



Research Article

OPEN ACCESS

Kharazmi Journal of Earth Sciences

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

Pollution and health risk assessment of potentially toxic elements in the topsoils from mining site and agricultural areas around the Kuh-e-Marghaval barite mine, northwest of Mahabad

Hanieh Farhadi¹, Hossein Pirkharrati², Masoumeh Ahangari^{3*}, Yousef Rahim Souri⁴

1. Department of geology, Faculty of sciences, Urmia University, Urmia, Iran.

2. Department of geology, Faculty of sciences, Urmia University, Urmia, Iran.

3. Department of geology, Faculty of sciences, Urmia University, Urmia, Iran.

4. Department of geology, Faculty of sciences, Urmia University, Urmia, Iran.

Article info

Article history

Received: 4 October 2024

Accepted: 25 December 2024

Keywords:

barite, topsoil, potentially toxic elements, pollution index, health risk index, Mahabad.



Abstract

Barite mineralization and mining can be a significant source of potentially toxic elements (PTEs) pollution in soils due to the presence of sulfide minerals. This study deals with the evaluation of soil pollutions and health risk assessment caused by barite mineralization and mining in the mining site of the Kuh-e-Marghaval, located in the east of Mahabad. Samples of topsoils (sampling depth 0-5 cm) from mining and agricultural areas were taken separately. Soil sampling in the mining area (7 samples were taken) was done systematically perpendicular to the main barite vein. Soil samples of central parts of agricultural areas (6 samples) were collected from the mining area's downstream. To determine the PTEs concentration, inductively-coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS) was employed. The samples were digested using the four-acid method, which includes hydrofluoric acid, perchloric acid, nitric acid, and hydrochloric acid. In the examined samples, the concentrations of the majority of PTEs exceeded the corresponding values in the worldwide soil average and continental crust composition. Soils from mining site have a very high enrichment factor for As, a significant enrichment factor for Cu and Ba, and moderate enrichment for Cd and Mn. Agricultural soils have a significant enrichment factor for As and moderate enrichment for Mo. According to the individual environmental indices (geoaccumulation index, pollution factor, Nemerow index) the studied soil samples (mining site and agricultural soils) were polluted with PTEs especially As, Ba, and Cu. All samples exhibit high levels of pollution based on the values of the pollution load index ($2 < \text{PLI} \leq 3$). Long-term exposure to As, Cr, and Ni in mining site soil, and to Cr and Ni in agricultural soil, posed significant carcinogenic risks to human health for both adults and children. There is a considerable non-carcinogenic risk for both adults and children from long-term exposure to Ba, Cr, Mn, and V in agricultural soils and mining sites.

Introduction

Frequently, mining activities, due to extraction of minerals, have a great impact on the physicochemical and biological environment (Hassanzad et al., 2024; Tepanosyan et al., 2018). One of the mining activities that has a major negative impact on the environment is barite mining. Potentially toxic elements (PTEs) may be introduced into the soil, water, and plants by barite deposits and mining activities related to barite mining (Afolayan et al., 2021; Alizadeh-Kouskuie et al., 2020; Essalhi et al., 2016). Although, not being carcinogenic,

barite is frequently found in conjunction with sulfide minerals like galena and pyrite (Lottermoser, 2010; Melekestseva et al., 2014) that the weathering and oxidation of these minerals lead to the release of potentially toxic elements in the surrounding environment (e.g. Adamu et al., 2015a; Djebbi et al., 2017; Lu et al., 2019).

The current study investigated the effects of mining on topsoil composition and focused on evaluating the environmental impacts of PTEs on soils from mining sites and agricultural areas surrounding the Kuh-E-

DOI <http://doi.org/10.22034/KJES.2024.10.2.106732>

*Corresponding author: Masoumeh Ahangari; E-mail: m.ahangari@urmia.ac.ir

How to cite this article: Farhadi, H., Pirkharrati, H., Ahangari, M., Rahim Souri, Y., 2024. Pollution and health risk assessment of potentially toxic elements in the topsoils from mining site and agricultural areas around the Kuh-e-Marghaval barite mine, northwest of Mahabad. Kharazmi Journal of Earth Sciences 10(2), 491- 514. <http://doi.org/10.22034/KJES.2024.10.2.106732>



BY NC

Margavol barite mine. Despite the fact that there are over 33 active barite mines in Iran (Ganji, 2015), there are very few environmental research on these deposits and mines (e.g. (Alizadeh-Kouskuie et al., 2020; Bahmani et al., 2019).

Materials and Methods

In the Kuh-E-Margavol mine, barite mineralization was found as a vein type. In accordance with the topographic slope, topsoil sampling (sampling depth 0-5 cm) has been conducted systematically from the mining site both upstream and downstream of the barite veins. Downstream of the mining area, soil samples were taken from the central part of agricultural lands. Each representative soil sample is prepared as a combination of four sub-samples from the vertices of a two-meter square grid. Six samples were prepared in the cross-section direction, one topsoil sample was prepared from the mining location, and six representative soil samples were taken from agricultural lands located in the downstream of the mining site. A square area about 2 x 2 meters is chosen to sample the topsoil for each representative sample. The top few centimeters of the soil are removed to clean the sampling site of weeds, leaves, stone chips, and surface pollution. Sub-samples of the soil are taken from each corner of the square area and the center of the selection area. The soil is then mixed and homogenized as a representative sample and passed through a sieve with a pore diameter of 2 mm, and the portion beneath the sieve is saved. They were sent as a plastic bags to the Environmental Geology Laboratory of the Geology Department, Urmia University. In the laboratory, the samples were first dried well at room temperature for 48 hours and then were powdered to 200 mesh. Prepared samples were sent to the Zarazma laboratory in Tehran. To determine the PTEs concentration, inductively-coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS) was employed. The Soil pH was measured using the USEPA test method (USEPA, 1998). In order to investigate the mineralogical composition of the barite deposits as well as the host rock, 10 thin

sections were prepared in the Geology Department of Urmia University.

Numerous environmental indices were employed to determine the degree of soil pollution, including individual pollution indices (geoaccumulation index, enrichment factor, contamination factor, Nemerow pollution index) and integrated pollution index (pollution load index, PLI). Both carcinogenic and non-carcinogenic health indicators were employed for PTEs in two age groups (adults and children) in order to evaluate the health risk.

Results and Discussion

In the Kuh-E-Margavol barite mine, barite mineralization has occurred in the form of veins in the host rock, which is composed of rhyolite to rhyodacite from the Mahabad Formation. Based on lithological and mineralogical studies, the host rock has been severely altered and has led to the formation of numerous alteration zones in these rocks. Fe-Mn oxides are common secondary minerals in the composition of these rocks. The secondary mineral composition suggests that sulfide minerals, most likely pyrite and chalcopyrite, are present in the host rock of barite veins.

The pH of the soils related to barite deposits (mining site and agricultural soils) is neutral to slightly alkaline. They have high concentrations of As, Ba, Cu, Cr, Ni, Pb, and Zn, which are typically higher than the average composition of the continental crust and worldwide soils. It is evident by examining the Pearson correlation coefficient that PTEs have a strong positive correlation with Ba and with each other. Mining sites and agricultural soils exhibit high levels of pollution for some PTEs, including As, Ba, Cu, Mo, and Cd, according to the results of employing individual pollution indices, such as the geoaccumulation index, enrichment factor, pollution factor, and Nemerow index. Using integrated pollution load index (PLI), revealed high levels of pollution for all studied sample (mining site and agricultural soils). In the mining site soils, As and Ba exhibited moderate potential ecological risk, while the remaining elements showed low potential ecological risk.

This index estimated as low potential ecological risk for all studied samples in the agricultural lands.

In all studied samples, including mining sites and agricultural soils, Ba, Cr, and V show significant non-carcinogenic health effects for both adult and child age groups based on the total non-carcinogenic risk index (HI). The non-carcinogenic impacts of As is limited to children age group in all studied samples. For other PTEs, the non-carcinogenic effects are minimal.

In all study samples, Ba, Cr, and Ni have a high risk of carcinogenesis and are effective on two age groups: children and adults, according to the total carcinogenic risk index. In this sense, As has only significant health risks in the soils of mining sites for both adult and children age groups. For all studied samples and two age groups, other PTEs have medium levels of total carcinogenic effects after long time exposure.

