



Research Article

OPEN ACCESS

Kharazmi Journal of Earth Sciences

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

Environmental geochemistry of potentially toxic elements in urban and agricultural soils of Islamshahr County, south of Tehran

Mohammad Hosein Arabamiri¹, Giti Forghani Tehrani^{2*}

1, 2. Hydrogeology and Environmental Geology Department, Faculty of Earth Sciences, Shahrood University of Technology, Shahrood, Iran

Article info

Article history

Received: 26 October 2025

Accepted: 24 December 2025

Keywords:

Potentially toxic elements, urban soil, agriculture, pollution, Islamshahr.



Abstract

To investigate the environmental geochemistry of potentially toxic elements (PTEs) in urban and agricultural soils of Islamshahr, south of Tehran, 21 topsoil samples were collected and the total concentrations of PTEs were measured by an ICP-OES device. The obtained data were analyzed through the calculation of geochemical indices and the application of statistical methods. Based on the average values of the enrichment factor, geoaccumulation index, single factor index, Nemerow integrated pollution index (NIPI) and potential ecological risk index (PERI), the studied soil samples are polluted with Cd, Pb, Zn and Mn. The statistical analyses indicate that Cr, Ni, Fe, Zn, Cu, Cd and Pb originate from anthropogenic activities (e.g., industrial activities, traffic, urban and industrial waste disposal sites). Human health risk assessment shows the non-carcinogenic risk of Pb through ingestion for children in some sampling stations. The carcinogenic risk of Cr and Ni in the soils of the study area is higher than the acceptable value (1×10^{-4}) for children through the ingestion route. The results of this study highlight the necessity of environmental management of human activities (traffic, agriculture, and industries) to reduce the negative consequences of potentially toxic elements intake by residents of the study area.

Introduction

In recent decades, global concerns about the potential effects of harmful environmental pollutants on human health and other organisms have received increasing attention. One of the most important factors in the increase in the intensity of environmental pollution is population growth, especially in urban areas. Urbanization is usually accompanied by improper waste disposal, increased traffic, rapid industrial development, and destruction of natural resources (Shakeri and Forghani Tehrani, 2023). In some cases, the development of agricultural activities is also developed around urban areas. Potentially toxic elements are considered as the most problematic environmental pollutants, especially in urban soils (Yuan et al., 2008) which can threaten the health of residents of such areas (Yaftian et al., 2023), because these elements negatively affect biological

functions and, by accumulating in the body of organisms, they may cause serious health disorders (Khaghani and Forghani Tehrani, 2024; Ou et al., 2025).

Islamshahr County, with an area of approximately 195 km², is located 10 km south of Tehran. In recent decades, due to its proximity to the Tehran metropolis, it has experienced rapid and excessive population growth (population of nearly 500,000). One of the possible consequences of the enhanced population in this area is the pollution of urban soil. Some important sources of soil pollution in Islamshahr County include: urban and domestic waste disposal site near the city, wastewater discharge in absorption wells, brick kiln activities, coal mining units, Ni and Cr plating units, industrial units, agricultural activities, etc. There are approximately 12,000 hectares of arable land in the county, of which 9,000 hectares are currently under cultivation. Moreover,

DOI <http://doi.org/10.22034/KJES.2025.11.2.106463>

*Corresponding author: Giti Forghani Tehrani; E-mail: forghani@shahroodut.ac.ir

How to cite this article: Arabamiri, M.H., Forghani Tehrani, G., 2025. Environmental geochemistry of potentially toxic elements in urban and agricultural soils of Islamshahr County, south of Tehran. Kharazmi Journal of Earth Sciences 11(2), 543- 571. <http://doi.org/10.22034/KJES.2025.11.2.106463>



BY NC

Islamshahr County has heavy traffic due to its proximity to the Tehran-Saveh highway. In general, the excessive population growth in this county can be considered the main reason of environmental issues. The main objectives of this study are to assess the pollution level of urban and agricultural soils in Islamshahr County, to determine the possible source of pollutants, and to assess the possible health risks induced by potentially toxic elements.

Materials and Methods

21 top soil samples (0-15 cm) were collected using a stainless-steel shovel. After being transported to the laboratory and dried at room temperature, the samples were passed through a 10-mesh nylon sieve and pulverized using an agate mortar and pestle until the particle size was less than 200 mesh. The concentration of major and trace elements in the grinded samples was measured after strong acid digestion ($\text{HF}+\text{HCl}+\text{HNO}_3+\text{HClO}_4$) of the samples on a sand bath using an ICP-OES device (Varian model). The detection limit of the device for Cd is 0.1 mg/kg; Th and Sc: 0.5 mg/kg; Co, Cr, Cu, Ni, Pb, V, and Zn: 1 mg/kg; Mn, U, Ba and Zr: 5 mg/kg; Ti: 10 mg/kg and, Fe and Al 100 mg/kg. The physicochemical properties of the soil affect the mobility, bioavailability, bioaccessibility and accumulation of metals (Kelm et al., 2009). Soil pH was determined using the US Environmental Protection Agency standard method (USEPA Test Method, 1998, Method 9045), the organic matter content was determined by measuring the organic carbon content in the samples using the ferrous ammonium sulfate solution titration method (Chopin and Alloway, 2007), and the carbonate percentage of the samples was determined using hydrochloric acid and back titration method. The percentage of sand, silt and clay in each sample was determined using a hydrometer. The individual pollution indices (i.e. enrichment factor, single-factor pollution index, geoaccumulation index, and Nemrow integrated pollution index) and combined pollution index of potential ecological risk were used to assess the pollution level of the studied soils. The probable health risk of

potentially toxic elements was assessed based on the method provided by the United States Environmental Protection Agency (USEPA, 1989). In this method, the carcinogenic and non-carcinogenic risk of potentially toxic elements from the three exposure routes of ingestion, inhalation and dermal contact is obtained using the calculation of the average daily dose (ADD) (Sawut et al., 2018; Soltani-Gerdefaramarzi et al., 2021). In order to investigate the possible source of the studied elements, the correlation and cluster analyses were applied.

Results and Discussion

The pH of the studied soil samples varied between 7.2 and 8.9 (average value of 8.4). According to the standard classification of the United States Department of Agriculture (USDA, 1999) classification, the pH of the studied soil samples ranged from neutral (6.6–7.3) to highly alkaline (8.5–9). The amount of soil organic matter is controlled by rainfall, temperature (which directly controls the rate of organic matter decomposition), soil texture, and land use. Finer-grained soils usually have more organic matter content. Soil organic matter is important in the stabilization of some metal pollutants, such as Cu, through the formation of bonds with metals and creating stable compounds (Six et al., 2002), leading to the retention and accumulation of metals in the soil (FAO/WHO, 1993). The amount of organic matter in the studied soil samples varied in the range of 0.2 to 2.8 % (average value of 0.9 %). The highest organic matter content is observed in agricultural soil samples, which is due to the application of fertilizers and soil amendments. The calcium carbonate content of the studied soil samples varies between 12 and 39% (average value of 25.9%). The high carbonate content in the soil samples explains their neutral to alkaline pH. Carbonates are an important reservoir for the accumulation of metal ions (Rocco et al., 2016) and can adsorb some potentially toxic elements such as Cd, Zn and Pb. According to the standard classification of the United States Department of Agriculture (USDA, 1999), the texture of the studied soils is mainly clay and clay loam. In general, the bioavailability of elements in fine-

textured soils (high clay content) is lower than in coarse-textured soils (high sand content) (Yu et al., 2019), because silt and clay have a higher potential to retain potentially toxic elements. The average total concentration of Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Pb, Th, U, V and Zn in the soil samples are 552.9, 0.2, 12.4, 58.4, 29.9, 31203, 895, 1.2, 38.1, 35.9, 15.3, 4.1, 107.4 and 129 mg/kg respectively. The average concentration of Mn, Zn and Th in the studied samples is significantly higher than the respective concentration of these elements in the world soil average composition. The average concentration of Ba, Co, Ni, Pb and U is slightly higher than the concentration of these elements in the world soil average composition. If the EF value of an element is between 0.5 and 1.5, that element is mainly of crustal origin, and if the EF value of an element is more than 1.5, the element is probably introduced by anthropogenic activities (Zhang et al., 2009). Based on the average enrichment factor values, in the studied samples, U, Th, Mn and Zn probably originate from human activities (average EF values of 1.5, 1.8, 2 and 2.1, respectively). Moreover, the studied soils are moderately enriched in Th, Mn and Zn ($2 < EF \leq 5$) and slightly enriched in other elements ($EF \leq 2$). Based on the values of the single-factor index and according to the classification provided for this index (Yang et al., 2011), the studied samples are at the low pollution level for Ni, Pb, Zn, Cd, Mn, U and Th (average Pi values of 1.3, 1.3, 1.9, 1.1, 1.8, 1.4 and 1.7, respectively). The most contaminated sampling sites are located adjacent to the Sahand industrial zone. The values of the geoaccumulation index showed that some stations are more polluted with Cd, Pb and Zn. According to the values of the Nemerow Integrated Pollution Index (NIPI), the studied samples are in the severe pollution level for Cd, Pb and Zn (average values of 7.1, 3.8 and 4.1, respectively); in the moderate pollution level for Mn and Th (average values of 2.4 and 2.5, respectively), and in the warning level for Ba, Cr, Cu, Fe, Ni and V (average values of 1.8, 1.4, 1.3, 1.4, 1.9 and 1.1, respectively). The values of the potential ecological risk index values indicate that the samples are in the level A, indicating low

ecological risk. The HQ value of Pb through the ingestion route for children is higher than 1 in some sampling sites, confirming the possible non-carcinogenic risk of Pb for children. Based on the results of non-carcinogenic risk assessment, the highest non-carcinogenic risk through ingestion, inhalation, and dermal contact routes is related to Pb, Mn, and Fe, respectively. The non-carcinogenic risk of all elements from all routes is higher for children than for adults, which is due to the more sensitive physiology of children and their lower weight compared to adults. Based on the average HI values, there is a non-carcinogenic health risk only for children via ingestion (average HI value of 1.3). Based on the results obtained, for Cr, Ni and Cd, the risk of carcinogenicity of different pathways decreases as follows:

Children's ingestion > Adults' ingestion > Children's dermal contact > Adults' dermal contact > Children's inhalation > Adults' inhalation

CR values higher than 1×10^{-4} indicate the risk of cancer (Young et al., 2014). According to the obtained results, in the soil samples of Islamshahr, the ingestion of Cr and Ni for children is associated with a possible carcinogenic risk (average CR values of 0.003 and 0.0008, respectively).

In general, significant correlations between elements indicate their similar physicochemical properties or common origin (Xu et al., 2025). Most of the studied elements, especially Cr, Cu, Ni, Co, V, Th and U show significant positive correlations with Fe, indicating the presence of these elements in silicate minerals and/or amorphous and semi-amorphous iron oxides. There is a significant positive correlation between Al and Co, Zr, Sc, V, Ti, Th, Fe and Mn, indicating the presence of these elements in the structure of soil silicates or iron and manganese oxides. Cd and Pb do not show any correlations with other elements, indicating the different origin of these two elements, or their presence in other minerals in the soil such as carbonates. Zn shows a high correlation just with U. Given the high correlation between U and Fe, it is likely that part of Fe and Zn enrichment is probably from anthropogenic sources and these elements have been absorbed by soil oxides. In the

dendrogram of cluster analysis, two main groups can be identified. Sample number 21, which was collected from the slum of Islamshahr and far from pollution sources, is located alone in a cluster. Cluster 2 consists of two subgroups. The first subgroup includes samples collected from urban areas contained waste disposal sites, and the second subgroup includes agricultural and garden soils. Therefore, the cluster analysis has separated the different samples based on land use.

Conclusions

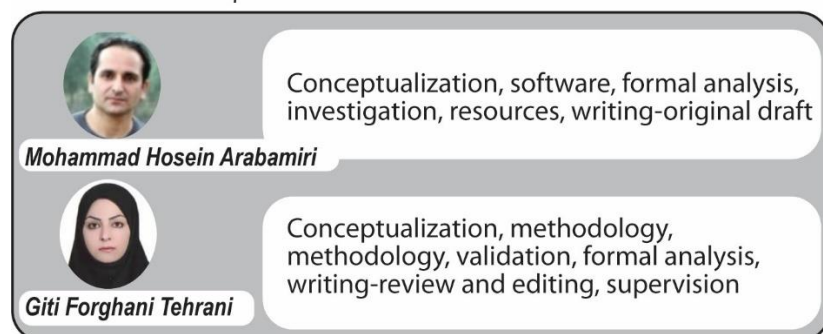
The geochemical study of potentially toxic elements in urban soils of Islamshahr shows that in some locations are polluted with such elements, especially with Cd, Mn, Zn, and Pb. Considering the adverse health impacts of potentially toxic elements for local residents, especially sensitive population groups (e.g. children), proper practical measures (e.g., soil clean-up through phytoremediation) are of crucial importance. The results of the present study indicate the need for environmental management to control the entry of potentially toxic elements into the soil.

References

- Chopin, E.I.B., Alloway, B.J., 2007. Distribution and mobility of trace elements in soils and vegetation around the mining and smelting areas of Tharsis, Rótinto and Huelva, Iberian Pyrite Belt, SW Spain. *Water, Air, and Soil Pollution* 182 (1), 245-261.
- FAO/WHO, 1993. Evaluation of certain food additives and contaminants. 41st Meeting of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. World Health Organisation Technical Report Series no. 837, Geneva, Switzerland.
- Khaghani, J., Forghani Tehrani, G., 2024. Assessment of the concentration and health risk of potentially toxic elements in agricultural soils of the Bastam Plain (Semnan Province). *Kharazmi Journal of Earth Sciences* 10 (1), 234-264.
- Kelm, U., Helle, S., Matthies, R., Morales, A., 2009. Distribution of trace elements in soils surrounding the El Teniente porphyry copper deposit, Chile: the influence of smelter emissions and a tailings deposit. *Environmental geology* 57, 365-376.
- Ou, S., Sun, J., H, F., Chen, C., Bi, X., Wu, L., Li, Z., Wang, J., Xiao, T., Cui, J., 2025. Source-oriented and bioaccessibility-based health risk of persistent toxic elements in peri-urban vegetable farm soils of a magacity. *Environmental Chemistry and Ecotoxicology* 7, 2005-2016.
- Rocco, C., Duro, I., Di, R.S., Fagnano, M., Fiorentino, N., Vetromile, A., Adamo, P., 2016. Composite vs. discrete soil sampling in assessing soil pollution of agricultural sites affected by solid waste disposal. *Journal of Geochemical Exploration* 170, 30-38.
- Sawut, R., Kasim, N., Maihemuti, B., Hu, L., Abliz, A., Abdujappar, A., Kurban, M., 2018. Pollution characteristics and health risk assessment of heavy metals in the vegetable bases of northwest China. *Science of the Total Environment* 642, 864-878.
- Shakeri, Z., Forghani Tehrani, G., 2023. Environmental geochemistry, source, and health risk of the potentially toxic elements in the urban soils of Shahrood, Semnan Province. *Kharazmi Journal of Earth Sciences* 9 (2), 1-25.
- Six, J., Conant, R.T., Paul, E.A., Paustian, K., 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soils. *Plant and soil* 241, 155-176.
- Soltani-Gerdefaramarzi, S., Ghasemi, M., Gheysouri, M., 2021. Pollution, human health risk assessment and spatial distribution of toxic metals in urban soil of Yazd City, Iran. *Environmental Geochemistry and Health* 43(9), 3469-3484.
- USDA, 1999. Soil taxonomy. A basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys, Handbook No. 436. Soil Survey Staff, Washington, DC.
- USEPA, 1998. Test methods for evaluating solid waste, Method 9045D. EPA, Washington, D.C.
- USEPA, 1989. Risk Assessment Guidance for Superfund, Vol. I: Human Health Evaluation Manual. USEPA, Washington DC.
- Xu, H., Hu, P., Wang, H., Croot, P., Li, Zh., Li, Ch., Xie, S., Zhou, H., Zhang, C., 2025. Identification of the pollution sources and hidden clustering patterns for potentially toxic elements in typical peri-urban agricultural soils in southern China. *Environmental Pollution* 370, 125904.
- Yaftian, Z., Shakeri, A., Hadipourdeshal, M., Rastegari Mehr, M., 2023. Investigating the contamination of heavy metals in soils of the Sangan mining area, Khorasan-Razavi Province. *Kharazmi Journal of Earth Sciences* 9 (2), 26-46.
- Yang, Z.P., Lu, W.Z., Long, Y.Q., Bao, X.H., Yang, Q.C., 2011. Assessment of heavy metals contamination in urban

