباشت پسماند شهری، بیشترین آلودگی را نشان داد و دارای مقادیر قابل توجهی از عناصر آرسنیک، مس، سرب و روی بود. تحلیل نتایج ارزیابی خطر سلامتی نشان داد که در بیشتر ایستگاه‌ها، میزان خطر غیرسرطان‌زایی و سرطان‌زایی عناصر بالقوه سمی پایین است، اما نمونه برداشت‌شده از مجاورت محل انباشت پسماند شهری، دارای مقادیر خطر غیرسرطان‌زایی کل (HI) بالاتر از حد مجاز است که نشان‌دهنده تأثیرات بالقوه زیان‌بار بر سلامت انسان می‌باشد. تحلیل مؤلفه‌های اصلی

## References

- Ali, M.M., Rahman, S., Islam, M.S., Rakib, M.R.J., Hossen, S., Rahman, M.Z., Kormoker, T., Idris, A.M., Phoungthong, K., 2022. Distribution of heavy metals in water and sediment of an urban river in a developing country: A probabilistic risk assessment. *International journal of sediment research* 37(2), 173-187.
- Aluko, T., Njoku, K., Adesuyi, A., Akinola, M., 2018. Health risk assessment of heavy metals in soil from the iron mines of Itakpe and Agbaja, Kogi State, Nigeria. *Pollution* 4(3), 527-538.
- Beinabaj, S.M.H., Heydariyan, H., Aleii, H.M., Hosseinzadeh, A., 2023. Concentration of heavy metals in leachate, soil, and plants in Tehran's landfill: Investigation of the effect of landfill age on the intensity of pollution. *Heliyon* 9(1).
- Chen, H., Teng, Y., Lu, S., Wang, Y., Wang, J., 2015. Contamination features and health risk of soil heavy metals in China. *Science of the total environment* 512, 143-153.
- Darvishzadeh, Ali., 2004. *Geology of Iran*. Amirkabir Publications, Tehran. 434 p. (in persian).
- Department of Environment Affairs (DEA). 2010. The framework for the management of contaminated land, South Africa. Republic of South Africa. 79 p.
- Eby, G.N., 2004. *Principles of environmental geochemistry*. Waveland Press.
- FAO, 2019. Standard operating procedure for handling and preparation of soil samples for chemical and physical analyses. Revision of steps in the SOP, final discussion and agreement.
- Geological Survey of Iran, 2002. Geological map of Qazvin province (1:100,000). (in persian).
- Hakanson, L., 1980. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water research* 14(8), 975-1001.
- Hosseinzadeh, F., Momeni, A.A., Bagheri, R., 2018. Investigation of heavy metal contamination in soils around Behesheh Landfill. Faculty of Earth Sciences, Shahrood University of Technology, Shahrood. *New Findings in Applied Geology* 12(24), 77-88. (in persian).
- Hu, B., Jia, X., Hu, J., Xu, D., Xia, F., Li, Y., 2017. Assessment of heavy metal pollution and health risks in the soil-plant-human system in the Yangtze River Delta, China. *International journal of environmental research and public health* 14(9), 1042.
- Hussein, M., Yoneda, K., Mohd-Zaki, Z., Amir, A., Othman, N., 2021. Heavy metals in leachate, impacted soils and natural soils of different landfills in Malaysia: An alarming threat. *Chemosphere* 267, 128874.
- Kabata-Pendias, A., Mukherjee, A.B., 2007. *Humans* (pp. 67-83). Springer Berlin Heidelberg.
- Kabir, M.H., Wang, Q., Rashid, M.H., Wang, W., Isobe, Y., 2022. Assessment of bioaccessibility and health risks of toxic metals in roadside dust of Dhaka City, Bangladesh. *Atmosphere* 13(3), 488.
- Kolawole, T.O., Iyiola, O., Ibrahim, H., Isibor, R.A., 2023. Contamination, ecological and health risk assessments of potentially toxic elements in soil around a municipal solid waste disposal facility in Southwestern Nigeria. *Journal of Trace Elements and Minerals* 5, 100083.
- Kovačević, B., Milović, M., Kesić, L., Pajnik, L.P., Pekeć, S., Stanković, D., Orlović, S., 2025. Interclonal Variation in Heavy Metal Accumulation Among Poplar and Willow Clones: Implications for Phytoremediation of Contaminated Landfill Soils. *Plants* 14(4), 567.
- Li, N., Sack, D., Sun, J., Liu, S., Liu, B., Wang, J., Gao, G., Li, D., Song, Z., Jie, D., 2020. Quantifying the carbon content of aeolian sediments: Which method should we use?. *Catena* 185, 104276.
- Liu, J., Kang, H., Tao, W., Li, H., He, D., Ma, L., Tang, H., Wu, S., Yang, K., Li, X., 2023. A spatial distribution-Principal component analysis (SD-PCA) model to assess pollution of heavy metals in soil. *Science of The Total Environment* 859, 160112.
- Luo, X.S., Ding, J., Xu, B., Wang, Y.J., Li, H.B., Yu, S., 2012. Incorporating bioaccessibility into human health risk assessments of heavy metals in urban park soils. *Science of the Total Environment* 424, 88-96.
- Makuleke, P., Ngole-Jeme, V.M. 2020. Soil heavy metal distribution with depth around a closed landfill and their uptake by *Datura stramonium*. *Applied and Environmental Soil Science* (1) 8872475.
- Mazhari, S. A., 2019. *Soil Pollution*, Payam Noor Publications, 288 p. (in persian).
- Mohammed, S., Khallouf, A., Kiwan, S., Alhenawi, S., Ali, H., Harsányi, E., Kátai, J., Habib, H., 2020. Characterization of major soil orders in Syria. *Eurasian Soil Science* 53, 420-429.