According to the textural relationships, mineralogy and geochemistry of the studied soils, a combination of lithogenic and anthropogenic factors contribute to PTEs pollution. Potentially toxic elements have been released due to the alteration of primary minerals, barite extraction, and the accumulation of mining wastes.

Conclusions

There is a high level of pollution, particularly for Ba, As, Cu, and Mn, in the mining site and agricultural soils surrounding the Kuh-E-Margavol barite mine. It appears that a mix of lithogenic and anthropogenic activity (mining/agriculture) is responsible for the genesis of PTEs in the examined soil, based on lithological and mineralogical investigations as well as the geochemistry of the soils of the study area. PTEs have been released as a result of mining activities and the accumulation of mining waste in the mining region, particularly downstream of the area under study. Both children and adults may be at high risk for non-carcinogenic and carcinogenic diseases if they are exposed to potentially toxic elements in the study area for a prolonged period of time.

References

- Adamu, C.I., Nganje, T.N., Edet, A., 2015a. Heavy metal contamination and health risk assessment associated with abandoned barite mines in Cross River State, southeastern Nigeria. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management* 3, 10-21.
- Afolayan, D.O., Eggleston, C.M., Onwualu, A.P., Adetunji, A.R., Tao, M., Amankwah, R.K., 2021. Physicochemical Studies for Risk Identification, Assessment, and Characterization of Artisanal Barite Mining in Nigeria. *Sustainability* 13, 12982.
- Alizadeh-Kouskuie, A., Atapour, H., Rahmani, F., 2020. Assessing the geochemical and environmental baseline of heavy metals in soils around hydrothermal hematite–barite–galena veins in Baghin area, Kerman, Iran. *Environmental Geochemistry and Health* 42, 4011-4036.
- Bahmani, R., Rahimsouri, Y., Torbati, S., 2019. Study of heavy metal pollution in Shakh-e-Sefid barite mine of Mahabad and biosorption of these elements by native plant species growing in the area, The 4th International Congress of Developing Agriculture, Natural Resources, Environment and Tourism of Iran, Tabriz.
- Djebbi, C., Chaabani, F., Font, O., Queralt, I., Querol, X., 2017. Atmospheric dust deposition on soils around an abandoned fluorite mine (Hammam Zriba, NE Tunisia). *Environmental Research* 158, 153-166.
- Essalhi, A., Essalhi, M., Toummite, A., 2016. Environmental Impact of Mining Exploitation: A Case Study of Some Mines of Barite in the Eastern Anti-Atlas of Morocco. *Journal of Environmental Protection* 7, 1473-1482.
- Ganji, A., 2015. Barite mineralization in Iran, Balkanmine, Petrosani, Romania.
- Hassanzad, S., Pirkharrati, H., Ahangari, M., Asadzadeh, F., 2024. Assessment of the potential environmental effects of newly deposited mine tailings from the Sungun Copper mine. *Iranian Journal of Health and Environment* 17, 139-162.
- Lottermoser, B.G., 2010. Mine wastes: Characterization, treatment and environmental impacts. Springer Berlin, Heidelberg.
- Lu, Q., Xu, Z., Xu, X., Liu, L., Liang, L., Chen, Z., Dong, X., Li, C., Wang, Y., Qiu, G., 2019. Cadmium contamination in a soil-rice system and the associated health risk: An addressing concern caused by barium mining. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 183, 109590.
- Melekestseva, I.Y., Tret'yakov, G.A., Nimis, P., Yuminov, A.M., Maslennikov, V.V., Maslennikova, S.P., Kotlyarov,

V.A., Beltenev, V.E., Danyushevsky, L.V., Large, R., 2014. Barite-rich massive sulfides from the Semenov-1 hydrothermal field (Mid-Atlantic Ridge, 13°30.87' N): Evidence for phase separation and magmatic input. *Marine Geology* 349, 37-54.

Tepanosyan, G., Sahakyan, L., Belyaeva, O., Asmaryan, S., Saghatelyan, A., 2018. Continuous impact of mining activities on soil heavy metals levels and human health. *Science of The Total Environment* 639, 900-909.

USEPA, 1998. Test Methods for Evaluating Solid Waste, Method 9045D EPA. Washington, D.

CRediT authorship contribution statement

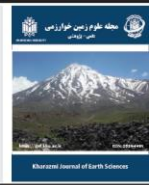
 Hanieh Farhadi	Investigation Formal analysis
 Hossein Pirkharrati	Resources Data Curation Writing - Review & Editing
 Masoumeh Ahangari	Conceptualization Methodology Writing - Original Draft Writing - Review & Editing
 Yousef Rahim Souri	Writing - Review & Editing Conceptualization



Research Article

OPEN ACCESS

Kharazmi Journal of Earth Sciences

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

ارزیابی میزان آلودگی و تأثیرات سلامتی عناصر بالقوه سمی در خاک‌های سطحی محدوده معدنی و کشاورزی در اطراف معدن باریت کوه مرقاول، شمال غرب مهاباد

هانیه فرهادی^۱، حسین پیرخراطی^۲، معصومه آهنگری^{۳*}، یوسف رحیم سوری^۴

۱. گروه زمین‌شناسی، دانشکده علوم، دانشگاه ارومیه، ارومیه، ایران.
۲. گروه زمین‌شناسی، دانشکده علوم، دانشگاه ارومیه، ارومیه، ایران.
۳. گروه زمین‌شناسی، دانشکده علوم، دانشگاه ارومیه، ارومیه، ایران.
۴. گروه زمین‌شناسی، دانشکده علوم، دانشگاه ارومیه، ارومیه، ایران.

چکیده

اطلاعات مقاله

کانه‌زایی و معدنکاری باریت با توجه به کانی‌های سولفیدی همراه، می‌تواند منبع مهمی برای آلودگی خاک به عناصر بالقوه سمی باشد. ارزیابی درجه آلودگی و تأثیرات سلامتی خاک‌های مرتبط با ماده معدنی باریت به عناصر بالقوه سمی در محدوده معدنی کوه مرقاول واقع در شرق مهاباد موضوع پژوهش فعلی است. نمونه‌برداری از خاک‌های سطحی (عمق نمونه‌برداری ۰ تا ۵ سانتی‌متر) محدوده معدنی و کشاورزی به‌طور مجزا انجام شد. نمونه‌برداری از خاک‌های سطحی محدوده معدنی به‌طور سیستماتیک عمود بر امتداد رگه اصلی باریت و به تعداد ۷ نمونه صورت گرفت. نمونه‌های خاک‌های کشاورزی از مرکز زمین‌های کشاورزی واقع در پایین دست محدوده معدنی و به تعداد ۶ نمونه برداشت شدند. غلظت عناصر بالقوه سمی در نمونه‌ها با استفاده از روش طیف‌سنجی نشر نوری پلاسمای جفت شده القایی (ICP-MS) اندازه‌گیری شد. برای هضم نمونه‌ها از روش چهار اسید (هیدروفلوئوریک، پرکلریک، نیتریک و هیدروکلریک) استفاده شده است. میانگین غلظت اکثر عناصر بالقوه سمی زیاده‌تر از میانگین ترکیب خاک‌های جهانی و میانگین ترکیب پوسته بود. ضریب غنی‌شدگی در خاک‌های محدوده معدنی برای As خیلی شدید، Ba و Cu شدید، Mn و Cd متوسط و در خاک‌های کشاورزی As دارای غنی‌شدگی شدید و Mo غنی‌شدگی متوسط است. نتایج شاخص‌های محیط زیستی منفرد (شاخص زمین‌انباشت، ضریب آلودگی و نمره) نشانگر آلودگی خاک به عناصر بالقوه سمی به‌ویژه برای As، Ba و Cu است. بر اساس نتایج شاخص‌های آلودگی یکپارچه (مانند بار آلودگی، PLI)، تمامی نمونه‌ها دارای درجه آلودگی زیاد هستند. بررسی تأثیرات سلامتی عناصر بالقوه سمی نشان می‌دهد که مواجهه طولانی مدت با عناصر As، Cr و Ni برای هر دو گروه سنی در محدوده معدنی و Cr و Ni در خاک‌های کشاورزی دارای خطرات سلامتی سرطان‌زایی قابل توجه است. خطر غیر سرطان‌زایی برای عناصر Mn، Cr، Ba و V برای هر دو گروه سنی در صورت مواجهه طولانی با خاک‌های محدوده معدنی و کشاورزی زیاد است.