- topsoil from Changchun City, China. *Journal of Geochemical exploration* 108, 27-38.
- Yuan, M.Z., Yu, R.L., Hong, Q.H., Ji, Z.H., 2008. Mercury in soils of three agricultural experimental stations with long-term fertilization in China. *Chemosphere* 72, 1274-1278.
- Young, M.H., Green.R.L., Conkle.J.L., McCullough.M., Devitt, D.A., Wright, L., Vanderford, B.J., 2014. Field-scale monitoring of pharmaceutical compounds applied to active golf courses by recycled water. *Journal of Environmental Quality* 43 (2), 658–670.
- Yu.Y., Zhao. C., Zheng. N., Jia. H., Yao. H., 2019. Interactive effects of soil texture and salinity on nitrous oxide emissions following crop residue amendment. *Geoderma* 337, 1146-1154.
- Zhang, M., Cui, L., Sheng, L., Wang, Y., 2009. Distribution and enrichment of heavy metals among sediments, water body and plants in Hengshuihu Wetland of Northern China. *Ecological Engineering* 35, 563–569.

CRediT authorship contribution statement

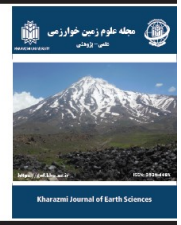




مقاله پژوهشی

دسترسی آزاد


مجله علوم زمین خوارزمی

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

ژئوشیمی زیست‌محیطی عناصر بالقوه سمّی در خاک‌های شهری و کشاورزی شهرستان اسلامشهر، جنوب تهران

محمدحسین عرب امیری^۱، گیتی فرقانی تهرانی^{۲*}

۱. گروه آب‌شناسی و زمین‌شناسی زیست‌محیطی، دانشکده علوم زمین، دانشگاه صنعتی شاهرود

اطلاعات مقاله	چکیده
تاریخچه مقاله دریافت: ۱۴۰۴/۰۸/۰۴ پذیرش: ۱۴۰۴/۱۰/۰۳	به منظور بررسی ژئوشیمی زیست‌محیطی عناصر بالقوه سمّی در خاک‌های شهری و کشاورزی اسلامشهر، جنوب تهران، ۲۱ نمونه خاک سطحی برداشت شد و غلظت کل عناصر بالقوه سمّی با استفاده از دستگاه ICP-OES اندازه‌گیری شد. داده‌های به دست آمده با استفاده از محاسبه ضرایب ژئوشیمیایی و روش‌های آماری تجزیه و تحلیل شدند. بر اساس مقادیر میانگین ضریب غنی‌شدگی، ضریب زمین انباشت، شاخص تک‌عاملی، شاخص آلودگی یکپارچه نمر و شاخص خطر اکولوژیکی بالقوه، برخی از ایستگاه‌ها نسبت به عناصر بالقوه سمّی به ویژه کادمیم، سرب، روی و منگنز آلوده هستند. با توجه به تحلیل‌های آماری، منشأ احتمالی عناصر کروم، نیکل، آهن، روی، مس، کادمیم و سرب انسان‌زاد (شامل فعالیت‌های صنعتی، ترافیک، و دورریزی زباله‌های شهری و صنعتی) می‌باشد. ارزیابی خطر سلامتی نشان دهنده خطر غیرسرطانزایی سرب از طریق مسیر بلع برای کودکان در برخی ایستگاه‌ها است. خطر احتمالی سرطان‌زایی کروم و نیکل برای کودکان از طریق مسیر بلع بزرگ‌تر از محدوده قابل قبول (1×10^{-4}) می‌باشد. نتایج این پژوهش، لزوم مدیریت زیست‌محیطی فعالیت‌های انسانی (ترافیک، کشاورزی و صنایع) به منظور کاهش پیامدهای منفی عناصر بالقوه سمّی برای ساکنان منطقه را مورد تأیید قرار می‌دهد.
واژه‌های کلیدی عناصر بالقوه سمّی، خاک شهری، کشاورزی، آلودگی، اسلامشهر.	
	

مقدمه

محیط‌زیست، بررسی و ارزیابی غلظت عناصر بالقوه سمّی، به عنوان یکی از مهم‌ترین و مسئله‌سازترین آلاینده‌های محیطی، در خاک مناطق شهری است. در سال‌های اخیر، غلظت این عناصر در خاک‌های شهری به میزان چشمگیری افزایش یافته است که عمدتاً از رشد جمعیت، ترافیک (ذرات خروجی اگزوز، فرسایش لاستیک خودروها، آبشویی سطوح خیابان‌ها، فرسایش لنت‌های ترمز)، تولید زباله جامد و پساب‌ها در منازل و مراکز مختلف خدماتی، دفن پسماند، فرسایش سطح پیاده‌روها و بارش‌های جوّی، و فعالیت کشاورزی و صنعتی در حومه شهرها ناشی می‌شود (Yuan et al., 2008). افزایش غلظت عناصر سمّی در خاک‌های شهری سلامت ساکنین این مناطق را تهدید می‌کند

در دهه‌های اخیر نگرانی‌های جهانی در مورد احتمال اثرات آلاینده‌های محیطی مضر بر روی سلامت انسان و سایر موجودات به‌طور روزافزون مورد توجه قرار گرفته است. یکی از مهم‌ترین عوامل افزایش شدت آلودگی‌های زیست‌محیطی، رشد جمعیت به ویژه در مناطق شهری است. شهرنشینی معمولاً با دفع نامناسب زباله‌ها، افزایش ترافیک، توسعه سریع صنایع و تخریب منابع طبیعی همراه است (Shakeri and Forghani Tehrani, 2023) و در برخی موارد، توسعه فعالیت‌های کشاورزی نیز در اطراف مناطق شهری مشاهده می‌شود. یکی از روش‌های ارزیابی اثرات توسعه شهرنشینی بر روی

DOI <http://doi.org/10.22034/KJES.2025.11.2.106463>*نویسنده مسئول: گیتی فرقانی تهرانی forghani@shahroodut.ac.irاستناد به این مقاله: عرب امیری، م. ح.، فرقانی تهرانی، گ.، (۱۴۰۴). ژئوشیمی زیست‌محیطی عناصر بالقوه سمّی در خاک‌های شهری و کشاورزی شهرستان اسلامشهر، جنوب تهران. مجله علوم زمین خوارزمی. جلد ۱۱، شماره ۲، صفحه ۵۴۳ تا ۵۷۱. <http://doi.org/10.22034/KJES.2025.11.2.106463>

این جاده، وجود ده‌ها پارکینگ و صدها تعمیرگاه خودروهای سبک و سنگین و استقرار چندین شرکت حمل و نقل بین‌المللی و وجود نمایشگاه وسایل نقلیه سنگین، ترافیک سنگینی دارد. طبق آمار راهنمایی و رانندگی، روزانه ۷۰۰۰۰ خودرو فقط از جاده تهران - ساوه در محدوده این شهرستان تردد می‌کنند که در نهایت به آلودگی هوا و خاک منطقه می‌انجامد. به طور کلی، افزایش بی‌رویه جمعیت در این شهرستان را می‌توان عامل اصلی معضلات زیست‌محیطی در نظر گرفت. اهداف اصلی انجام این پژوهش ارزیابی آلودگی خاک‌های شهری و کشاورزی شهرستان اسلامشهر به عناصر بالقوه سمی، تعیین منشأ احتمالی آلاینده‌های عنصری (طبیعی یا انسانی)، ارزیابی خطر سلامتی عناصر بالقوه سمی و پهنه‌بندی خاک شهرستان از نظر شدت آلودگی می‌باشد. با توجه به عواملی همچون مجاورت این شهرستان با کلانشهر تهران، فعالیت کشاورزی گسترده در منطقه و رشد بی‌رویه جمعیت در طی سال‌های اخیر، انجام پژوهشی در رابطه با ارزیابی آلودگی خاک‌های منطقه به عناصر سمی ضروری به نظر می‌رسد.

زمین‌شناسی و آب و هوای منطقه

منطقه اسلامشهر در حد فاصل بین زون‌های ایران مرکزی و البرز قرار گرفته است. این منطقه از نظر زمین‌شناسی بیشتر تحت تأثیر زون البرز قرار دارد و واحد زمین‌شناسی آبرفت‌های تهران بخش عمده شهرستان را به خود اختصاص داده است. به عبارت دیگر، منطقه اسلامشهر بر روی آبرفت‌ها و مخروط افکنه سیلاب‌های جاری شده از دامنه‌های جنوبی البرز مرکزی قرار دارد. مهم‌ترین واحدهای رسوبی آبرفت‌های تهران در منطقه شامل واحدهای رسوبی پلیوسن- پلیوستوسن (سازند هزار دره متشکل از کنگلومرای همگن همراه با میان لایه‌هایی از ماسه‌سنگ و رس با ضخامت بیش از ۱۰۰۰ متر) و آبرفت‌های کواترنری (آبرفت‌های ناهمگن شمال تهران، سیلت‌های رسی کهریزک و سازند آبرفتی تهران) است. گسل راندگی کهریزک که از سری گسل‌های ری (شمال ری، جنوب ری و گسل کهریزک) می‌باشد، مهم‌ترین گسل منطقه است و به شکل دیواره بلندی (۱ تا ۱۰ متر) با

(Yaftian et al., 2023)، زیرا این عناصر بر عملکردهای بیولوژیکی تأثیر منفی گذاشته و با تجمع در یک یا چند اندام ارگانیزم‌ها، باعث بروز بسیاری از بیماری‌های جدی می‌شوند (Khaghani and Forghani Tehrani, 2024; Ou et al., 2025). به عنوان مثال تجمع کادمیم در بدن انسان به عملکرد نادرست کلیه، ایجاد سرطان و تجمع سرب به اختلال در سیستم عصبی، کم خونی و آسیب کلیوی منجر می‌شود.

شهرستان اسلامشهر در ۱۰ کیلومتری جنوب شهر تهران و در کوهپایه‌های جنوبی رشته‌کوه البرز مرکزی واقع شده و ارتفاع آن از سطح دریا در حدود ۱۱۶۵ متر است. وسعت شهرستان در حدود ۱۹۵ کیلومتر مربع است و دارای ۲ بخش، ۴ دهستان و ۴۹ روستا می‌باشد. شهرستان اسلامشهر، به دلیل واقع شدن در مجاورت پایتخت، طی دهه‌های اخیر شاهد رشد بسیار سریع و بی‌رویه جمعیت بوده است و جمعیتی قریب به ۵۰۰ هزار نفر را در خود جای داده است. یکی از نتایج احتمالی تمرکز جمعیت در این منطقه، آلودگی خاک محیط شهری است. مهم‌ترین منابع آلودگی خاک در شهرستان اسلامشهر عبارتند از: دفن زباله شهری و خانگی در ۴۰۰ متری شهرک حصارک، دفع فاضلاب در چاه‌های جذبی و رها کردن آن در سطح شهر، فعالیت کوره‌های آجرپزی که عمدتاً در اطراف شمس‌آباد، فیروز بهرام و اسماعیل‌آباد فعال هستند، فعالیت واحدهای زغال‌گیری در مجاورت روستاهای بهمن‌آباد، رضی‌آباد و قاسم‌آباد، فعالیت ۵۰ واحد آبکاری فلزات نیکل و کروم، فعالیت واحدهای صنعتی و فعالیت کشاورزی. این شهرستان به طور تقریبی دارای ۱۲ هزار هکتار اراضی قابل کشت است که در حال حاضر بالغ بر ۹ هزار هکتار آن زیر انواع کشت محصولات زراعی از قبیل گندم، جو، ذرت علوفه‌ای، سبزی و صیفی بوده و به میزان کمتری محصولات باغی از قبیل انواع میوه در باغستان‌های آن تولید می‌شود. بر اساس آمار سال ۱۳۹۵، در شهرستان اسلامشهر طی این سال حدود ۲۲۱۲ تن کود شیمیایی توزیع و مصرف شده است. از سوی دیگر، شهرستان اسلامشهر به دلیل واقع شدن در مسیر پر تردد محور تهران-ساوه و استقرار شرکت‌های متعدد حمل و نقل در دو سوی

2015). عمق برداشت نمونه خاک مناطق شهری نیز معمولاً ۲۵-۰ سانتی‌متر است (Johnson et al., 2011). بر این اساس، در این مطالعه با توجه به وسعت محدوده، تعداد ۲۱ نمونه خاک از افق سطحی (۱۵-۰ سانتی‌متری) توسط بیلچه فولادی ضد زنگ برداشت شد. در شکل ۱ موقعیت ایستگاه‌های نمونه‌برداری و در جدول ۱ توصیف ایستگاه‌های نمونه‌برداری ارائه شده است. در هر ایستگاه نمونه‌برداری، ۵ جزء نمونه (به وزن تقریبی ۲۰۰ گرم) از رئوس و مرکز یک مربع به ابعاد یک در یک متر برداشت شد. جزء نمونه‌ها با هم مخلوط شدند و در هر ایستگاه یک نمونه کلی به وزن تقریبی ۱ کیلوگرم به دست آمد. نمونه‌ها پس از نام‌گذاری و مشخص کردن مختصات جغرافیایی محل نمونه‌برداری توسط دستگاه GPS، در کیسه‌های پلی‌اتیلنی تمیز ریخته شد و به آزمایشگاه منتقل گردید. به منظور آماده‌سازی نمونه‌های خاک، ابتدا قطعات قلوه‌سنگ از خاک جدا شد و هر نمونه، به مدت ۴۸ ساعت در ظرف پلی‌اتیلن قرار گرفت تا در دمای آزمایشگاه خشک شود. سپس هر نمونه از الک ۱۰ مش عبور داده شد و با استفاده از هاون پودر شد تا اندازه ذرات به کمتر از ۲۰۰ مش برسد. غلظت عناصر اصلی و جزئی در نمونه‌های پودر شده، پس از هضم اسیدی ($\text{HF} + \text{HCl}$) و $\text{HNO}_3 + \text{HClO}_4$ نمونه‌ها بر روی حمام شن، با استفاده از دستگاه ICP-OES (مدل Varian) آزمایشگاه سازمان زمین‌شناسی و اکتشافات معدنی کشور اندازه‌گیری شد. حد آشکارسازی دستگاه برای عنصر کادمیم ۰/۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم، توریم و اسکاندیم ۰/۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم، کبالت، کروم، مس، نیکل، سرب، وانادیم و روی ۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم، منگنز، اورانیم، باریوم و زیرکونیم ۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم، تیتانیم ۱۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم، آهن و آلومینیم ۱۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم است.