- Nanda, S. and Berruti, F., 2021. Municipal solid waste management and landfilling technologies: a review. *Environmental chemistry letters* 19(2), 1433-1456.
- National Meteorological Organization, 2020. Qazvin Province Meteorological Department, Meteorological Yearbook 2020-2021. <https://qazmet.ir/wp-content/uploads/2023/03>.
- Obiri-Nyarko, F., Quansah, J.O., Asare, S.V., Fynn, O.F., Okrah, C., Debrah, S.K., Karikari, A.Y., 2024. Determination of threshold values and heavy metal pollution assessment of soils in an industrial area in Ghana. *Environmental Monitoring and Assessment* 196(6), 546.
- Rinklebe, J., Antoniadis, V., Shaheen, S.M., Rosche, O., Altermann, M., 2019. Health risk assessment of potentially toxic elements in soils along the Central Elbe River, Germany. *Environment international* 126, 76-88.
- Sanga, V.F., Pius, C.F., 2024. Heavy metal contamination in soil and food crops and associated human health risks in the vicinity of Iringa Municipal dumpsite, Tanzania. *Discover Environment* 2(1), 104.
- Shormij, G., 2015. Qazvin Province Geography. Iranian Textbook Publishing Company, Tehran. 136 p. (in persian).
- Soil Survey Staff, 1999. Soil Taxonomy. A Basic System of Soil Classification for Making and Interpreting Soil Surveys. *Agric. Handbk.* 436. US Department of Agriculture., Nat Res Cons Serv US GPO Washington, DC
- Sun, Z., Chen, J., 2018. Risk assessment of potentially toxic elements (PTEs) pollution at a rural industrial wasteland in an abandoned metallurgy factory in North China. *International journal of environmental research and public health* 15(1), 85.
- Torkashvand, J., Saeedi-Jurkuyeh, A., Rezaei Kalantary, R., Gholami, M., Esrafil, A., Yousefi, M., Farzadkia, M., 2022. Preparation of a cellulose acetate membrane using cigarette butt recycling and investigation of its efficiency in removing heavy metals from aqueous solution. *Scientific Reports* 12(1), 20336.
- Thongyuan, S., Khantamoon, T., Aendo, P., Binot, A., Tulayakul, P., 2021. Ecological and health risk assessment, carcinogenic and non-carcinogenic effects of heavy metals contamination in the soil from municipal solid waste landfill in Central, Thailand. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal* 27(4), 876-897.
- USEPA. 1989. Risk assessment guidance for superfund. In human health evaluation manual (Part A). Vol. 1. Washington, DC, USA: Office of Emergency and Remedial Response. EPA/540/1- 89/002.
- USEPA. 2002. Supplemental guidance for developing soil screening levels for superfund sites. December 2002. Washington, DC, USA: Office of Emergency and Remedial Response. Document OSWER 9355-4, 4-24.
- USEPA. 2004. Risk assessment guidance for superfund. In human health evaluation manual (Part E, Supplemental guidance for dermal risk assessment). (1). Washington, DC, USA: Office of Emergency and Remedial Response.
- USEPA. 2010. User's guide (EB/OL). <http://www.epa.gov/>.
- USEPA., 2013. Field pH Measurement, (SESDPROC-100-R3).
- USEPA (Environmental Protection Agency). Exposure factors handbook: 2011 edition. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency, National Center for Environmental Assessment, 2011 Report No.: EPA/600/R-09/052F.
- Wdowczyk, A., Szymańska-Pulikowska, A., 2021. Analysis of the possibility of conducting a comprehensive assessment of landfill leachate contamination using physicochemical indicators and toxicity test. *Ecotoxicology and environmental safety* 221, 112434.
- Wang, L., Zeraatpisheh, M., Wei, Z., Xu, M., 2022. Heavy metal pollution and risk assessment of farmland soil around abandoned domestic waste dump in Kaifeng City. *Frontiers in Environmental Science* 10, 946298.
- Wan, M., Hu, W., Wang, H., Tian, K., Huang, B., 2021. Comprehensive assessment of heavy metal risk in soil-crop systems along the Yangtze River in Nanjing, Southeast China. *Science of the Total Environment* 780, 146567.
- Wang, K., Reguyal, F., Zhuang, T., 2021. Risk assessment and investigation of landfill leachate as a source of emerging organic contaminants to the surrounding environment: a case study of the largest landfill in Jinan City, China. *Environmental Science and Pollution Research* 28(15), 18368-18381.
- Wei, X., Gao, B., Wang, P., Zhou, H., Lu, J., 2015. Pollution characteristics and health risk assessment of heavy metals in street dusts from different functional areas in Beijing, China. *Ecotoxicology and environmental safety* 112, 186-192.
- Yousefi, M., Oskoei, V., Jonidi Jafari, A., Farzadkia, M., Hasham Firooz, M., Abdollahinejad, B., Torkashvand, J., 2021. Municipal solid waste management during COVID-19 pandemic: effects and repercussions. *Environmental Science and Pollution Research* 28(25), 32200-32209.

Zhang, M., Cheng, L., Yue, Z., Peng, L., Xiao, L., 2024. Assessment of heavy metal (oid) pollution and related health risks in agricultural soils surrounding a coal gangue dump from an abandoned coal mine in Chongqing, Southwest China. *Scientific Reports* 14(1), 18667.

Zhu, H.N., Yuan, X.Z., Zeng, G.M., Jiang, M., Liang, J., Zhang, C., Juan, Y.I.N., Huang, H.J., Liu, Z.F. Jiang, H.W., 2012. Ecological risk assessment of heavy metals in sediments of Xiawan Port based on modified potential ecological risk index. *Transactions of Nonferrous Metals Society of China* 22(6), 1470-1477.