تاریخچه مقاله

دریافت: ۱۴۰۳/۰۷/۱۳

پذیرش: ۱۴۰۳/۱۰/۰۵

واژه‌های کلیدی

باریت، خاک سطحی، عناصر بالقوه سمی، آلودگی خاک، خطر سلامتی، مهاباد.



مقدمه

محیط زیستی قابل توجهی برجا می‌گذارد، استخراج کانی باریت است. نهشته‌ها و رگه‌های باریت و فعالیت معدنی مرتبط با استخراج این ماده معدنی می‌تواند عناصر بالقوه سمی (PTEs) مانند As، Cd، Co، Cr، Cu، Hg، Ni، Pb و Zn را وارد ترکیب خاک، آب و گیاهان کند (Afolayan et al., 2021; Alizadeh-Kouskuie et al., 2020;)

فعالیت‌های معدنی، با توجه به استخراج ماده معدنی از زمین، همواره بر محیط فیزیکی، شیمیایی و زیستی تأثیر فراوانی دارد (Hassanzad et al., 2024; Tepanosyan et al., 2018;) (Mensah et al., 2015). از جمله فعالیت‌های معدنی که تأثیرات

DOI <http://doi.org/10.22034/KJES.2024.10.2.106732>*نویسنده مسئول: معصومه آهنگری m.ahangari@urmia.ac.ir

استناد به این مقاله: فرهادی، ه.، پیرخراطی، ح.، آهنگری، م.، رحیم سوری، ی. (۱۴۰۳). ارزیابی میزان آلودگی و تأثیرات سلامتی عناصر بالقوه سمی در خاک‌های سطحی محدوده معدنی و کشاورزی در اطراف معدن باریت کوه مرقاول، شمال غرب مهاباد. مجله علوم زمین خوارزمی. جلد ۱۰، شماره ۲، صفحه ۴۹۱ تا ۵۱۴.

<http://doi.org/10.22034/KJES.2024.10.2.106732>

معدن باریت کوه مرقاول واقع در ۱۴ کیلومتری مهاباد متمرکز شده و به بررسی تأثیرات فعالیت‌های معدنی صورت گرفته بر روی ترکیب خاک‌های سطحی و کشاورزی اطراف محدوده معدنی پرداخته است. مطالعات محیط زیستی انجام شده بر روی معادن و نهشته‌های باریت ایران با وجود حضور بیش از ۳۳ معدن باریت فعال (Ganji, 2015) بسیار کم بوده و محدود به چند مطالعه است (Alizadeh-Kouskuie et al., 2020; Bahmani et al., 2019). همچنین، باتوجه به اینکه اکثر نهشته‌های باریت و سنگ میزبان این ماده معدنی اغلب همراه با کانی‌های سولفیدی بوده و هوازدگی این کانی‌ها منجر به آزادسازی عناصر بالقوه سمی در محیط زیست می‌گردد، ارزیابی میزان آلودگی خاک‌های مرتبط با این ماده معدنی ضروری به نظر می‌رسد. متأسفانه تاکنون مطالعه جامعی بر روی تأثیرات معدنکاری باریت در محدوده معدنی کوه مرقاول صورت نگرفته است. از این رو مطالعه حاضر می‌تواند به عنوان راه‌گشایی برای انجام مطالعات بیشتر در این زمینه باشد.

مواد و روش‌ها

الف) موقعیت جغرافیایی و زمین‌شناسی منطقه مورد مطالعه

معدن باریت کوه مرقاول واقع در ۱۴ کیلومتری شمال شرق مهاباد و یک کیلومتری شرق روستای تیکانلوجه است. از لحاظ اقلیمی با توجه به روش‌های دمارتن و آمبرژه این منطقه دارای آب و هوای نیمه خشک است (Raja et al., 2022).

با توجه به تقسیم‌بندی‌های ساختاری زمین‌شناسی ایران این منطقه در انتهای شمال غربی زون سنندج- سیرجان قرار گرفته است (Stocklin, 1968). بخش عمده سنگ‌های رخنمون یافته در منطقه دارای سن پرکامبرین و کامبرین بوده (Eftekhari and Aghanabati, 2005) و بخش اندکی مربوط به سنگ‌های دوران سوم زمین‌شناسی هستند (شکل ۱-۲). سازندهای کهر، مهاباد و سلطانیه به سن پرکامبرین و واحدهای باروت، زاگون و میلا مربوط به کامبرین هستند. وسعت کمی از منطقه توسط آهک‌های پرمین (سازند روته) اشغال شده است. واحدهای با سن سنوزوئیک که در منطقه مورد مطالعه رخنمون یافته‌اند به ترتیب از قدیم به جدید شامل سنگ آهک

(Essalhi et al., 2016). گرچه کانی باریت غیرسرطانزا است، اما این کانی اغلب با کانی‌های سولفیدی همچون پیریت و گالن همراه است (Melekestseva et al., 2014; Lottermoser, 2010) که هوازدگی و اکسیدی شدن این کانی‌ها منجر به آزادسازی عناصر بالقوه سمی همچون As, Co, Ba, Pb, Cu, Mo, Zn و Ni در محیط اطراف می‌شود (Lu et al., 2019; Djebbi et al., 2017; Adamu et al., 2015a).

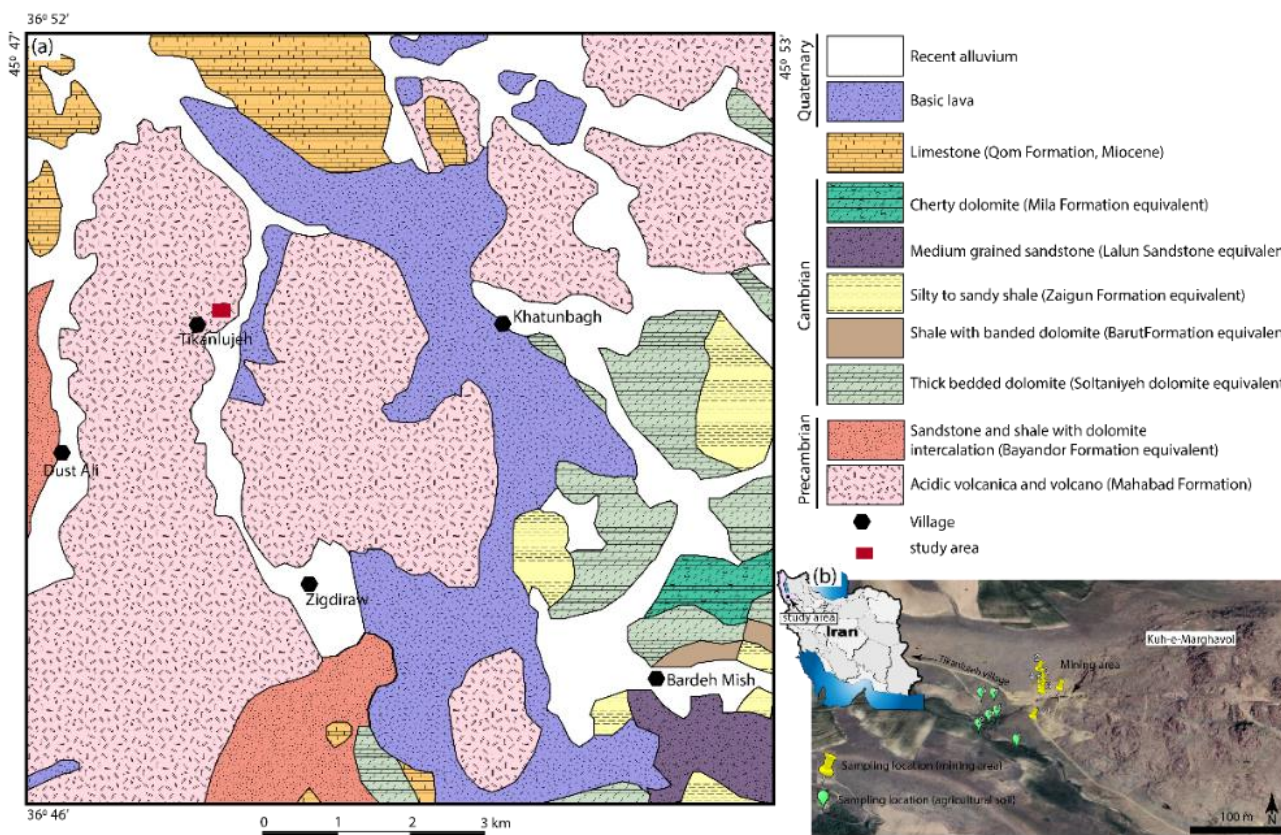
بیشتر مطالعات انجام شده بر روی رخنمون‌های باریت در دنیا عمدتاً از جنبه‌های زمین‌شناسی، کانی‌شناسی و ساختاری انجام شده (Hormozi et al., 2023; Liu et al., 2023; Samaoui et al., 2023; Tian et al., 2023; Mokhtari Asl et al., 2015) و مطالعات اندکی بر روی تأثیرات محیط زیستی این ماده معدنی انجام شده است. با این وجود استخراج این ماده معدنی همواره با خطراتی همچون برهم زدن تعادل بوم‌شناختی، کیفیت آب، حیات وحش، مناظر طبیعی، زمین‌های کشاورزی و پوشش گیاهی، می‌تواند محیط زیست را به خطر بیندازد (Adegboye, 2012). همچنین با توجه به حضور عناصر بالقوه سمی در ترکیب کانسارهای باریت، احتمال آزاد شدن این عناصر در اثر پدیده‌های طبیعی و انسان‌زاد در ترکیب خاک و آب‌های سطحی و زیرزمینی اطراف محدوده معدنی وجود دارد (Ochelebe et al., 2020).