راستای شرقی - غربی، شیب به سمت شمال و درازای بیش از ۴۰ کیلومتر در ۱۰ کیلومتری جنوب شهر ری دیده می‌شود. به سمت شرق و غرب، این گسل در زیر رسوبات جوان رودخانه‌ای و دشت ناپدید می‌شود. در راستای گسل کهریزک، سیلت‌های رسی کهریزک در شمال بر روی آبرفت‌های کنونی در جنوب رانده شده است.

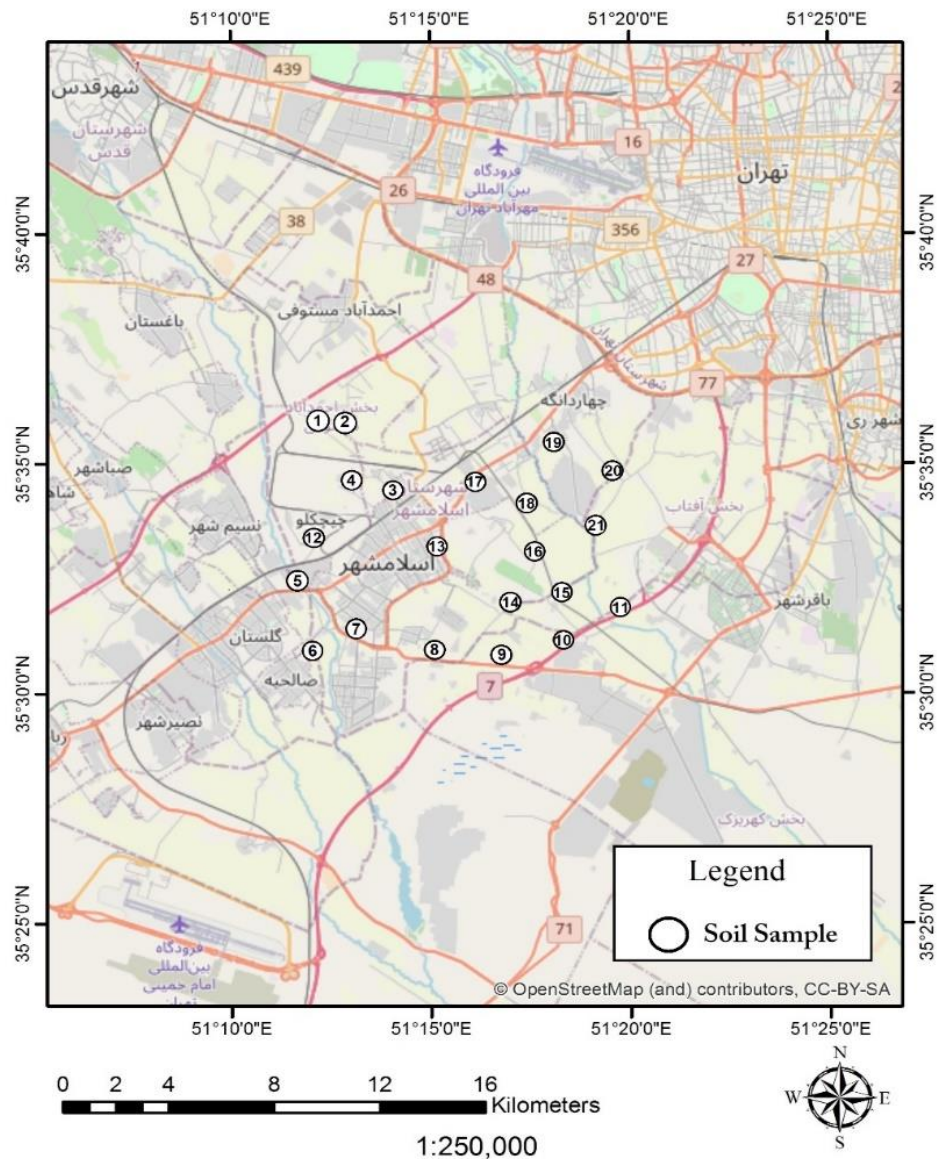
منطقه اسلامشهر با میانگین سالانه بارندگی ۱۷۰ میلی‌متر، میانگین سالانه درجه حرارت ۷/۱ درجه سانتی‌گراد و رطوبت نسبی ۴۸ درصد دارای آب‌وهوای گرم و خشک است. بادهای موسمی شهرستان اسلامشهر عبارتند از: بادهای شهریار (که در فصل بهار از غرب به شرق می‌وزد و سرعت آن به ۱۵ - ۱۰ متر در ثانیه رسیده و تقریباً سرد است) و باد ورامین (که در فصل تابستان از شرق به غرب می‌وزد و به باد کویر معروف است). به طور کلی، آب و هوای اسلامشهر در فصول سرد سال متأثر از سیستم‌های سرد شمالی و شمال غربی و جنوب غربی است که طی نفوذ به فلات ایران و تهران، این شهرستان را نیز تحت تأثیر خود قرار می‌دهند. شهرستان اسلامشهر در زمستان هوای سرد و خشک و در تابستان هوای گرم و خشک دارد.

مواد و روش‌ها

نمونه‌برداری، آماده‌سازی و اندازه‌گیری پارامترهای فیزیکی -

شیمیایی نمونه‌های خاک

خاک شهری، مخلوطی ناهمگن از مواد مختلف است و ترکیب شیمیایی آن عمدتاً تابع فعالیت‌های انسانی است. به طور کلی، در مطالعات ژئوشیمی شهری برای پوشش سیستماتیک شهر، ۱ تا ۴ نمونه در هر کیلومتر مربع برداشت می‌شود تا بتوان توزیع آلاینده‌های فلزی در خاک را به شکل دقیق بررسی کرد (Demetriades and Birke, 2005).



شکل ۱- موقعیت ایستگاه‌های نمونه‌برداری خاک

Fig. 1. The location of soil sampling sites

جدول ۱- توصیف ایستگاه‌های نمونه‌برداری خاک

Table 1. Description of soil sampling sites

شماره نمونه	کاربری
۱	زمین کشاورزی کشت گندم، ۷ متر فاصله تا ریل راه آهن، ۵۰۰ متر فاصله تا جاده اصلی
۲	زمین کشاورزی کشت بادمجان، ۱۰ متر تا گاوداری صنعتی، مجاور جاده محلی آسفالتی
۳	داخل شهر، پارک
۴	داخل شهر، خیابان‌های آسفالتی، مجاور مغازه‌های تجاری
۵	حصارک، اسلام شهر، بوستان نهج‌البلاغه
۶	صالحیه (روستای علی‌آباد طپانچه) زمین کشاورزی کشت خیار، ۵۰۰ متر تا روستا
۷	روستای مافین، نخاله ساختمانی
۸	زمین کشاورزی کشت گندم و سبزیجات، ۱۰۰ متر تا جاده اصلی آسفالتی
۹	زمین کشاورزی کشت گندم
۱۰	زمین کشاورزی کشت لوبیا و گوجه
۱۱	زمین کشاورزی کشت لوبیا، ۵۰۰ متر تا جاده اصلی آسفالتی
۱۲	مجاور دانشگاه آزاد اسلام شهر (مجمع کارگاهی پرفسور حسایی)، ۵ متر تا جاده اصلی آسفالتی
۱۳	داخل شهر، پارک
۱۴	روستای نظام‌آباد- زمین کشاورزی کشت سبزیجات و کدو
۱۵	روستای مرجان‌آباد، کنار منبع آب شرب اسلام شهر، ۱۰۰ متر تا محیط شهری
۱۶	روستای دیناران، زمین کشاورزی کشت گندم و ذرت، ۵۰ متر تا روستا و نزدیک به گاوداری صنعتی
۱۷	روستای ملک آباد، محدوده روستا
۱۸	روستای مهران آباد، زمین کشاورزی کشت سبزیجات و گندم
۱۹	حومه اسلامشهر، مجاور کارخانه محصولات پلاستیکی
۲۰	محوطه کارگاهی محصور، کارخانه تولید مبلمان
۲۱	روستای جعفر آباد جنگل، کنار جاده آسفالتی، زمین کشاورزی کشت لوبیا

است. میانگین درصد بازیابی عناصر در نمونه‌ها بیشتر از ۹۹ درصد می‌باشد.

ویژگی‌های فیزیکی-شیمیایی خاک به ویژه pH، مقدار ماده آلی، درصد کربنات و بافت، بر روی تحرک، زیست‌دسترس‌پذیری، زیست-فراهمی و تمرکز فلزات تأثیر می‌گذارد (Kelm et al., 2009). pH خاک با استفاده از روش استاندارد سازمان حفاظت محیط‌زیست ایالات متحده (USEPA, 1998, Method 9045)، مقدار ماده آلی از طریق اندازه‌گیری مقدار کربن آلی در نمونه‌ها با استفاده از روش تیتراسیون

برای ارزیابی صحت داده‌ها، از مواد مرجع و نمونه‌های استاندارد، و برای ارزیابی دقت، از چهار بار اندازه‌گیری هر عنصر در هر نمونه و بدست آوردن انحراف استاندارد نسبی استفاده شد:

$$RSD = (S/m) \times 100 \quad (1)$$

در این رابطه، RSD انحراف استاندارد نسبی، S انحراف معیار و m میانگین داده‌ها است. مقدار انحراف استاندارد نسبی برای عناصر مورد مطالعه، کمتر از ۱۰ درصد به دست آمد، بنابراین دقت داده‌ها مطلوب

نمونه‌های جمع‌آوری شده با مقادیر زمینه آن‌ها ارزیابی کرد (Arifin et al., 2025). این شاخص از طریق فرمول زیر محاسبه می‌شود:

$$I_{geo} = \log_2 \left[\frac{C_i}{1.5C_{ni}} \right] \quad (3)$$

در این رابطه، C_i غلظت عنصر اندازه‌گیری شده در نمونه خاک و C_{ni} مقدار آن عنصر در نمونه مرجع یا زمینه (شیل میانگین، Turekian and wedepohl, 1961) می‌باشد. ضریب ۱/۵ برای به حداقل رساندن تأثیر نوسانات طبیعی در مقدار زمینه است. این ضریب با تفکیک نوسانات طبیعی موجود در غلظت یک عنصر در محیط، تغییرات اندک ناشی از اثرات انسان‌زاد را نمایان می‌سازد (Shomali and khodaverdilo, 2012).

با استفاده از شاخص آلودگی تک عاملی (P_i) شدت آلودگی خاک به عناصر بالقوه سمی، ارزیابی می‌شود (Li et al., 2011):

$$P_i = \left(\frac{C_n}{B_n} \right) \quad (4)$$

C_n غلظت عنصر در نمونه خاک و B_n غلظت عنصر در ماده زمینه (ترکیب میانگین خاک‌های جهانی، Kabata-Pendias, 2011) است. با استفاده از شاخص آلودگی تک عاملی، شاخص آلودگی یکپارچه نمره (NIPI) محاسبه شد (Abraham and Parker, 2008; Tomlinson et al., 1980):

$$NIPI = \sqrt{\frac{Pi_{ave}^2 + Pi_{max}^2}{2}} \quad (5)$$

n تعداد عناصر مورد مطالعه، Pi_{ave}^2 مربع متوسط مقدار P_i و Pi_{max}^2 مربع حداکثر مقدار P_i در هر ایستگاه است.

از شاخص خطر اکولوژیکی بالقوه (PERI) برای ارزیابی درجه خطر اکولوژیکی عناصر بالقوه سمی در خاک استفاده می‌شود (Hakanson, 1980):

$$PERI = \sum_{i=1}^m E_r^i \quad (6)$$

$$E_r^i = T_r^i \times C_f^i \quad (7)$$

توسط محلول فرآمونیم سولفات (Chopin and Alloway, 2007)، و درصد کربنات نمونه‌ها طی واکنش با کلریدریک اسید و با روش تیتراسیون برگشتی تعیین شد. درصد ماسه، سیلت و رس (بافت) هر نمونه با هیدرومتر تعیین شد.

محاسبه شاخص‌های ژئوشیمیایی

در این مطالعه از نتایج محاسبه ضرایب آلودگی منفرد (شامل ضریب غنی‌شدگی، شاخص تک عاملی، ضریب زمین انباشت، و شاخص آلودگی نمره) و ضریب آلودگی تجمعی (شاخص خطر اکولوژیکی بالقوه) استفاده شد.

ضریب غنی‌شدگی با استفاده از رابطه زیر محاسبه می‌شود (Loska et al., 1997):

$$EF = \frac{\left(\frac{M_{sample}}{N_{sample}} \right)}{\left(\frac{M_{background}}{N_{background}} \right)} \quad (2)$$

M غلظت عنصر مورد نظر و N غلظت عنصر بهنجارکننده است. عنصر بهنجارکننده عنصری است که توزیع آماری نرمال دارد، تغییرات اندکی در محیط داشته و تحت تأثیر عوامل انسان‌زاد وارد محیط نمی‌شود. معمولاً عناصر آلومینیم، زیرکیم، اسکاندیم، تیتانیم، آهن و منگنز به عنوان عناصر بهنجارکننده مورد استفاده قرار می‌گیرند (Ugwanga and Kgabi, 2020). در این مطالعه پس از بررسی توزیع آماری عناصر بهنجارکننده در نمونه‌ها، آلومینیم به عنوان عنصر بهنجارکننده و ترکیب خاک میانگین جهانی (Kabata-Pendias, 2011) به عنوان ماده زمینه مورد استفاده قرار گرفت.

مولر (Müller, 1969) ضریب زمین انباشت (I_{geo}) را برای اندازه‌گیری شدت آلودگی نمونه جامد و مقایسه غلظت‌های امروزی با مقادیر قبل از صنعتی شدن تعریف نموده است. توسط این ضریب می‌توان شدت آلودگی را از طریق مقایسه مقدار غلظت عناصر سمی در

پوستی با استفاده از محاسبه مقدار متوسط دوز دریافتی روزانه (ADD) محاسبه می‌شود (Sawut et al., 2018; Soltani-Gerdefaramarzi et al., 2021):

$$ADD_{ing} = \frac{C \times R_{ing} \times CF \times EF \times ED}{BW \times AT} \quad (8)$$

$$ADD_{inh} = \frac{C \times R_{inh} \times EF \times ED}{PEF \times BW \times AT} \quad (9)$$

$$ADD_{derm} = \frac{C \times SA \times CF \times SL \times ABS \times EF \times ED}{BW \times AT} \quad (10)$$

ADD_{ing} ، ADD_{inh} و ADD_{derm} به ترتیب مقدار مواجهه روزانه از طریق بلع، استنشاق و تماس پوستی (میلی‌گرم بر کیلوگرم بر روز) می‌باشد. C غلظت عنصر در نمونه (میلی‌گرم بر کیلوگرم)، R_{ing} نرخ بلع (میلی‌گرم بر کیلوگرم، برای کودکان و بزرگسالان به ترتیب ۲۰۰ و ۱۰۰)، CF ضریب تبدیل (کیلوگرم بر میلی‌گرم، برای بزرگسالان و کودکان $10^{-6} \times 1$)، EF فراوانی مواجهه (روز بر سال، برای کودکان و بزرگسالان به ترتیب ۶ و ۲۴)، BW متوسط وزن بدن (کیلوگرم، برای کودکان و بزرگسالان به ترتیب ۱۵ و ۵۵/۹)، AT زمان متوسط (روز، برای کودکان و بزرگسالان $365 \times ED$)، R_{inh} نرخ استنشاق (متر مکعب بر روز، $7/6$ و ۲۰ برای کودکان و بزرگسالان)، PEF فاکتور گسیل ذره (متر مکعب بر روز، برای بزرگسالان و کودکان $10^9 \times 1/36$)، SA مساحت سطحی پوست در معرض غبار (سانتی‌متر مکعب، برای کودکان و بزرگسالان به ترتیب ۱۸۰۰ و ۵۰۰۰)، SL ضریب چسبندگی غبار به پوست (میلی‌گرم بر سانتی‌متر مکعب، برای بزرگسالان و کودکان ۱)، و ABS ضریب جذب پوستی (برای کودکان و بزرگسالان $0/001$)، می‌باشد. پس از محاسبه ADD از سه مسیر بلع، استنشاق و تماس پوستی، ضریب خطر غیر سرطان‌زایی هر مسیر (HQ) از رابطه زیر بدست آمد (Yakamercan et al., 2021):

$$HQ_i = \frac{ADD_i}{RfD_i} \quad (11)$$

RfD_i حداکثر دوز قابل قبول مواجهه روزانه است. در جدول ۲ مقادیر این پارامتر برای عناصر مختلف ارائه شده است. $HQ < 1$ نشانگر

E_f^i خطر اکولوژیکی بالقوه هر عنصر، T_r^i فاکتور سمیت بیولوژیکی و C_f^i شاخص تک عاملی آلودگی هر عنصر است. مقدار T_r^i عناصر آهن، منگنز و روی ۱، کروم و وانادیم ۲، مس، نیکل، کبالت، سرب ۵ و کادمیم ۳۰ است (Hakanson, 1980). مزیتی که شاخص آلودگی یکپارچه نمو نسبت به شاخص‌های دیگر دارد این است که در این شاخص، ریسک آلودگی همه عناصر مورد مطالعه در یک ایستگاه نمونه‌برداری مشخص می‌شود (Mazurek et al., 2019) و از این رو، این شاخص، یک شاخص آلودگی تجمعی است.

ارزیابی خطر سلامتی

ریسک (خطر) سلامتی عناصر سمی موجود در خاک، به منظور ارزیابی کمی خطرات سرطان‌زایی و غیر سرطان‌زایی این آلاینده‌ها مورد بررسی قرار می‌گیرد. این ارزیابی برای سه مسیر مواجهه شامل بلع، تماس پوستی، و استنشاق و برای دو گروه سنی خردسال و بزرگسال انجام می‌شود. درک الگوهای مواجهه با خاک و گرد و غبار بخش مهمی از برآورد کلی مواجهه با مواد شیمیایی زیست‌محیطی است. بلع خاک و گرد و غبار یک مسیر بالقوه مواجهه با مواد شیمیایی زیست‌محیطی برای بزرگسالان و کودکان است. کودکان به ویژه ممکن است مقادیر چشمگیری از خاک را به دلیل تمایل آن‌ها به بازی روی زمین و فرو بردن اشیاء به دهان و یا دست مصرف کنند. بزرگسالان نیز ممکن است ذرات خاک یا گرد و غبار که به مواد غذایی، سیگار و یا دست خود چسبیده‌اند را بلع یا هضم کنند. همچنین بزرگسالان و کودکان هنگام استنشاق می‌توانند در معرض انواع عناصر سمی قرار گیرند. تماس پوستی با خاک آلوده (برای مثال از طریق گرد و غبارهای موجود در فضاهای درون ساختمانی) نیز می‌تواند باعث دریافت عناصر آلاینده و ورود آن‌ها به بدن انسان شود.

خطر سلامتی عناصر بالقوه سمی بر اساس روش ارائه شده توسط سازمان حفاظت محیط‌زیست ایالات متحده آمریکا (USEPA, 1989) ارزیابی شد. در این روش، خطر سرطان‌زایی و غیر سرطان‌زایی عناصر بالقوه سمی از سه مسیر بلع، استنشاق و تماس

مقدار HI کمتر از یک نشانگر عدم اثر منفی بر سلامتی افراد و HI > 1 نشانگر اثرات نامطلوب سلامتی است (Dulfour and Ballentione, 1986).

خطر بروز سرطان برای هر فرد با استفاده از روابط زیر محاسبه شد (Fakhri et al., 2018; Yakamercan et al., 2021):

عدم احتمال اثرات منفی بر سلامت و $HQ > 1$ نشانگر احتمال اثرات منفی بر سلامت است (Soltani-Gerdefaramarzi et al., 2021).

مجموع مقادیر HQ نیز شاخص مناسبی برای ارزیابی ریسک سلامتی در یک ایستگاه نمونه‌برداری است:

$$HI = \sum_i^i HQ_i \quad (12)$$

جدول ۲- پارامترهای معادلات ارزیابی خطر سرطان‌زایی و غیر سرطان‌زایی (USEPA, 1989; EFSA, 2010; IRIS, 2020)

Table 2. Parameters in non-carcinogenic and carcinogenic human health risk assessment equations (USEPA, 1989; EFSA, 2010; IRIS, 2020)

Parameter	Children	Adults	Unit
RI_{ing}	200	100	mg/day
RI_{inh}	7.6	20	m ³ /day
EF	350	350	Day/year
ED	6	24	Year
BW	15	70	kg
AT	2190	8760	days
PEF	1.36 × 10 ⁹	1.36 × 10 ⁹	m ³ /kg
SA	5700	2800	cm ²
AF	0.2	0.7	mg/cm day
ABS	0.001	0.001	-
SF	Cd (0.38, 6.3, 0.38), Cr (0.5, 4.2, 2), Ni (1.7, 0.9, 4.25). Values in parentheses are for ingestion, inhalation, dermal contact)		(mg/kg)/day
RfD_{ingestion}	Cd (0.001), Pb (0.0005), Ni (0.02), Zn (0.3), Cu (0.04), Co (0.02), Mn (0.14), Cr (0.003), Ba (0.2), V (0.009), Fe (8.4)		(mg/kg)/day
RfD_{inhalation}	Cd (0.00001), Pb (0.00352), Ni (0.02), Zn (0.3), Cu (0.04), Co (0.0000057), Mn (0.00005), Cr (0.000008), Ba (0.000143), Fe (7)		(mg/kg)/day
RfD_{dermal}	Cd (0.00001), Pb (0.000525), Ni (0.02), Zn (0.06), Cu (0.012), Co (0.016), Mn (0.14), Cr (0.003), Ba (0.2), V (0.009), Fe (0.0022)		(mg/kg)/day

در این روابط CR خطر سرطان‌زایی، SF فاکتور شیب سرطان‌زایی (جدول ۲) و TCR مجموع خطر سرطان‌زایی برای یک عنصر از مسیرهای مختلف است. اگر مقدار خطر سرطان‌زایی (CR و TCR) کمتر از 1×10^{-6} باشد، نشان‌دهنده خطر سرطان‌زایی ناچیز یا عدم

$$CR = \sum ADD_i \times SF_i \quad (13)$$

$$TCR = \sum CR_i \quad (14)$$

و کاربری خاک کنترل می‌شود (Parton et al., 1987). خاک‌های ریزدانه‌تر معمولاً ماده آلی بیشتری دارند. ماده آلی خاک با تشکیل پیوند با فلزات و ایجاد ترکیبات پایدار در تثبیت برخی آلاینده‌های فلزی مثل مس، اهمیت زیادی دارد (Six et al., 2002) و باعث نگهداری و تجمع فلزات در خاک می‌شود (FAO/WHO, 1993). میزان ماده آلی در نمونه‌های خاک مورد مطالعه در گستره ۰/۲ تا ۲/۸ درصد (میانگین ۰/۹ درصد) متغیر است. بیشترین ماده آلی در نمونه‌های خاک کشاورزی مشاهده می‌شود که ناشی از کاربرد کود و اصلاح خاک است. مقدار کربنات کلسیم نمونه خاک‌های مورد مطالعه بین ۱۲ و ۳۹ درصد (میانگین ۲۵/۹ درصد) متغیر است. مقدار بالای کربنات در نمونه‌های خاک، pH خنثی تا قلیایی آن‌ها را توجیه می‌کند. کربنات‌ها مخزن مهمی برای انباشت و نگهداری یون‌های فلزی هستند (Rocco et al., 2016) و می‌توانند برخی عناصر بالقوه سمّی مانند کادمیم، روی و سرب را به خود جذب کنند و زیست‌فراهمی آن‌ها را کاهش دهند (Kabata-Pendias, 2011). در خاک‌های مورد مطالعه، میزان رس بین ۲۵ تا ۶۰ درصد (میانگین ۳۹/۴ درصد)، میزان سیلت بین ۸ تا ۳۷/۵ درصد (میانگین ۲۱ درصد) و میزان ماسه بین ۱۷/۵ تا ۶۴ درصد (میانگین ۳۹/۳ درصد) تغییر می‌کند. بر اساس رده‌بندی استاندارد وزارت کشاورزی آمریکا (USDA, 1999) بافت خاک‌های مورد مطالعه عمدتاً از نوع سنگین (رس و لوم رسی) می‌باشد (شکل ۲). به طور کلی زیست‌فراهمی عناصر در خاک‌های با بافت ریز (مقدار رس بالا) نسبت به خاک‌های با بافت درشت (مقدار ماسه بالا) کمتر است (Yu et al., 2019)، زیرا سیلت و رس پتانسیل بالاتری برای جذب و نگهداری عناصر بالقوه سمّی دارند.

وجود خطر سرطان‌زایی است. مقدار خطر سرطان‌زایی بزرگ‌تر از 4×10^{-1} نشانگر محدوده غیرقابل تحمل برای انسان و احتمال بروز عوارض سرطانی است (Adimalla et al., 2020).

تحلیل آماری داده‌ها

به منظور بررسی نحوه ارتباط عناصر با یکدیگر، تعیین منشأ احتمالی آن‌ها و همچنین تأثیر عوامل طبیعی و انسان‌زاد بر تمرکز عناصر بالقوه سمّی، از ضریب همبستگی استفاده شد. ضریب همبستگی ارتباط دو پارامتر را با یکدیگر نشان می‌دهد و اطلاعات مهمی درباره منشأ و رفتار ژئوشیمیایی عناصر بالقوه سمّی ارائه می‌کند (Guo et al., 2012). از روش آنالیز خوشه‌ای برای گروه‌بندی سایت‌های نمونه-برداری استفاده شد. آنالیز خوشه‌ای یک روش آماری چند متغیره است که نمونه‌ها را بر اساس شباهت ژئوشیمیایی گروه‌بندی می‌کند (El Yaouti et al., 2009). به عبارتی در هر خوشه مجموعه‌ای از متغیرها قرار می‌گیرد که بین آن‌ها حداکثر شباهت و با متغیر متعلق به خوشه‌های دیگر حداکثر تفاوت وجود داشته باشد (Jiang et al., 2021).

نتایج و بحث

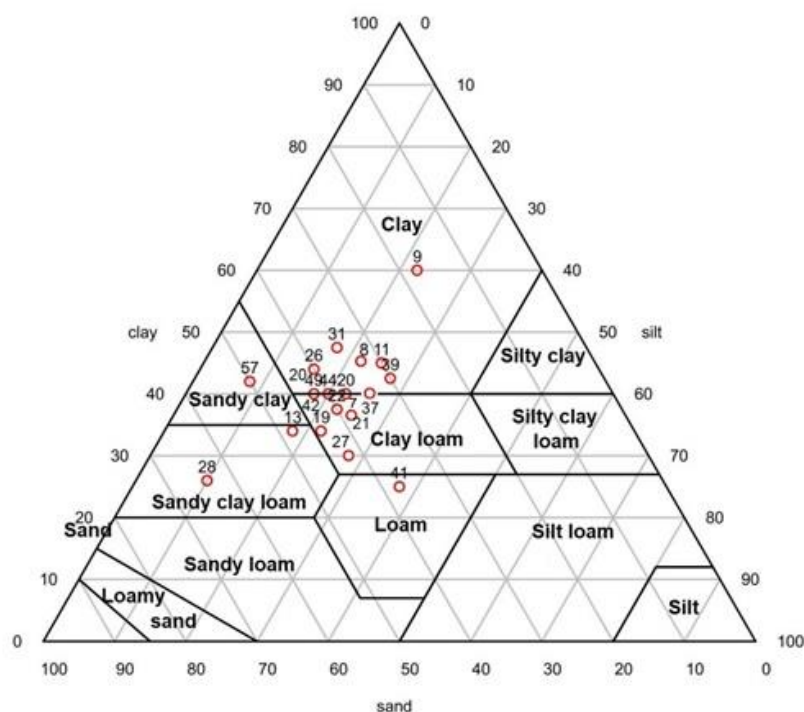
ویژگی‌های فیزیکی-شیمیایی نمونه‌های خاک

در جدول ۳ مقادیر حداقل، حداکثر و میانگین پارامترهای فیزیکی-شیمیایی اندازه‌گیری شده در نمونه‌های خاک شهرستان اسلامشهر آورده شده است. پارامتر pH اهمیت بسیار زیادی در تجمع و تمرکز عناصر بالقوه سمّی در خاک‌ها دارد. pH نمونه‌های خاک مورد مطالعه بین ۷/۲ تا ۸/۹ (میانگین ۸/۴) تغییر می‌کند. بر اساس رده‌بندی استاندارد وزارت کشاورزی آمریکا (USDA, 1999)، pH نمونه‌های خاک مورد مطالعه در محدوده خنثی (۶/۳-۷/۳) تا بسیار قلیایی (۹-۸/۵) قرار دارد. pH قلیایی خاک‌های مورد مطالعه می‌تواند تحرک و سمیت اکسی آنیون‌ها (مانند آرسنیک، کروم و سلنیم) را به شدت افزایش دهد (Kabata-Pendias, 2011). مقدار ماده آلی خاک توسط بارندگی، دما (که به طور مستقیم مقدار تجزیه را کنترل می‌کند)، بافت

جدول ۳- آمار توصیفی پارامترهای فیزیکی- شیمیایی اندازه‌گیری شده در نمونه‌های خاک

Table 3. Descriptive statistics of physico-chemical parameters of the studied soils

	pH	OM	CaCO ₃	Clay	Silt	Sand
average	8.4	0.9	25.9	39.4	21.0	39.3
min.	7.2	0.2	12	25	8	17.5
max.	8.9	2.8	39	60	37.5	64



شکل ۲- بافت نمونه‌های خاک بر اساس درصد رس، سیلت و ماسه

Fig. 2. The texture of the soil samples based on the percentage of clay, silt and sand