عناصر بالقوه سمی از جمله عناصر زیست تخریب‌ناپذیر بوده و به تدریج در بدن انسان به‌ویژه در عضلات، استخوان‌ها و مفاصل تجمع یافته و منجر به بروز مشکلات عدیده‌ای همچون ضعف عمومی عضلانی، از دست دادن اشتها، اختلال در عملکردهای متابولیکی و بروز انواع سرطان می‌شوند (Rehman et al., 2021). از این رو ارزیابی آلودگی خاک توسط عناصر بالقوه سمی و خطرات ناشی از این عناصر در رابطه با سلامتی انسان، توجه بسیاری از دانشمندان را به خود معطوف کرده است (Mensah et al., 2020; Keshavarzi et al., 2019).

مطالعه فعلی بر روی تأثیرات محیط زیستی عناصر بالقوه سمی (As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Mo, Ni, Pb, V و Zn) در محدوده

مورد مطالعه در رگه‌ها و فضا‌های خالی موجود در سنگ‌های آتشفشانی ریولیتی تا داسیتی (سازند مهاباد) تشکیل شده و از نوع گرمایی رگه‌ای است (Bahrdin, 2021).

و دولومیت‌ها تجدید تبلور یافته، کنگلومرا، ماسه‌سنگ و شیل، سنگ آهک‌های رنگ روشن (سازند قم) گدازه‌های با ترکیب بازیک و رسوبات آبرفتی به سن کواترنری هستند. کانی‌سازی باریت در محدوده



شکل ۱- (a) نقشه زمین‌شناسی محدوده مورد مطالعه (برگرفته از Eftekhari nezhad and Aghanabati, 2005). (b) موقعیت نقاط نمونه‌برداری در تصویر ماهواره‌ای.

Fig 1. a) Geological map of the study area (after Eftekhari nezhad and Aghanabati, 2005). b) The location of sampling points on satellite image.

زمین‌های کشاورزی تعداد شش نمونه خاک معرف از زمین‌های کشاورزی واقع در پایین دست محدوده معدنی تهیه گردید. به منظور نمونه‌برداری از خاک سطحی جهت تهیه هر نمونه معرف، یک محدوده مربعی شکل با ابعاد تقریبی ۲×۲ متر انتخاب و پس از کنار زدن چند سانتی‌متر بالایی خاک (به منظور پاکسازی محل نمونه‌برداری از علف هرز، برگ، خرده سنگ و آلودگی‌های سطحی)، زیر نمونه‌هایی از خاک هر گوشه از محدوده مربعی شکل و همچنین مرکز محدوده انتخاب و پس از مخلوط و همگن نمودن به عنوان نمونه معرف از الک با قطر منافذ ۲ میلی‌متر عبور داده شده (مطابق با اصول ذکر شده در Sparks

ب) نمونه‌برداری و تجزیه شیمیایی نمونه‌ها

کانی‌سازی باریت در محدوده معدن کوه مرقال به شکل رگه‌ای است. نمونه‌برداری از خاک‌های سطحی محدوده معدنی به‌طور عمود بر رگه اصلی باریت و از بالادست و پایین دست رگه صورت گرفته است (شکل ۱- b). نمونه‌های خاک‌های کشاورزی هم از بخش‌های مرکزی زمین‌های کشاورزی واقع در پایین دست محدوده معدنی برداشت شده‌اند. در این خصوص یک نمونه خاک سطحی از محل ماده معدنی و شش نمونه در جهت مقطع عرضی عمود بر رگه اصلی تهیه گردید. همچنین به منظور بررسی تأثیر ماده معدنی بر روی ترکیب خاک

در مجاورت هوا را از الک ۲ میلی‌متر عبور داده و با نسبت ۱ به ۲ با آب مقطر در بشر ریخته شد. مخلوط حاصل به مدت ۲۴ ساعت در دمای اتاق قرار گرفته و سپس به مدت ۱ ساعت بر روی شیکر مخلوط گردید. سپس مخلوط آب و خاک به مدت یک ساعت در حالت سکون قرار داده شده و در ادامه pH مخلوط با دستگاه pH سنج Microprocessor pH-Mv-Meter PH 538 (pH 526) اندازه‌گیری شد.

به‌منظور بررسی ترکیب کانی‌شناسی ماده معدنی و نیز سنگ میزبان، تعداد ۱۰ مقطع نازک در کارگاه سنگ‌بری گروه زمین‌شناسی دانشگاه ارومیه تهیه گردید.

ج) محاسبه شاخص‌های محیط زیستی

به منظور بررسی اثرات محیط زیستی و آلاینده‌های معدنی کاری باریت شاخص‌های محیط زیستی شامل شاخص‌های زمین‌شیمیایی، نمره و سلامتی محاسبه شدند. برای محاسبه هر یک از این شاخص‌ها میانگین غلظت عناصر استفاده شده است. خلاصه‌ای از نحوه محاسبه هر یک از شاخص‌های فوق در جدول ۱ ارائه شده است.

et al., 2020; Mason, 1992) و بخش زیر الک جمع‌آوری و در کیسه‌های پلاستیکی در بسته نگهداری و به آزمایشگاه زمین‌شناسی زیست‌محیطی گروه زمین‌شناسی دانشگاه ارومیه منتقل گردیدند. در آزمایشگاه ابتدا نمونه‌ها در هوای اتاق خشک شده و سپس نمونه‌ها در حد ۲۰۰ مش پودر شده و جهت تعیین ترکیب و فراوانی عناصر فرعی و کمیاب موجود در ترکیب خاک به آزمایشگاه زرازمای تهران ارسال شدند. در این آزمایشگاه ابتدا هضم اسیدی نمونه‌ها با حجم متداولی از اسیدهای هیدروفلوئوریک، پرکلریک، نیتریک و هیدروکلریک صورت گرفته و سپس محلول آماده شده توسط طیف‌سنجی نشر نوری پلاسما جفت شده القایی (ICP-MS) تجزیه گردیدند. در آزمایشگاه مذکور، صحت داده‌ها با بکارگیری نمونه‌های شاهد و دقت داده‌ها با استفاده از نمونه‌های تکراری تعیین می‌گردد. بر این اساس، مقدار انحراف استاندارد نسبی برای عناصر اندازه‌گیری شده کمتر از ۱۰ درصد است که بیانگر دقت مطلوب داده‌ها است (Khaghani and Forghani Tehrani, 2024; Shakeri and Forghani Tehrani, 2023).

برای محاسبه pH خاک از دستورالعمل ارائه شده (USEPA, 1998) محاسبه گردید. برای این منظور مقداری از خاک خشک شده

جدول ۱- شاخص‌های محیط زیستی استفاده شده در تحقیق حاضر برای ارزیابی آلودگی خاک و خطرپذیری سلامتی
Table 1. lists of the environmental indices used to evaluate the health risks and soil pollution in present study.