و تجاری (CCME, 2007) ارائه شده است. با توجه به جدول ۴، میانگین غلظت عناصر منگنز، روی و توریم در نمونه‌های مورد مطالعه تفاوت قابل توجهی با غلظت این عناصر در ترکیب میانگین خاک‌های جهانی (Kabata-Pendias, 2011) دارد. میانگین غلظت عناصر باریم، کبالت، نیکل، سرب، و اورانیم اندکی بیشتر از غلظت این عناصر در ترکیب میانگین خاک‌های جهانی است. میانگین غلظت سایر عناصر در نمونه‌های خاک، کمتر از غلظت آن‌ها در ترکیب میانگین خاک جهانی

بررسی غلظت عناصر بالقوه سمّی در نمونه‌های خاک

جدول ۴ آمار توصیفی غلظت عناصر اصلی و جزئی را در نمونه‌های مورد مطالعه را در مقایسه با ترکیب میانگین خاک‌های جهانی (Kabata-Pendias, 2011) نشان می‌دهد. در جدول ۵ میانگین غلظت عناصر در نمونه‌های مورد بررسی در مقایسه با استاندارد کشور کانادا در خاک‌های با کاربری‌های مختلف کشاورزی، مسکونی، صنعتی

است. بر اساس جدول ۴، توزیع عناصر آهن، کروم، مس، وانادیم، باریم، کبالت، اورانیم، روی و کادمیم تقریباً غیر نرمال است که نشانگر منشأ احتمالی انسان‌زاد این عناصر است. از میان عناصر بهنجارکننده (تینانیم، زیرکنیم، آلومینیم و اسکاندیم) توزیع آلومینیم دارای

جدول ۴- آمار توصیفی داده‌ها (مقادیر غلظت بر حسب میلی‌گرم بر کیلوگرم)

Table 4. Descriptive statics of the element's concentrations (mg/kg) in the soil samples

Element	Mean	Std. Deviation	Variance	Skewness	Kurtosis	Minimum	Maximum
Al	61361	4444.6	19754537	0.1	-0.2	51533	69035.1
Ba	552.9	109.0	11881	1.05	2.4	355.4	866.9
Cd	0.2	0.2	0.03	0.7	-0.9	0.1	0.6
Co	12.4	2.2	5.0	-0.9	0.9	6.8	15.4
Cr	58.46	11.4	129.5	-0.5	0.6	31.3	78.2
Cu	29.9	8.3	69.4	2.3	9.0	18.6	60.3
Fe	31203	4333	18782065	-0.9	1.4	19713.4	37068.7
Mn	895.5	94.3	8900.7	-0.6	0.4	666.1	1041.5
Mo	1.2	1.2	1.3	2.1	5.0	0.4	5.0
Ni	38.1	9.6	91.3	-0.6	0.5	16.7	54.4
Pb	35.9	24.8	613.1	3.5	14.0	14.9	135.1
Sc	10.4	1.3	1.8	-1.0	1.9	7.1	12.7
Sn	2.5	0.4	0.2	0.5	2.8	1.6	3.7
Sr	464.5	103.2	10648.5	-0.02	-0.2	271.3	670.9
Th	15.3	2.7	7.3	0.5	1.2	10.2	22.4
Ti	3053	333.3	111056	0.1	1.6	2212.8	3691.1
U	4.1	0.7	0.5	0.01	1.8	2.5	5.9
V	107.4	15.5	241.4	-0.8	1.6	69.8	132.6
Zn	130	63.9	4086.2	2.9	9.1	76.1	363.6
Zr	284.0	26.7	713.9	0.4	-0.6	240.5	333.8

جدول ۵- مقادیر استاندارد برخی عناصر سمی (میلی‌گرم بر کیلوگرم) در خاک با کاربری‌های مختلف (CCME, 2007)

Table 5. Soil quality guidelines (mg/kg) for different land-uses (CCME, 2007).

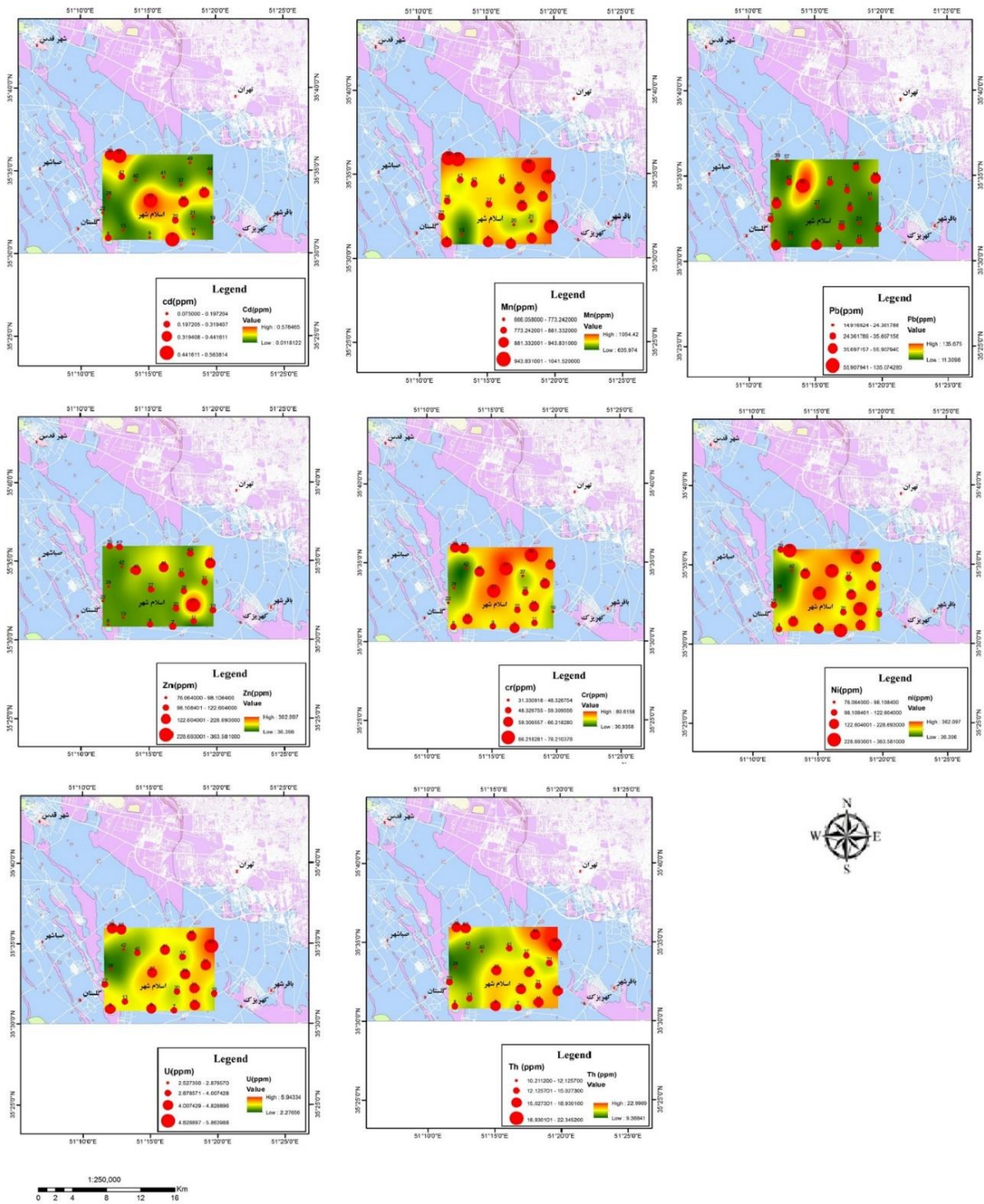
Element	Land-use			
	Residential	Agricultural	Industrial	Commercial
Cr	64	64	87	87
Cu	63	63	91	91
Pb	140	70	600	260
Zn	200	200	360	360
Cd	10	1.4	22	22
Ni	50	50	50	50
Ba	500	750	500	2000
U	23	23	300	23
V	130	130	130	130
Co	50	40	200	-

و خاک‌های صنعتی و تجاری (۳۶۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم) است. روی در مقایسه با فلزات بالقوه سمی دیگر نسبتاً بی‌ضرر است و بیشتر از آن که یک یون فلزی سمی باشد، عنصر جزئی ضروری است. مسمومیت حاد روی به یک رویداد نادر است و تنها مواجهه با دوزهای بسیار زیاد روی باعث بروز مسمومیت می‌شود. دریافت مقادیر زیاد روی، علاوه بر مسمومیت حاد، باعث اختلال در جذب مس اختلال می‌شود و بسیاری از اثرات سمی روی، در واقع به دلیل کمبود مس است. کمبود روی گسترده است و تأثیر مخربی بر رشد، رشد عصبی و ایمنی دارد و در موارد شدید، عواقب آن کشنده است.

غلظت توریم در همه ایستگاه‌های مورد مطالعه نسبت به غلظت این عنصر در ترکیب خاک میانگین جهانی (۹/۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم) بیشتر است. استنشاق گرد و غبار توریم خطر ابتلا به سرطان ریه و پانکراس را افزایش می‌دهد. در افرادی که در معرض توریم قرار دارند خطر ابتلا به سرطان استخوان نیز افزایش می‌یابد، زیرا توریم می‌تواند در استخوان ذخیره شود. با توجه به خطرات بالقوه این عنصر، غلظت زیاد توریم در خاک‌های مورد مطالعه باید مورد توجه قرار گیرد.

در شکل ۳ پراکندگی غلظت عناصر بالقوه سمی مورد مطالعه در نمونه‌های خاک منطقه نشان داده شده است. بیشترین تمرکز منگنز در خاک برداشت شده از اطراف جاده بزرگراه سعیدی مشاهده می‌شود. منگنز عنصری است که به فراوانی در خاک‌ها حضور دارد و منشأ آن عمدتاً طبیعی است، با این وجود منابع انسانی نیز برای این عنصر وجود دارد که مهم‌ترین آن، ترافیک و حمل و نقل و همچنین صنایع متالورژی، آبکاری فلز، کاربرد آن به عنوان کود (سولفات منگنز) و مکمل غذایی برای دام است. مواجهه گرد و غبار حاوی منگنز می‌تواند به یک بیماری عصبی به نام منگانیسم منجر شود. علائم منگانیسم، مشابه علائم بیماری پارکینسون بوده و شامل موارد لرزش، سفت شدن عضلات، کند شدن حرکات بدن، افسردگی شدید، اضطراب و پرخاش است. با توجه به اثرات منفی دریافت منگنز بر انسان، زیاد بودن منگنز در برخی ایستگاه‌های نمونه‌برداری، باید مورد توجه قرار گیرد.

پراکندگی عنصر روی در خاک منطقه نشانگر بیشتر بودن غلظت این عنصر در زمین‌های کشاورزی روستاهای مرجان‌آباد، بهرام‌آباد و مرادآباد است. غلظت روی در بیشتر ایستگاه‌های نمونه‌برداری بیشتر از حد مجاز برای خاک کشاورزی و مسکونی (۲۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم)



شکل ۳- توزیع عناصر بالقوه سمی در محدوده مورد مطالعه

Fig. 3. Distribution of potentially toxic elements in the study area

بزرگسالان نیز در درازمدت، با خطراتی همچون افزایش خطر فشار خون و آسیب‌های کلیوی همراه است. مواجهه زنان باردار با سطوح بالای سرب می‌تواند باعث سقط جنین، مرده‌زایی، زایمان زودرس و وزن کم نوزاد شود. بنابراین، غلظت زیاد سرب در برخی نمونه‌های خاک مورد مطالعه نگران‌کننده است و باید مورد توجه قرار گیرد.

غلظت کروم در برخی نمونه‌های خاک اسلامشهر کمی بیشتر از محدوده مجاز برای خاک‌های کشاورزی و مسکونی (۶۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم) بوده، و همه نمونه‌ها در محدوده مجاز برای کاربرد صنعتی و تجاری (۸۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم) قرار دارند. کروم (III) نقش تغذیه‌ای مهمی ایفا می‌کند، اما کروم (VI) بسیار سمّی است و توسط آژانس بین‌المللی تحقیقات سرطان (IARC, 2016) به عنوان عامل سرطان‌زای انسانی گروه I در نظر گرفته شده است. چندین اثر سلامتی مرتبط کروم شش ظرفیتی نیز شناخته شده و مورد تأیید قرار گرفته است که شامل درماتیت، مشکلات بینی و سینوسی، کلیوی و کبدی، و همچنین ناهنجاری‌های خونی و کروموزومی است (Alvarez et al., 2021).

در برخی نمونه‌ها، غلظت نیکل و وانادیم از حداکثر مقدار مجاز برای کاربری‌های مختلف (کشاورزی، صنعتی، مسکونی و تجاری، ۵۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم) به میزان اندکی بیشتر است. آژانس بین‌المللی تحقیقات سرطان، نیکل و ترکیبات آن را در گروه ۱ ترکیبات سرطان‌زا قرار داده است. مواجهه با نیکل و ترکیبات آن می‌تواند باعث بروز سرطان ریه، حفره بینی، و سینوس‌های پارانازال شود. مواجهه با وانادیم، به ویژه از طریق مسیر استنشاق، می‌تواند با سرطان‌زایی، نقص در سیستم عصبی و سیستم ایمنی، آسیب‌های کلیوی و تولیدمثل همراه باشد (Escutia-Martinez et al., 2025). غلظت مس، کبالت، کادمیم و اورانیم در تمام نمونه‌ها در محدوده مجاز برای کاربری‌های صنعتی، کشاورزی، مسکونی و تجاری قرار دارد.

بررسی شدت آلودگی خاک

در ایستگاه‌های ۵ و ۱۲ (حصارک و مهران‌آباد) و نیز ایستگاه‌های شمال غربی منطقه (۴ و ۱)، غلظت باریم از حداکثر غلظت مجاز برای کاربری‌های کشاورزی، صنعتی و مسکونی (به ترتیب ۷۵۰، ۵۰۰، ۵۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم) بیشتر و نسبت به غلظت مجاز برای کاربری تجاری، در همه ایستگاه‌ها کمتر است. ایستگاه‌های ۴ و ۱، در زمین‌های کشاورزی و نزدیک به کارخانه‌های محصولات پلاستیکی واقع شده‌اند. به دلیل کاربرد باریت در لنت اتومبیل‌ها، ترافیک نیز می‌تواند از عوامل غنی‌شدگی نمونه‌ها به باریم باشد. فعالیت کوره‌های آجرپزی، یکی دیگر از منابع ورود باریم به محیط زیست است. گرچه منابع صنعتی باریم در محدوده مورد مطالعه وجود دارد، اما باید در نظر داشت که شعاع یونی باریم بسیار به پتاسیم شبیه است و بنابراین این عنصر می‌تواند در کانی‌های حاوی پتاسیم (مانند پتاسیم فلدسپار) به شکل جایگزینی یونی مشاهده شود. دریافت باریم از مسیرهای بلع و استنشاق، ممکن است به بروز برخی مشکلات سلامتی در انسان شامل فلج عضلانی، اختلالات گوارشی، آسیب قلبی، افزایش فشار خون، و در موارد حاد حتی به مرگ منجر شود (Kravchenko et al., 2014).