شاخص	منبع	فرمول	رده‌بندی
شاخص زمین‌انباشت*	(Hakanson, 1980; Muller, 1969)	$I_{geo} = \text{Log}_2[(C_n / (1.5B_n))]$	$I_{geo} < 0$ نالوده، $0 < I_{geo} < 1$ نالوده تا آلودگی متوسط، $1 < I_{geo} < 2$ آلودگی متوسط، $2 < I_{geo} < 3$ آلودگی متوسط تا زیاد، $3 < I_{geo} < 4$ آلودگی زیاد، $4 < I_{geo} < 5$ آلودگی زیاد تا بسیار زیاد و $I_{geo} > 5$ آلودگی بسیار زیاد
ضریب غنی‌شدگی	(Hakanson, 1980)	$EF = (M_{\text{sample}} / A_{\text{sample}}) / (M_{\text{standard}} / A_{\text{standard}})$	$EF < 1$: غنی‌شدگی وجود ندارد، $1 < EF < 3$ غنی‌شدگی کم، $3 < EF < 5$ غنی‌شدگی متوسط، $5 < EF < 10$ غنی‌شدگی متوسط تا شدید، $10 < EF < 25$ غنی‌شدگی شدید، $25 < EF < 50$ غنی‌شدگی خیلی شدید و $EF > 50$ غنی‌شدگی بی‌نهایت شدید
ضریب آلودگی	(Hakanson, 1980)	$C_f^i = C_i / C_{ih}$	$C_f \leq 1$ درجه‌ی کم آلودگی، $1 < C_f \leq 3$ درجه متوسط آلودگی، $3 < C_f \leq 6$ درجه‌ی آلودگی زیاد، $C_f \geq 6$ درجه به آلودگی بسیار زیاد.
شاخص نمره	(Cheng et al., 2007)	$PI_N = \sqrt{\frac{(\frac{1}{m} \sum_{i=1}^m P_i) + P_{i_{max}}^2}{2}}$	$PI_N \leq 0.7$ سالم، $0.7 < PI_N \leq 1$ هشدار دهنده، $1 < PI_N \leq 2$ درجه‌ی آلودگی کم، $2 < PI_N \leq 3$ آلودگی متوسط، $PI_N > 3$ آلودگی زیاد.

<p>درجه‌بندی کم آلودگی، $1 < PLI \leq 2$ درجه متوسط آلودگی، $2 < PLI \leq 5$ درجه‌ی آلودگی زیاد، $PLI \geq 5$ درجه به آلودگی بسیار زیاد.</p> <p>رده‌بندی PERI بدین صورت است که $PERI < 150$ خطر بوم‌شناختی کم، $150 \leq PERI < 300$ خطر بوم‌شناختی متوسط، $300 \leq PERI < 600$ خطر بوم‌شناختی قابل توجه، $PERI \geq 600$ خطر بوم‌شناختی بسیار زیاد</p>	$PLI = \sqrt[n]{Cf1 \times Cf2 \times Cf3 \times \dots \times Cfn}$	<p>(Hamzenezhad, 2020; Tomlinson et al., 1980)</p>	<p>شاخص بار آلودگی</p>
<p> $E_r^i = \frac{C_s^i}{C_r^i} \times T_r^i$ $PERI = \sum_{i=1}^m E_r^i$ </p>	<p>(Egbueri and Enyigwe, 2020)</p>	<p>شاخص پتانسیل خطر بوم‌شناختی</p>	
<p> $ADD_{ingestion} = \frac{C_i \times IngR \times EF \times ED}{BW \times AT \times CF}$ $ADD_{inhalation} = \frac{C_i \times InhR \times EF \times ED}{BW \times AT}$ $ADD_{dermal} = \frac{C_i \times SA \times AFsABS \times EF \times ED}{BW \times AT} \times CF$ </p>	<p>(USEPA, 1998)</p>	<p>بلع استنشاق جذب پوستی</p>	
<p> $HQ > 1$ وجود خطر غیرسرطان‌زایی، $HQ < 1$ عدم وجود خطر غیر سرطان‌زایی قابل توجه. </p>	$HQ = \frac{ADD}{RfD}$	<p>(Li et al., 2014; Man et al., 2010; Lim et al., 2008; USEPA, 2002)</p>	<p>شاخص خطر غیر سرطان‌زایی</p>
<p> $CR \leq 1 \times 10^{-6}$ خطر سرطان‌زایی قابل چشم‌پوشی، $CR \geq 1 \times 10^{-4}$ خطر سرطان‌زایی زیاد </p>	$HI = \sum HQ_i$ $CR = \sum ADD \times SF = CR_{ing} + CR_{inh} + CR_{dermal}$	<p>(Adamu et al., 2015a)</p>	<p>شاخص خطر سرطان‌زایی</p>

* B_n (غلظت پس‌زمینه صنعتی) در محاسبه شاخص زمین‌انباشت برگرفته از هاگانسون (Hakanson, 1980)، مقادیر عناصر مرجع برگرفته از رودنیک و گائو (Rudnick and Gao, 2003)

نتایج

روابط صحرائی و بررسی‌های سنگ‌شناختی

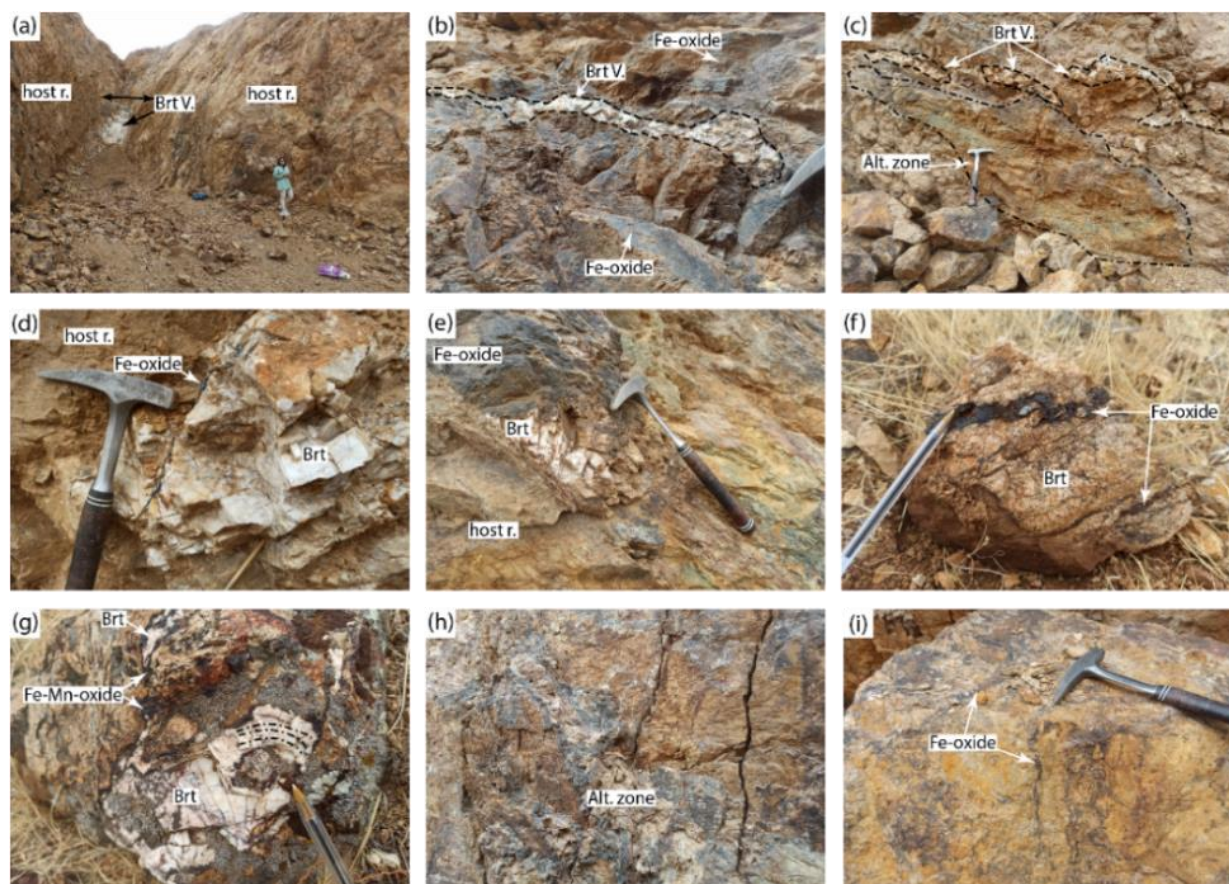
ریز از باریت‌های تجدید تبلور یافته شده است (شکل ۳-f و i). ترکیب سنگ میزبان به شدت دگرسان بوده و کانی‌های ثانویه همچون کانی‌های رسی و اکسیدهای آهن در اثر دگرسانی توسعه یافته و در اکثر موارد منجر به تشکیل زون‌های دگرسانی‌های مختلف همچون دگرسانی اکسید آهن (شکل ۲-c تا i) شده است. ترکیب کانی‌شناسی سنگ میزبان عمدتاً از درشت بلورهای کوارتز و فلدسپار آلکالن در زمینه بسیار ریزدانه تا شیشه‌ای و بافت جریان‌ی تشکیل شده است (شکل ۳-a, d و g). با توجه به مطالعات قبلی (Bahrdin, 2021; Sharifiyan et al., 2021)، کانی‌های کدر عمدتاً با ترکیب پیریت و کالکوپیریت در سنگ میزبان مشاهده شده است. هر چند در محدوده مورد مطالعه با توجه به اینکه نمونه‌های برداشت شده به محل رگه‌ها و گسل‌ها بسیار نزدیک بوده و نمونه‌ها به شدت دچار دگرسانی شده‌اند، کانی‌های اولیه سولفیدی در نمونه‌های برداشت شده مشاهده نشده و در مقابل اکسیدهای آهن به صورت ثانویه عمدتاً با ترکیب هماتیت، گوتیت و لیمونیت و در برخی موارد اکسیدهای منگنز در محل شکستگی‌ها و

کانی‌سازی باریت در محدوده معدنی کوه مرقاول به صورت رگه‌ای و در سنگ میزبان با ترکیب ریولیت تا ریوداسیت سازند مهاباد رخ داده است. عرض رگه‌ها در این محدوده بسیار متنوع بوده و از چند سانتی‌متر تا ۴ متر در تغییر است (شکل ۲-a تا e). روند رگه‌ها عمدتاً از شکستگی‌های منطقه تبعیت می‌کنند. معمولاً رگه‌های با ضخامت بیشتر عمدتاً دارای آثار دگرشکلی هستند (شکل ۲-g). در محل تماس سنگ میزبان با رگه‌های باریت، در برخی موارد لایه‌های نازکی از کانی‌های ثانویه عمدتاً شامل اکسیدهای آهن (گوتیت با بافت کلوفرم) و در بعضی موارد اکسیدهای منگنز مشاهده می‌شود (شکل ۲-b, e و h). در اغلب موارد نمونه‌های باریت حاوی رگه‌های متعدد از کانی‌های ثانویه عمدتاً با ترکیب اکسیدهای آهن و کوارتز در محل شکستگی‌ها و محل رخ‌های باریت هستند (شکل ۲-c, f و i). توسعه دگرشکلی در منطقه مورد مطالعه منجر به تشکیل درشت‌بلورهای باریت در زمینه‌ای

[Downloaded from gnf.khu.ac.ir on 2026-06-05] [DOR: 20.1001.1.2538449.1403.10.2.9.3] [DOI: 10.22034/KJES.2024.10.2.106732]

ثانویه عمدتاً با ترکیب اکسیدهای آهن و کوارتز در محل شکستگی‌ها و محل رخ‌های باریت هستند (شکل ۳- c, f و i). توسعه دگرشکلی در منطقه مورد مطالعه منجر به تشکیل درشت بلورهای باریت در زمینه‌ای ریز از باریت‌های تجدید تبلور یافته شده است (شکل ۳- f و i).

رگه‌ها به فراوانی قابل مشاهده هستند (شکل ۳- a). در محل تماس سنگ میزبان با رگه‌های باریت، در برخی موارد لایه‌های نازکی از کانی‌های ثانویه عمدتاً شامل اکسیدهای آهن (گوتیت با بافت کلوفرم) و در برخی موارد اکسیدهای منگنز مشاهده می‌شود (شکل ۳- b, e و h). در اغلب موارد نمونه‌های باریت حاوی رگه‌های متعدد از کانی‌های



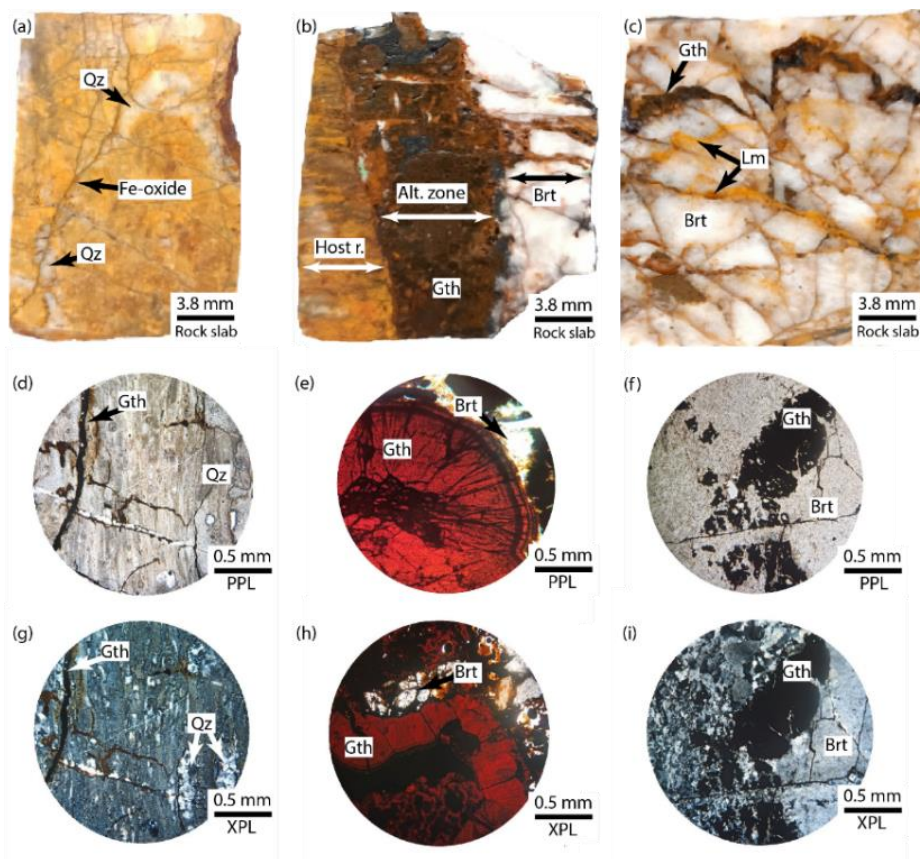
شکل ۲- تصاویر صحرایی از رگه‌های باریت و سنگ میزبان. (a) بقایایی از رگه باریت استخراج شده. عرض رگه استخراج شده به چندین متر می‌رسد. (b تا e) رگه‌های باریت با عرض چندین سانتی‌متر. سنگ میزبان در اکثر موارد دچار دگرسانی شدید شده و زون‌های دگرسانی متعدد توسعه پیدا کرده است. (f) رگه‌هایی از اکسیدهای آهن درون نهشته‌های باریت. (g) باریت‌های دگرشکل یافته در اثر نیروهای تکتونیکی به همراه رگه‌هایی از اکسیدهای آهن و منگنز. (h) توسعه زون‌های دگرسانی در سنگ میزبان باریت. (i) رگه‌های ثانویه اکسید آهن درون سنگ میزبان نهشته‌های باریت. Brt: باریت، Brt V.: رگه باریت، host r.: سنگ میزبان، Fe-Oxide: اکسید آهن، Fe-Mn-oxide: اکسید آهن و منگنز، Alt. zone: زون دگرسانی.

Fig. 2. Field photographs of barite veins and their host rock. a) residues of extracted barite vein. The extracted vein's width is several meters. b) – e) Barite veins with several centimeters wide. In most cases, the host rock has undergone severe alteration and numerous alteration zones have been developed. f) Fe-oxide veins within barite deposits. g) Deformed barites due to tectonic forces along with veinlets of Fe-Mn oxides. h) Alteration zones developed in barite host rock. i) Secondary Fe-oxide veinlets within barite host rock. Brt: barite, Brt V.: barite vein, host r.: host rock, Alt. zone: alteration zone.

محدوده معدنی و کشاورزی مربوط به منطقه معدنی کوه مرقول به همراه میانگین ترکیب این عناصر در پوسته قاره‌ای و میانگین خاک‌های جهانی برای مقایسه در جدول ۲ ارائه شده است.