غلظت سرب در برخی نمونه‌های خاک اسلامشهر بیشتر از محدوده مجاز برای خاک‌های کشاورزی (۷۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم) است و در مقایسه با حداکثر مقدار مجاز برای سایر کاربری‌ها، در محدوده قابل قبول قرار دارد. ایستگاه‌هایی که غلظت سرب آن‌ها زیاد است، در شمال اسلامشهر در محدوده شهرک جانبازان قرار دارند که با توجه به وجود شهرک‌های صنعتی در این مناطق، این میزان آلودگی سرب قابل توجهی است. منابع مهم آلودگی محیط زیست به سرب عبارتند از معدنکاری، ذوب، تولید باتری‌های سرب اسیدی، صنایع رنگ، صنایع شیشه، سرامیک، و احتراق بنزین حاوی سرب. مواجهه با سرب به طور جدی به سلامت انسان، به ویژه کودکان آسیب می‌رساند و به اثرات نامطلوبی مانند آسیب به مغز و سیستم عصبی، کندی رشد، مشکلات یادگیری و رفتاری، مشکلات شنوایی و گفتاری، کاهش ضریب هوشی، کاهش تمرکز، و عملکرد ضعیف در مدرسه منجر می‌شود. دریافت سرب توسط

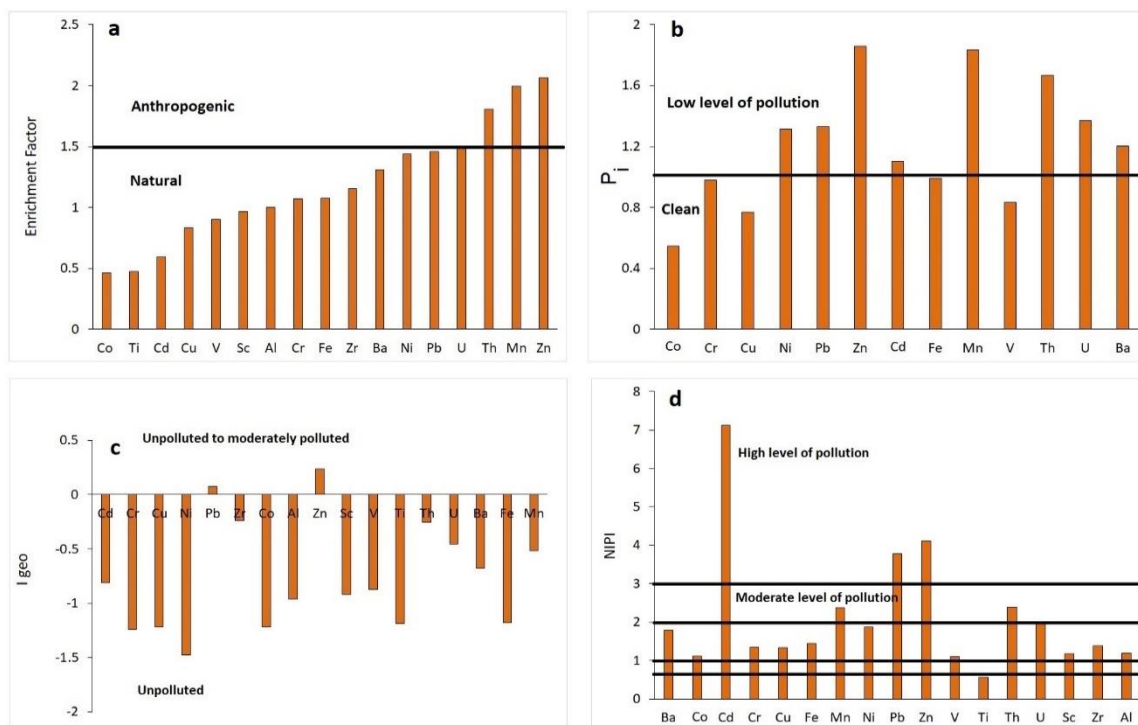
روستای مرجان‌آباد، و ایستگاه‌های مجاور ناحیه صنعتی سپند می‌باشند.

در شکل ۴-۱ مقادیر میانگین ضریب زمین‌انباشت عناصر در خاک شهرستان اسلامشهر ارائه شده است. بر اساس نتایج به دست آمده، نمونه ۱۶ که از محدوده کارخانه تولید محصولات پلاستیکی در روستای ناصریه برداشت شده است، نمونه شماره ۱۳ که از زمین کشاورزی با کاشت گندم روستای مرجان‌آباد برداشت شده، و نمونه شماره ۷ که از زمین کشاورزی نزدیک جاده ساوه و در مجاورت گاوداری صنعتی برداشت شده است، نسبت به عناصر کادمیم، سرب و روی آلودگی شدیدتری نشان می‌دهند.

با توجه به مقادیر شاخص فلزی یکپارچه نمره (NIPI) (شکل ۴-۲) نمونه‌های مورد مطالعه نسبت به عناصر کادمیم، سرب و روی در رده آلودگی شدید، نسبت به عناصر منگنز و توریم در رده آلودگی متوسط، و نسبت به عناصر باریوم، کروم، مس، آهن، نیکل و وانادیم در سطح هشدار آلودگی قرار دارند.

در صورتی که مقدار EF یک عنصر بین ۰/۵ تا ۱/۵ باشد، آن عنصر به طور کامل منشأ پوسته‌ای دارد و اگر مقدار EF عنصری بیش از ۱/۵ باشد، بخشی از آن عنصر توسط منابع انسانی تأمین شده است (Zhang et al., 2009). بنابراین با توجه به شکل ۴-۲ احتمالاً عناصر اورانیم، توریم، منگنز و روی در نمونه‌های مورد مطالعه از فعالیت‌های انسانی منشأ گرفته‌اند. بر اساس مقادیر میانگین ضریب غنی‌شدگی، خاک‌های مورد مطالعه نسبت به عناصر توریم، منگنز و روی دارای غنی‌شدگی متوسط ($2 < EF \leq 5$) و نسبت به سایر عناصر دارای غنی‌شدگی کم ($EF \leq 2$) هستند.

شکل ۴-۲ نتایج حاصل از محاسبه شاخص تک‌عاملی را نشان می‌دهد. بر اساس مقادیر شاخص تک‌عاملی و با توجه به رده‌بندی ارائه شده برای این شاخص (Yang et al., 2011)، نمونه‌های مورد مطالعه نسبت به عناصر نیکل، سرب، روی، کبالت، منگنز، اورانیم و توریم در رده آلودگی کم و نسبت به سایر عناصر غیرآلوده هستند. آلوده‌ترین ایستگاه‌ها شامل نمونه‌های ۱۹ و ۲۰ واقع در شرق منطقه و نزدیک

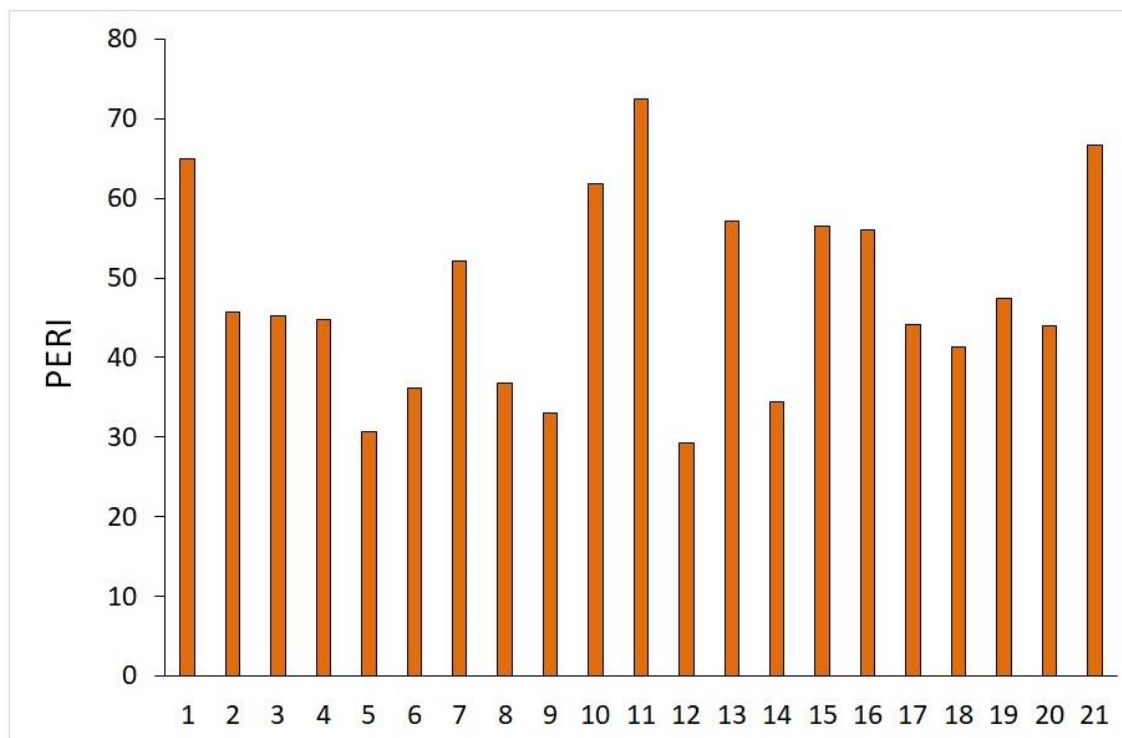


شکل ۴- مقادیر میانگین شاخص‌های آلودگی منفرد برای عناصر بالقوه سمی مورد مطالعه

Fig. 4. The average values of single pollution indices for the studied potentially toxic elements

اکولوژیکی بالقوه نیز بیانگر قرارگیری نمونه‌ها در سطح خطر A و درجه خطر کم است.

شکل ۵ شاخص خطر اکولوژیکی بالقوه (PERI) عناصر مورد مطالعه را در شهرستان اسلامشهر نشان می‌دهد. مقادیر شاخص خطر



شکل ۵- مقدار شاخص خطر اکولوژیکی بالقوه (PERI) در ایستگاه‌های نمونه‌برداری

Fig. 5. the values of potential ecological risk index (PERI) in soil sampling sites

منگنز، و آهن است. به طور کلی روند تغییر خطر غیر سرطان‌زایی عناصر مورد مطالعه، برای مسیرهای مختلف به شکل زیر است:

مسیر بلع:

$Pb > Cr > V > Mn > Fe > Ba > Ni > Cu > Co > Zn > Cd$

مسیر استنشاق:

$Mn > Cr > Ba > Co > Cd > V > Pb > Fe > Ni > Cu > Zn$

مسیر تماس پوستی:

$Fe > Pb > Cd > Cr > V > Mn > Ba > Cu > Zn > Ni > Co$

ارزیابی خطر سلامتی نشان دهنده خطر غیرسرطان‌زایی سرب از طریق مسیر بلع برای کودکان در برخی ایستگاه‌ها است. با توجه به شکل ۶،

ارزیابی ریسک سلامت

ارزیابی خطر غیر سرطان‌زایی

بر اساس نتایج به دست آمده (جدول ۷)، مقدار HQ عنصر سرب از طریق مسیر بلع برای کودکان، در ایستگاه‌های ۴، ۵، ۸، ۱۳ و ۲۰ از ۱ بیشتر است که این امر نشانگر خطر غیر سرطان‌زایی این عنصر سمی برای کودکان در این مناطق است. بر اساس نتایج حاصل از محاسبات ریسک غیر سرطان‌زایی، در مجموع بیشترین خطر غیر سرطان‌زایی از مسیر بلع، استنشاق، و تماس پوستی به ترتیب مربوط به عناصر سرب،

پوستی، برای هر دو گروه خردسالان و بزرگسالان، مقدار HI تمام ایستگاه‌های نمونه‌برداری کمتر از یک است و بنابراین هیچگونه ریسک غیر سرطان‌زایی مرتبط با عناصر مورد مطالعه از مسیرهای تماس پوستی و تنفس، برای گروه‌های خردسال و بزرگسال وجود ندارد.

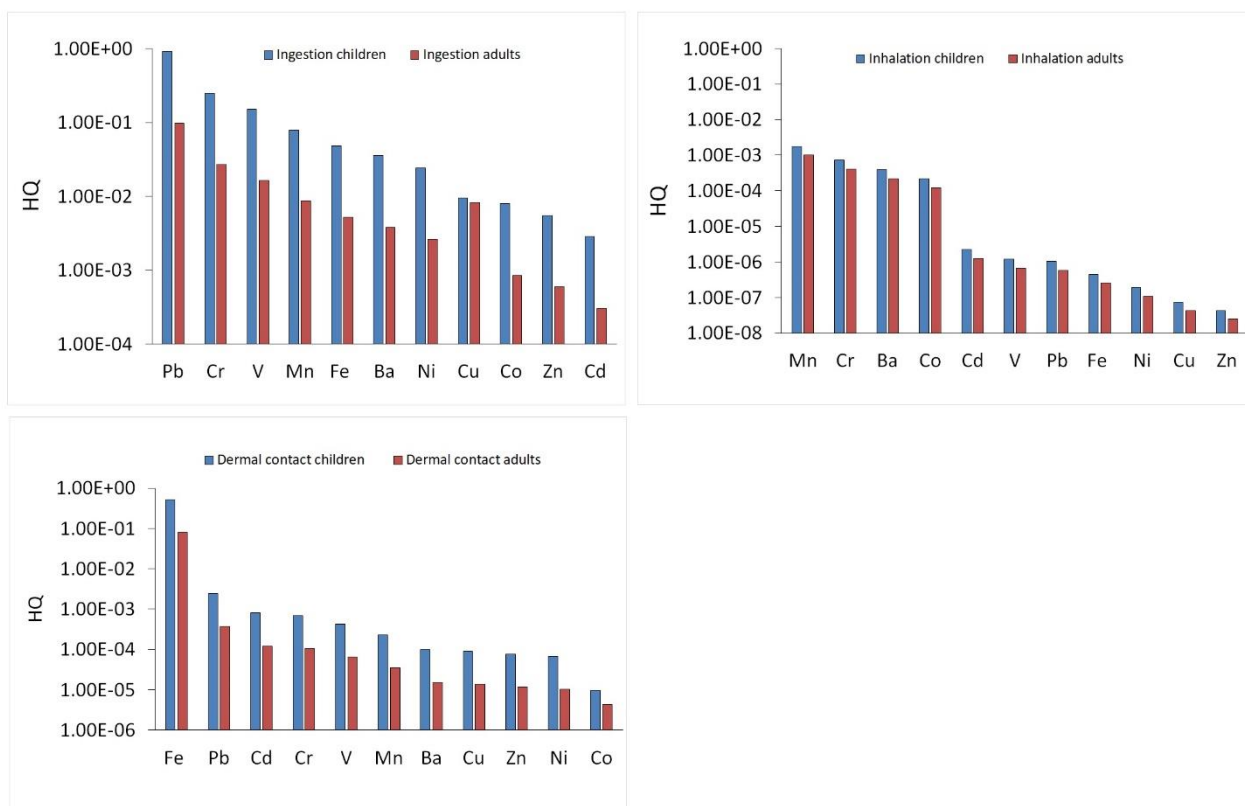
خطر غیر سرطان‌زایی تمام عناصر از تمام مسیرها، برای کودکان بیشتر از بزرگسالان است که ناشی از فیزیولوژی حساس‌تر کودکان و وزن کمتر آن‌ها نسبت به بزرگسالان است.