ژئوشیمی خاک‌های سطحی محدوده معدنی و کشاورزی

نتایج حاصل از تجزیه نمونه‌های مورد مطالعه به همراه خلاصه نتایج آماری مربوط به غلظت عناصر بالقوه سمی در ترکیب خاک‌های سطحی



شکل ۳- تصاویر برش‌های سنگی صیقلی و میکروسکوپی. (a, d و g) نمونه‌های سنگ میزبان، نمونه حاوی رگه‌های متعدد از اکسیدهای آهن و کوارتزهای ثانویه است. در تصاویر میکروسکوپی زمینه بسیار ریز دانه و بافت جریان‌ی مشاهده می‌شود. (b, e و h) محل تماس رگه‌های باریت با سنگ میزبان. در محل تماس لایه نازکی از اکسیدهای آهن ثانویه (عمدتاً گوتیت) تشکیل شده است. در تصاویر میکروسکوپی گوتیت دارای بافت کلوفرم است. (c, f و i) رگه باریتی. این نمونه به شدت شکسته شده و حاوی رگه‌های متعدد از اکسیدهای آهن ثانویه (مانند گوتیت و لیمونیت) است. Qz: کوارتز، Fe-oxide: اکسید آهن، Brt: باریت، Gth: گوتیت، Lm: لیمونیت، Alt. zone: زون دگرسانی و Host r.: سنگ میزبان، Rock slab: برش سنگی، PPL: نور پلاریزه متقاطع. XPL: نور پلاریزه متقاطع.

Fig. 3. Polished rock chips and microscopic photos. a, d and g) Host rock samples, this sample contain numerous veins of Fe- oxides and secondary quartz. In the microscopic images, matrix is fine grained and trachytic texture is visible. b, e and h) The contact of barite veins with the host rock. A thin layer of secondary Fe-oxides (mainly goethite) has formed at the contact. In the microscopic images goethite shows colloform texture. c, f and i) Barite vein sample. This sample is highly fractured and contains numerous veins of secondary Fe-oxides (i.e. goethite and limonite). Qz: quartz, Brt: barite, Gth: goethite, Lm: limonite, Alt. zone: alteration zone, Host r. host rock, PPL: plane polarized light, XPL: cross polarized light.

هستند (جدول ۲). ضریب تغییرات به استثنای Cu (۷۰/۳۴) و Mo (۱۲۰/۵۶) برای تمامی نمونه‌های خاک‌های سطحی در اطراف محدوده

نمونه‌ها دارای pH خنثی تا کمی قلیایی (۷/۵۳ - ۷/۰۳) برای خاک‌های محدوده معدنی و ۷/۶۱ - ۷/۳۵ برای خاک‌های کشاورزی)

معدنی کمتر از ۵۰ درصد است. ضریب تغییرات در خاک‌های کشاورزی برای عناصر Ba (۹۵/۲۴)، Mn (۱۲۲/۳۸) و Mo (۱۱۵/۱۶) بیشتر از ۵۰ بوده و برای بقیه عناصر کمتر از ۵۰ درصد است. ضریب تغییرات زیاد بیانگر وجود تغییرات زیاد غلظت عناصر در ترکیب خاک است (Taati et al., 2020). به اعتقاد جیا و همکاران (Jia et al., 2018) مقادیر قابل توجه ضریب تغییرات (>150) برای عناصر بالقوه سمی می‌تواند بیانگر انتقال این عناصر به خاک از طریق فعالیت‌های انسانی باشد. بر اساس استاندارد خاک ایران، عناصر Ba، As، Cu و Cr در خاک‌های محدوده معدنی دارای مقادیر زیادتر از آستانه (حدود مجاز برای خاک‌های قلیایی با کاربری کشاورزی و جنگل و مرتع) هستند. در خاک‌های کشاورزی عناصر Ba و Cr زیادتر از حد مجاز هستند.

جدول ۲- فراوانی عناصر بالقوه سمی و خلاصه نتایج آماری برای ترکیب خاک‌های محدوده معدنی و کشاورزی منطقه مورد مطالعه. ترکیب پوسته قاره‌ای، خاک‌های جهانی و خاک‌های کشاورزی برای مقایسه ارائه شده است.

Table 2. Potentially toxic elements concentration and summary of statistical results for the composition of mining site and agricultural soils in the study area. The composition of continental crust and worldwide agricultural soils are presented for comparison.

Element	As	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Mo	Ni	Pb	V	Zn	pH
Mining area														
TKS1	100	9483	0.7	8.8	42	650	54947	5436	20.7	19	32	40	63	7.53
PR1TKS1	46.2	1754	0.5	20.4	221	113	51585	2629	0.8	103	24	121	123	7.05
PR1TKS2	92.8	10000	0.4	19	201	475	66690	4470	3.2	78	28	119	123	7.29
PR1TKS3	73.7	10000	0.8	17.4	188	269	58654	3148	1.9	85	31	114	252	7.21
PR1TKS4	100	10000	0.7	20.3	93	841	61417	5339	4.4	34	21	177	65	7.45
PR1TKS5	86.4	7576	0.7	19.5	116	1272	88298	3052	4.8	39	15	224	89	7.03
PR1TKS6	43.4	9305	0.6	22.6	212	186	61333	2571	1.5	89	23	153	110	7.26
average	77.50	8302.57	0.63	18.29	153.29	543.71	63274.86	3806.43	5.33	63.86	24.86	135.43	117.86	7.26
CV	28.78	33.59	20.33	22.63	41.93	70.34	17.64	30.38	120.56	47.10	22.29	39.40	50.45	2.38233
min	43.40	1754.00	0.40	8.80	42	113	51585	2571.00	0.80	19.00	15.00	40.00	63.00	7.03
max	100	10000	1	23	221	1272	88298	5436	20.7	103	32	224	252	7.53
Agricultural soils														
AGS1	19.5	692	0.3	19.6	227	49	47124	1209	<0.5	112	18	121	114	7.61
AGS2	19.6	734	0.1	19.3	227	57	47022	1153	<0.5	115	17	124	105	7.53
AGS3	38.2	1900	0.2	17.7	170	76	50530	1081	0.8	75	23	127	124	7.36
AGS4	47.5	5225	0.4	22.4	231	86	68089	9332	9.9	111	20	117	101	7.35
AGS5	17.8	802	0.5	18.4	205	45	44158	1093	<0.5	105	15	111	102	7.57
AGS6	19.7	893	0.4	19.3	209	48	46655	1118	0.6	113	19	115	108	7.41
average	27.05	1707.67	0.32	19.45	211.50	60.17	50596.33	2497.67	3.77	105.17	18.67	119.17	109.00	7.47166
CV	42.54	95.24	42.43	7.55	9.90	25.67	15.89	122.38	115.16	13.16	13.36	4.56	7.30	1.37452
Min	17.8	692	0.1	17.7	170	45	44158	1081	0.6	75	15	111	101	7.35
Max	47.5	5225	0.5	22.4	231	86	68089	9332	9.9	115	23	127	124	7.61
Continental crust **	4.8	624	0.09	17.3	92	28	46500*	1000*	1.1	47	17	97	67	
Worldwide soils***	0.62		1.1	6.9	42	14		418	1.8	18	25	60	62	
Agricultural	0.25		0.17	7.1	22	17		411	0.58	13	18	69	65	
Agricultural soils	40	600	5	50	110	200			40	110	75	200	500	

* (Yaroshevsky, 2006); ** (Rudnick and Gao, 2003); *** (Clemente et al., 2003); **** (Eriksson, 2001); (Forum of the European geological survey directors (FOREGS), 2005)

بیانگر منشأ مشترک همچون کانی‌های سولفیدی/ سولفات‌ها در سنگ میزبان باشد (Gomes et al., 2016). با توجه به مطالعات کانی‌شناسی Ba به شکل باریت در ترکیب رگه‌ها حضور دارد. در خصوص سایر عناصر، کانه‌های سنگ میزبان در مجاورت محدوده معدنی به شدت دگرسان بوده و به به کانی‌های ثانویه همچون اکسیدهای آهن و منگنز تبدیل شده‌اند. با این وجود بر اساس مطالعات پیشین (Bahrdin, 2021; Sharifiyan et al., 2021) در قسمت‌های با دگرسانی کمتر سنگ میزبان، کانی‌های سولفیدی همچون پیریت و کالکوپیریت مشاهده شده است. از این‌رو، می‌توان همبستگی مثبت عناصر Cu، As، Fe و Mn را فازهای سولفیدی همچون پیریت و کالکوپیریت نسبت داد (Gomes et al., 2016; Wang et al., 2015). در خاک‌های کشاورزی همبستگی مثبت و زیادی بین Ba-As، Ba-Co، Ba-Cu، Ba-Fe، Ba-Mn، Ba-S، As-Cu، As-Fe، As-Mn و As مشاهده می‌شود. این امر می‌تواند بیانگر منشأ یکسان برای این عناصر باشد.