بر اساس مقادیر میانگین HI، ریسک سلامتی غیر سرطان‌زایی تنها برای خردسالان از مسیر بلع وجود دارد. برای مسیر تنفس و تماس

جدول ۷- ارزیابی خطر غیر سرطان‌زایی (مقادیر HQ) عناصر بالقوه سمی در نمونه‌های خاک

Table 7. Non-carcinogenic risk (HQ values) of potentially toxic elements in soil samples

Sample	Fe	V	Ba	Ni	Cr	Mn	Cu	Co	Cd	Zn	Pb
1	0.04676	0.14803	0.03273	0.02936	0.33332	0.07877	0.01099	0.00742	0.00176	0.00796	0.89491
2	0.04814	0.15102	0.03239	0.02896	0.26999	0.08415	0.00987	0.00855	0.00585	0.00496	0.70113
3	0.03001	0.09911	0.04207	0.01170	0.13353	0.07468	0.00594	0.00511	0.00376	0.00324	0.67172
4	0.04623	0.14769	0.03434	0.02250	0.24042	0.08194	0.00939	0.00701	0.00264	0.00418	1.07815
5	0.05074	0.16572	0.03792	0.02478	0.24479	0.08406	0.00927	0.00762	0.00227	0.00437	1.08650
6	0.05114	0.16599	0.03239	0.02622	0.24252	0.08461	0.00987	0.00881	0.00236	0.00472	0.75166
7	0.04254	0.14018	0.02272	0.02972	0.26579	0.06915	0.00637	0.00877	0.00096	0.01550	0.42301
8	0.07256	0.16188	0.03985	0.02334	0.28221	0.09512	0.01926	0.00888	0.00096	0.00975	1.42961
9	0.04602	0.14352	0.02907	0.02629	0.26328	0.06083	0.00689	0.00708	0.00096	0.00376	0.38144
10	0.04209	0.14029	0.05542	0.01900	0.20596	0.00000	0.00826	0.00777	0.00096	0.00388	0.86631
11	0.04787	0.15594	0.03341	0.02434	0.23451	0.08619	0.00970	0.00906	0.00536	0.00518	0.79292
12	0.05040	0.16209	0.02915	0.03110	0.31033	0.08049	0.00815	0.00987	0.00721	0.00458	0.51618
13	0.03561	0.10381	0.04504	0.01065	0.16984	0.07953	0.00681	0.00437	0.00096	0.00382	1.16417
14	0.04732	0.15575	0.02986	0.02567	0.25662	0.08163	0.00976	0.00726	0.00491	0.00523	0.62093
15	0.05469	0.18266	0.03988	0.01971	0.19854	0.09275	0.01096	0.00971	0.00096	0.00477	0.73461
16	0.05611	0.18660	0.02830	0.03477	0.32453	0.09048	0.00953	0.00885	0.00168	0.00449	0.72857
17	0.04628	0.15076	0.03788	0.02064	0.19465	0.08302	0.01051	0.00719	0.00096	0.00519	0.84019
18	0.05364	0.16233	0.03458	0.03275	0.26799	0.09258	0.00958	0.00913	0.00596	0.00470	0.62295
19	0.05590	0.18839	0.03935	0.02105	0.25699	0.09238	0.01013	0.00975	0.00462	0.00449	0.58447
20	0.04553	0.14483	0.03378	0.02678	0.27449	0.07938	0.01007	0.00731	0.00096	0.00689	3.45395
21	0.04393	0.14815	0.03218	0.02226	0.25277	0.07062	0.00927	0.00754	0.00392	0.00467	0.91280
Average	0.04826	0.15261	0.03535	0.02436	0.24872	0.07821	0.00955	0.00796	0.00286	0.00554	0.91696



شکل ۶- نتایج ارزیابی ریسک غیرسرطانزایی عناصر بالقوه سمّی در نمونه‌های خاک

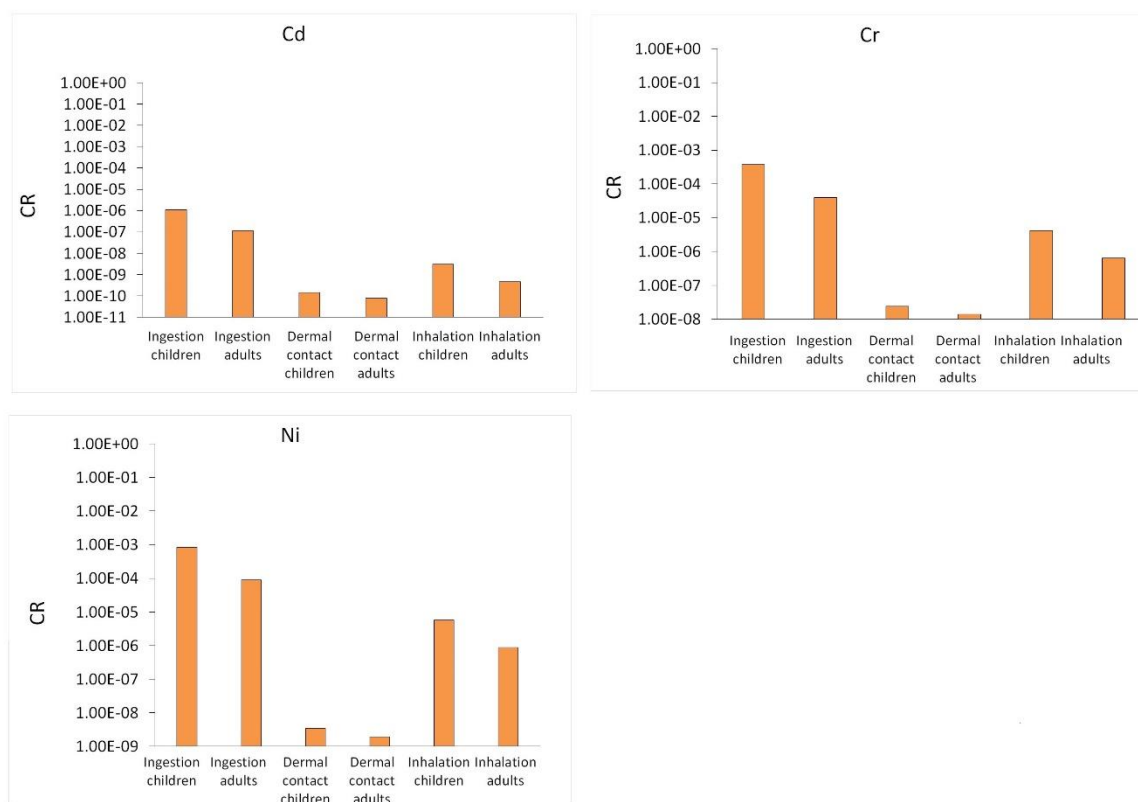
Fig. 6. The results of non-carcinogenic risk assessment of potentially toxic elements in the soil samples

ارزیابی خطر سرطان‌زایی

آژانس بین‌المللی تحقیقات سرطان (IARC)، کروم، کادمیم و نیکل را به عنوان عوامل سرطان‌زا (گروه ۱) و سرب را به عنوان عامل سرطان‌زای احتمالی (گروه ۲B) معرفی کرده است (IARC, 2016). بر اساس نتایج حاصل (شکل ۶)، برای هر سه عنصر کروم، نیکل و کادمیم، ریسک سرطان‌زایی مسیرهای مختلف، به شکل زیر کاهش می‌یابد:

بلع کودکان < بلع بزرگسالان < تماس پوستی کودکان < تماس پوستی بزرگسالان < استنشاق کودکان < استنشاق بزرگسالان

مقادیر CR بالاتر از 1×10^{-4} نشانگر احتمال بروز سرطان، مقادیر بزرگ‌تر از 1×10^{-6} نشانگر عدم احتمال بروز سرطان، و مقادیر بین این دو عدد، نشانگر محدوده قابل قبول خطر سرطان است (Young et al., 2014). با توجه به نتایج به دست آمده (شکل ۷)، در نمونه‌های خاک اسلامشهر، بلع کروم و نیکل برای کودکان با خطر سرطان‌زایی همراه است. استنشاق و تماس پوستی کروم و نیکل برای هر دو گروه سنی، با خطر سرطان‌زایی همراه نیست و بلع این دو عنصر برای گروه سنی بزرگسالان، در محدوده قابل قبول خطر سرطان‌زایی است. خطر سرطان‌زایی برای عنصر کادمیم (برای هر دو گروه سنی) از طریق استنشاق، بلع و تماس پوستی وجود ندارد.



شکل ۷- نتایج ارزیابی ریسک سرطان‌زایی عناصر کادمیم، کروم و نیکل در نمونه‌های خاک

Fig. 6. The results of carcinogenic risk assessment of Cd, Cr and Ni in the soil samples

سیلیکات‌های خاک و یا اکسیدهای آهن و منگنز است. کادمیم و سرب با هیچ یک از عناصر همبستگی نشان نمی‌دهند که نشانگر منشأ متفاوت این دو عنصر، یا حضور در کانی‌های دیگری در خاک مانند کربنات‌ها است. روی تنها با اورانیم همبستگی بالایی نشان می‌دهد. با توجه به همبستگی بالای بین اورانیم و آهن، احتمالاً بخشی از این عنصر و همچنین روی می‌تواند از منابع انسان‌زاد حاصل شده باشد و این عناصر احتمالاً توسط اکسیدهای خاک جذب شده‌اند. لازم به ذکر است که تشریح دقیق‌تر ضرایب همبستگی مستلزم شناخت دقیق از کانی‌شناسی نمونه‌های خاک می‌باشد.

تحلیل همبستگی

جدول ۸ ماتریس ضریب همبستگی پیرسون را برای عناصر اصلی و جزئی مورد مطالعه در محدوده شهری اسلامشهر نشان می‌دهد. به طور کلی، همبستگی معنادار بین عناصر نمایانگر ویژگی‌های فیزیکی-شیمیایی مشابه و یا منشأ مشترک عناصر است (Xu et al., 2025). اکثر عناصر مورد مطالعه، به ویژه کروم، مس، نیکل، کبالت، وانادیم، توریم و اورانیم با آهن همبستگی مثبت بالا دارند که نشانگر حضور این عناصر به شکل یونی در کانی‌های آهن‌دار سیلیکاتی و یا اکسیدهای آهن آمورف و نیمه شکل‌دار است. همبستگی مثبت و بالایی بین آلومینیم با کبالت، زیرکنیم، اسکاندیم، وانادیم، تیتانیم، توریم، آهن و منگنز وجود دارد، که نشان‌دهنده حضور این عناصر در ساختار

جدول ۸- ماتریس همبستگی پیرسون برای عناصر مورد مطالعه

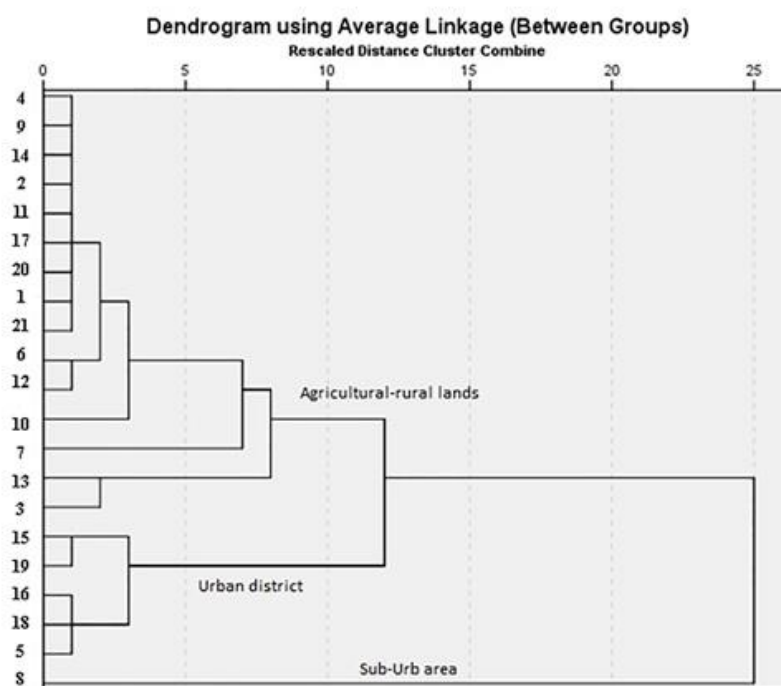
Table 8. Correlation Pearson matrix of the studied elements

	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Co	Al	Zr	Sc	V	Ti	Th	U	Ba	Fe	Mn
Cd	1																
Cr	0.184	1															
Cu	-0.123	0.331	1														
Ni	0.275	0.880**	0.149	1													
Pb	-0.327	0.057	0.276	-0.065	1												
Zn	-0.289	0.340	0.226	0.318	0.091	1											
Co	0.334	0.548*	0.381	0.633**	-0.211	0.237	1										
Al	0.080	0.002	0.385	0.010	-0.114	-0.406	0.521*	1									
Zr	-0.125	-0.174	0.449*	-0.261	-0.041	-0.251	0.300	0.730**	1								
Sc	0.195	0.499*	0.376	0.557**	-0.170	-0.043	0.833**	0.685**	0.567**	1							
V	0.158	0.580**	0.457*	0.583**	-0.123	0.006	0.851**	0.707**	0.542*	0.964**	1						
Ti	-0.079	0.298	0.606**	0.146	-0.030	0.042	0.595**	0.717**	0.800**	0.715**	0.760**	1					
Th	0.052	0.444*	0.720**	0.409	-0.159	0.221	0.745**	0.590**	0.495*	0.707**	0.782**	0.762**	1				
U	0.184	0.632**	0.611**	0.570**	-0.211	0.434*	0.681**	0.204	0.166	0.561**	0.608**	0.525*	0.783**	1			
Ba	-0.253	-0.614**	0.098	-0.715**	0.144	-0.412	-0.316	0.0354	0.350	-0.274	-0.272	0.028	-0.176	-0.361	1		
Fe	0.019	0.553**	0.840**	0.464*	0.035	0.198	0.712**	0.608**	0.507*	0.726**	0.789**	0.825**	0.908**	0.780**	-0.140	1	
Mn	206	0.128	0.632**	0.130	0.081	-0.100	0.493*	0.731**	0.603**	0.518*	0.605**	0.635**	0.631**	0.328	0.173	0.683**	1

تحلیل خوشه‌ای

شکل ۸ دندروگرام حاصل از تحلیل خوشه‌ای داده‌های ژئوشیمیایی را بر اساس ایستگاه‌های نمونه‌برداری نشان می‌دهد. در دندروگرام حاصل از این آنالیز دو گروه اصلی قابل تشخیص است. نمونه شماره ۸، که از محدوده حومه اسلامشهر و به دور از منابع آلودگی برداشت شده است،

به تنهایی در یک خوشه قرار گرفته است. خوشه ۲ شامل دو زیر گروه است. زیرگروه اول شامل نمونه‌هایی است که از محدوده شهری و محل دورریزی زباله‌ها و نخاله‌های ساختمانی برداشت شده، و زیرگروه دوم همگی شامل زمین‌های کشاورزی و باغات هستند. بنابراین می‌توان گفت که آنالیز خوشه‌ای، نمونه‌های مختلف را بر اساس کاربری تفکیک کرده است.



شکل ۸- دندروگرام تحلیل خوشه‌ای غلظت عناصر مورد مطالعه در نمونه‌های خاک

Table 8. Cluster analysis dendrogram of the studied elements in soil samples

نتیجه‌گیری

بررسی ژئوشیمیایی خاک شهری اسلامشهر نشان می‌دهد که غلظت عناصر آلومینیم، اسکاندیم، زیرکیم در خاک‌های مورد مطالعه دارای توزیع نسبتاً یکنواخت است. غلظت باریم در برخی ایستگاه‌ها، نسبت به متوسط غلظت این عنصر در خاک جهانی میانگین (۴۶۰)

میلی گرم بر کیلوگرم)، غنی‌شدگی نشان می‌دهد. در گذشته از آزیست در لنت اتومبیل‌ها استفاده می‌شده اما بدلیل سرطان‌زایی آن شرکت‌های تولید کننده لنت از کانی باریت استفاده می‌کنند. بنابراین برداشت نمونه‌ها از کنار جاده، می‌تواند دلیل افزایش غلظت باریم در نمونه‌های خاک مورد مطالعه باشد. مقدار سرب در نمونه‌های خاک

عناصر توریم، منگنز، روی، کادمیم، سرب، و منگنز است. استفاده از سموم و آفت‌کش‌ها، فعالیت مراکز دامپروری در منطقه، فعالیت‌های صنعتی (مانند فعالیت کارخانه تولید محصولات پلاستیکی و کوره‌های آجرپزی) و ترافیک از منابع اصلی آلودگی انسان‌زاد در محدوده مورد مطالعه است. بررسی نتایج ارزیابی ریسک سلامت نشان می‌دهد در نمونه‌های خاک اسلامشهر، بلع کروم و نیکل برای کودکان با خطر سرطان‌زایی همراه است. نتایج به دست آمده نشان‌دهنده لزوم اعمال مدیریت زیست‌محیطی در راستای کنترل ورود عناصر بالقوه سمی از طریق منابع انسان‌زاد به خاک منطقه، و اقداماتی جهت کاهش شدت آلودگی خاک از طریق فرآیندهای عملی پاکسازی خاک در محدوده اسلامشهر می‌باشد. مدیریت کشت محصولات زراعی، انجام اقدامات حفاظتی توسط ساکنان در راستای جلوگیری از ورود گرد و غبار ناشی از فرسایش خاک به فضاهای سربسته، پایش دوره‌ای آلودگی خاک به ویژه در مناطق با ترافیک سنگین و مناطق نزدیک به مراکز صنعتی و دفع زباله، از جمله اقدامات مدیریتی است که می‌تواند به ارتقای سلامت ساکنین کمک کند.

References

- Abraham, G.M.S., Parker R.J., 2008. Assessment of heavy metal enrichment factors and the degree of contamination in marine sediments from Tamaki Estuary, Auckland, New Zealand. *Environmental monitoring and assessment* 136(1-3), 227-238.
- Adimalla, N., Chen, J., Qian, H., 2020. Spatial characteristics of heavy metal contamination and potential human health risk assessment of urban soils: A case study from an urban region of South India. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 194, 110406.
- Alvarez, C.C., Comez, M.E.B., Zavala, A.H., 2021. Hexavalent chromium: Regulation and health effects. *Journal of Trace elements in Medicine and Biology* 65, 126729.
- Arifin, Y.I., Rauf, J., Akase, N., Djibran, F.R., Nurfaika, E., Lakilo, A., Jahja, M., Sakakibara, M., 2025. Integrated geological mapping and spatial distribution of heavy metal contamination with geoaccumulation index assessment in Juriya's artisanal gold mining region, Gorontalo, Indonesia. *Journal of Hazardous Materials Advances* 19,

شهرستان اسلامشهر نسبت به مقدار آن در خاک میانگین جهانی در برخی ایستگاه‌ها غنی‌شدگی نشان می‌دهد. همچنین غلظت سرب در برخی نمونه‌های خاک اسلامشهر بیشتر از محدوده مجاز برای خاک‌های کشاورزی است و در مقایسه با حداکثر مقدار مجاز برای سایر کاربری‌ها، در محدوده قابل قبول قرار دارد. نمونه‌هایی که غلظت سرب آن‌ها زیاد است از اطراف شهرک‌های صنعتی برداشت شده‌اند. بنابراین توصیه می‌شود از کشت محصولات زراعی که بخش خوراکی آن‌ها انباشتگر سرب است (برای مثال سیب‌زمینی، هویج، تربچه) در این مناطق جلوگیری شود. غلظت روی در اکثر مناطق بیشتر از حد مجاز برای خاک کشاورزی، مسکونی، صنعتی و تجاری است و از آنجایی که این ایستگاه‌ها در محدوده شهرک‌های صنعتی و انبارهای ضایعات واقع شده‌اند، آلودگی به روی قابل انتظار است و لزوم دفع مناسب ضایعات صنعتی با رعایت الزامات زیست‌محیطی را نشان می‌دهد. بررسی ضرایب زیست‌محیطی و ژئوشیمیایی (ضریب غنی‌شدگی، ضریب زمین‌انباشت، شاخص تک عاملی، خطر اکولوژیکی بالقوه و شاخص آلودگی یکپارچه نمره) نشان‌دهنده آلودگی خاک منطقه مورد مطالعه، به ویژه نسبت به 100861.

- CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment), 2007. *Canadian Soil Quality Guidelines for the Protection of Environmental and Human Health. Summary Tables*, CCME Ottawa, Canada.
- Chopin, E.I.B., Alloway, B.J., 2007. Distribution and mobility of trace elements in soils and vegetation around the mining and smelting areas of Tharsis, Río tinto and Huelva, Iberian Pyrite Belt, SW Spain. *Water, Air, and Soil Pollution* 182 (1), 245-261.
- Demetriades, A., Birke, M., 2015. *Urban geochemical mapping manual: Sampling, Sample preparation, Analysis, Quality control check, Statistical processing and Map plotting*. EuroGeoSurveys, Brussels.
- Dulfour, A.P., Ballentine, A.R.K., 1986. *Ambient Water Quality Criteria for Bacteria- 1986*.
- EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM), 2010. *Scientific Opinion on Lead in Food*. *EFSA Journal* 8(4) 1570.
- El Yaouti, F., El Mandour, A., Khattach, D., Benavente, J., Kaufmann, O., 2009. *Salinization processes in the*

- unconfined aquifer of Bou-Areg (NE Morocco): a geostatistical, geochemical, and tomographic study. *Applied Geochemistry* 24 (1), 16-31.
- Escutia-Martinez, J., Hernandez-Cruz, E.Y., Avendano-Briseno, K.A., Pedraza-Chaverri, J., 2025. Vanadium toxicity and mitochondrial dysfunction: Health effects assessment, *Caenorhabditis elegans* as an emerging model, and the role of plant metabolites. *Clinical Bioenergetics* 1 (7), 1-25.
- Fakhri, Y., Bjørklund, G., Bandpei, A.M., Chirumbolo, S., Keramati, H., Hosseini Pouya, R., Asadi, A., Amanidaz, N., Sarafraz, M., Sheikhmohammad, A., Alipour, M., Baninameh, Z., Mohseni, S.M., Sarkhosh, M., Ghasemi, S.M., 2018. Concentrations of arsenic and lead in rice (*Oryza sativa* L.) in Iran: a systematic review and carcinogenic risk assessment. *Food and Chemical Toxicology* 113, 267-277.
- FAO/WHO, 1993. Evaluation of certain food additives and contaminants. 41st Meeting of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. World Health Organisation Technical Report Series no. 837, Geneva, Switzerland.
- Guo, G., Wu, F., Xie, F., Zhang, R., 2012. Spatial distribution and pollution assessment of heavy metals in urban soils from southwest China. *Journal of Environmental Sciences* 24(3), 410-418.
- Hakanson, L., 1980. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water Research* 14 (8), 975-1001.
- Integrated Risk Information System (IRIS), 2020. Environmental protection agency, advanced research. U.S. <https://cfpub.epa.gov/ncea/iris/search/index.cfm?keyword>.
- Jiang, C., Zhao, Q., Zheng, L., Chen, X., Li, C., Ren, M., 2021. Distribution, source and health risk assessment based on the Monte Carlo method of heavy metals in shallow groundwater in an area affected by mining activities, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 224, 112679.
- Johnson, C.C., Demetriades, A., Locutura, J., Ottesen, R.T. (Editors), 2011. Mapping the chemical environment of urban areas. Wiley-Blackwell, John Wiley & Sons Ltd., Chichester, U.K., pp. 616.
- Kabata-Pendias, A., 2011. Trace elements in soils and plants. 4rd ed, CRC Press. Boca Raton., 534 p.
- Kelm, U., Helle, S., Matthies, R., Morales, A., 2009. Distribution of trace elements in soils surrounding the El Teniente porphyry copper deposit, Chile: the influence of smelter emissions and a tailings deposit. *Environmental Geology* 57, 365-376.
- Khaghani, J., Forghani Tehrani, G., 2024. Assessment of the concentration and health risk of potentially toxic elements in agricultural soils of the Bastam Plain (Semnan Province). *Kharazmi Journal of Earth Science* 10 (1), 234-264.
- Kravchenko, J., Darrah, Th.H., Miller, R.K., Lyerly, H.K., Vengosh, A., 2014. A review of the health impacts of barium from natural and anthropogenic exposure. *Environmental Geochemistry and Health* 36, 797-814.
- IARC (International Agency for Research on Cancer), 2016. <https://monographs.iarc.who.int/agents-classified-by-the-iarc/>.
- Li, Z., Feng, X., Li, G., Bi, X., Sun, G., Zhu, J., Qin, H., Wang, J., 2011. Mercury and other metal and metalloid soil contamination near a Pb/Zn smelter in east Hunan province, China. *Applied Geochemistry* 26 (2), 160-166.
- Loska, K., Cebula, J., Pelczar, J., Wiechuła, D., Kwapiński, 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, and Soil Pollution* 93 (1-4), 347-365.
- Mazurek, R., Kowalska, J.B., Gąsiorek, M., Zadrozny, P., Wiczorek, J., 2019. Pollution indices as comprehensive tools for evaluation of the accumulation and provenance of potentially toxic elements in soils in Ojców National Park. *Journal of Geochemical Exploration* 201, 13-30.
- Müller, G., 1969. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. *GeoJournal* 2, 109-118.
- Ou, S., Sun, J., Hu, F., Chen, C., Bi, X., Wu, L., Li, Z., Wang, J., Xiao, T., Cui, J., 2025. Source-oriented and bioaccessibility-based health risk of persistent toxic elements in peri-urban vegetable farm soils of a magacity. *Environmental Chemistry and Ecotoxicology* 7, 2005-2016.
- Parton, W.J., Schimel, D.S., Cole, C.V., Ojima, D.S., 1987. Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plains Grasslands I. *Soil Science Society of America Journal* 51, 1173-1179.
- Rocco, C., Duro, I., Di, R.S., Fagnano, M., Fiorentino, N., Vetromile, A., Adamo, P., 2016. Composite vs. discrete soil sampling in assessing soil pollution of agricultural sites affected by solid waste disposal. *Journal of Geochemical Exploration* 170, 30-38.
- Sawut, R., Kasim, N., Maihemuti, B., Hu, L., Abliz, A., Abdujappar, A., Kurban, M., 2018. Pollution characteristics and health risk assessment of heavy metals

- in the vegetable bases of northwest China. *Science of the Total Environment* 642, 864-878.
- Shakeri, Z., Forghani Tehrani, G., 2023. Environmental geochemistry, source, and health risk of the potentially toxic elements in the urban soils of Shahrood, Semnan Province. *Kharazmi Journal of Earth Sciences* 9 (2), 1-25.
- Six, J., Conant, R.T., Paul, E.A., Paustian, K., 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soils. *Plant and soil* 241, 155-176.
- Soltani-Gerdefaramarzi, S., Ghasemi, M., Gheysouri, M., 2021. Pollution, human health risk assessment and spatial distribution of toxic metals in urban soil of Yazd City, Iran. *Environmental Geochemistry and Health* 43 (9), 3469-3484.
- Shomali, A.R., Khodaverdilo, H., 2012. Contamination of soils and plants along Urmia-Salmas highway (Iran) to some heavy metals. *Journal of Water and Soil Science* 22, 157-172.
- Tomlinson, D.L., Wilson, J.G., Harris, C.R., Jeffrey, D.W., 1980. Problems in the assessments of heavy metal levels in estuaries and formation of a pollution index. *Helgolander Meeresuntersuchungen* 33, 566-575.
- Turekian, K.K., Wedepohl, K.H., 1961. Distribution of the elements in some major units of the earth's crust. *Geological Society of America Bulletin* 72 (2), 175-192.
- USDA, 1999. Soil taxonomy. A basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys, Handbook No. 436. Soil Survey Staff, Washington, DC.
- USEPA, 1998. Test methods for evaluating solid waste, Method 9045D. EPA, Washington, D.C.
- USEPA, 1989. Risk Assessment Guidance for Superfund, Vol. I: Human Health Evaluation Manual. USEPA, Washington DC.
- USEPA, 1998. Test Methods for Evaluating Solid Waste, Method 9081A. EPA, Washington, D.
- Ugwanga, M.N., Kgabi, N.A., 2020. Assessment of metals pollution in sediments and tailings of Klein Auband Oamites mine sites, Namibia. *Environmental Advances* 2, 100006.
- Xu, H., Hu, P., Wang, H., Croot, P., Li, Zh., Li, Ch., Xie, Sh., Zhou, H., Zhang, Ch., 2025. Identification of the pollution sources and hidden clustering patterns for potentially toxic elements in typical peri-urban agricultural soils in southern China. *Environmental Pollution* 370, 125904.
- Yaftian, Z., Shakeri, A., Hadipourdeshal, M., Rastegari Mehr, M., 2023. Investigating the contamination of heavy metals in soils of the Sangan mining area, Khorasan-Razavi Province. *Kharazmi Journal of Earth Sciences* 9 (2), 26-46.
- Yakameran, E., Ari, A., Aygün, A., 2021. Land application of municipal sewage sludge: human health risk assessment of heavy metals. *Journal of Cleaner Production* 319, 128568.
- Yang, Z.P., Lu, W.Z., Long, Y.Q., Bao, X.H., Yang, Q.C., 2011. Assessment of heavy metals contamination in urban topsoil from Changchun City, China. *Journal of Geochemical Exploration* 108, 27-38.
- Yuan, M.Z., Yu, R.L., Hong, Q.H., Ji, Z.H., 2008. Mercury in soils of three agricultural experimental stations with long-term fertilization in China. *Chemosphere* 72, 1274-1278.
- Young, M.H., Green, R.L., Conkle, J.L., McCullough, M., Devitt, D.A. Wright, L., Vanderford, B.J., 2014. Field-scale monitoring of pharmaceutical compounds applied to active golf courses by recycled water. *Journal of Environmental Quality* 43 (2), 658-670.
- Yu, Y., Zhao, C., Zheng, N., Jia, H., Yao, H., 2019. Interactive effects of soil texture and salinity on nitrous oxide emissions following crop residue amendment. *Geoderma* 337, 1146-1154.
- Zhang, M., Cui, L., Sheng, L., Wang, Y., 2009. Distribution and enrichment of heavy metals among sediments, water body and plants in Hengshuihu Wetland of Northern China. *Ecological Engineering* 35, 563-569.