به‌منظور تعیین روابط موجود بین فلزات در ترکیب خاک‌های محدوده معدنی و همچنین خاک‌های کشاورزی از همبستگی پیرسون استفاده شد (جدول ۳). ضریب همبستگی ارتباط احتمالی بین فلزات همچون منشأ مشترک، توزیع واحد و رفتار مشابه را نشان می‌دهد (Diop et al., 2015). از این‌رو استفاده از ضریب همبستگی در مطالعات زیست محیطی به‌منظور تعیین ارتباط بین عناصر و نیز تحلیل صحیح شرایط کمک شایان توجهی می‌کند (Safari et al., 2022). در این خصوص، عناصری که دارای همبستگی مثبت بالایی هستند، به احتمال زیاد دارای منشأ یکسان در سنگ بستر و خاک حاصل از هوازدگی آن و یا دارای رفتار ژئوشیمیایی یکسان هستند (Omeka et al., 2022; Ayari et al., 2016). در خاک‌های محدوده معدنی همبستگی نسبتاً بالایی بین Ba-As، As-S، As-Mn، As-Cu، As-Ba، Ba-Cr-Ni و Co-Ni، Co-Cr، Mn-S، Cu-S، Cu-Fe، Ba-S، Mn وجود دارد. همبستگی مثبت عناصر As، Cu، Ba، Fe و Mn با S

جدول ۳- ضریب همبستگی پیرسون برای فلزات سنگین موجود در ترکیب خاک‌های محدوده معدنی و کشاورزی معدن باریت کوه مرقاول

Table 3. Pearson's correlation coefficient of heavy metals found in the composition of the soils from the mining site and agricultural area around the Kuh-e-Margavel barite mine.

Soils from the mining area													
	As	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn	S	V
As	1												
Ba	0.571	1											
Cd	0.236	0.236	1										
Co	-0.551	-0.229	-0.313	1									
Cr	-0.769	-0.360	-0.526	0.692	1								
Cu	0.691	0.265	0.336	-0.161	-0.697	1							
Fe	0.284	0.190	0.105	0.245	-0.159	0.788	1						
Mn	0.864	0.512	0.091	-0.599	-0.748	0.376	-0.153	1					
Ni	-0.820	-0.437	-0.464	0.594	0.979	-0.800	-0.319	-0.747	1				
Pb	-0.665	0.264	0.006	-0.626	0.001	-0.569	-0.700	0.324	0.115	1			
Zn	-0.324	0.053	0.219	0.140	0.567	-0.49742	-0.175	-0.478	0.613	0.411	1		
S	0.621	0.795	0.615	-0.049	-0.386	0.482	0.351	0.402	-0.455	-0.023	0.212	1	
V	-0.089	-0.056	0.082	0.743	0.139	0.516	0.746	-0.371	0.003	-0.927	-0.121	0.286	1

Agricultural Soils													
	As	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn	S	V
As	1												
Ba	0.920	1											
Cd	-0.018	0.202	1										
Co	0.509	0.775	0.232	1									
Cr	-0.151	0.184	0.086	0.744	1								
Cu	0.978	0.876	-0.210	0.478	-0.127	1							
Fe	0.898	0.989	0.122	0.834	0.283	0.868	1						
Mn	0.791	0.965	0.274	0.904	0.427	0.745	0.023	1					
Ni	-0.417	-0.059	0.214	0.562	0.923	-0.411	0.023	0.197	1				

Pb	0.723	0.447	-0.331	0.014	-0.533	0.724	0.445	0.235	-0.679	1			
Zn	0.123	-0.248	-0.468	-0.585	-0.715	0.144	-0.247	-0.451	-0.773	0.697	1		
S	0.607	0.844	0.558	0.894	0.461	0.498	0.846	0.916	0.344	0.126	-0.519	1	
V	0.265	-0.036	-0.918	-0.237	-0.294	0.411	0.026	-0.176	-0.488	0.619	0.718	-0.458	1

ارزیابی آلودگی

برای ارزیابی آلودگی خاک‌های مورد مطالعه از شاخص‌های زمین‌شیمیایی، شاخص نمره و شاخص پتانسیل خطر بوم‌شناختی استفاده شده است. با توجه به نتایج حاصل از محاسبه شاخص زمین‌انباشت (I_{geo}) برای خاک‌های محدوده معدنی بر اساس رده‌بندی هاکانسون (Hakanson, 1980) عناصر Ba و Cu دارای آلودگی متوسط تا زیاد، As و Mn آلودگی متوسط و Mo بدون آلودگی تا آلودگی متوسط هستند. مقدار شاخص زمین‌انباشت برای عناصر Cd، Co، Cr، Fe، Ni، Pb، V و Zn کمتر از صفر بوده و بیانگر عدم آلودگی توسط این فلزات است (شکل ۴-۴، جدول ۴). شاخص زمین‌انباشت در خاک‌های کشاورزی برای عناصر Ba، As، Cr، Mn، Mo و Ni بدون آلودگی تا آلودگی متوسط بوده و عناصر Cd، Co، Cu، Fe، Pb، V و Zn فاقد آلودگی هستند (شکل ۴-۴، جدول ۴). بر اساس نتایج ضریب غنی‌شدگی As دارای غنی‌شدگی خیلی شدید، Cu و Ba غنی‌شدگی شدید، Cd و Mn غنی‌شدگی متوسط، Mo غنی‌شدگی متوسط تا شدید و Co، Cr، Fe، Ni، Pb، V و Zn دارای غنی‌شدگی کم در خاک‌های محدوده معدنی هستند. در خاک‌های کشاورزی As دارای غنی‌شدگی شدید، Mo غنی‌شدگی متوسط و Cd، Co، Cr، Cu، Fe غنی‌شدگی کم هستند (شکل ۴-۴، جدول ۴). محاسبه ضریب آلودگی برای عناصر سنگین در خاک‌های محدوده معدنی کوه مرقاول بیانگر آلودگی بسیار زیاد برای Ba، As و Cu، درجه آلودگی زیاد برای Cd و Mn و آلودگی درجه متوسط برای Co، Cr، Fe، Mo، Ni، Pb، V و Zn است. برای خاک‌های کشاورزی As دارای درجه آلودگی بسیار زیاد، Mo درجه آلودگی زیاد و عناصر Ba، Cd، Co، Cr، Cu، Fe، Mn، Ni، Pb، V و Zn دارای درجه آلودگی متوسط هستند (شکل ۴-۴، جدول ۴). محاسبه شاخص

یکپارچه نمره برای خاک‌های محدوده معدنی بیانگر وجود آلودگی زیاد برای As، Ba، Mo، Cd و Cu، آلودگی متوسط برای Cr، Pb و Zn است. بقیه عناصر در محدوده معدنی دارای آلودگی کم هستند. نتایج این شاخص در زمین‌های کشاورزی نشان‌دهنده آلودگی زیاد برای As، Ba و Mo، آلودگی متوسط برای Cd، Cr و Ni و آلودگی کم برای سایر عناصر مورد بررسی است (شکل ۴-۴، جدول ۴). با توجه به نتایج شاخص بار آلودگی ترکیب خاک‌های محدوده معدنی ($PLI=3$) و خاک‌های کشاورزی ($PLI=2/0.2$) دارای درجه آلودگی زیاد هستند. بر اساس نتایج حاصل از محاسبه شاخص پتانسیل خطر بوم‌شناختی (E_r^i) در خاک‌های محدوده معدنی کوه مرقاول، As و Cu دارای خطر بوم‌شناختی متوسط ($80 < E_r^i \leq 40$) بوده و عناصر Cd، Cr، Ni، Pb و Zn دارای خطر کم ($E_r^i < 40$) هستند. این شاخص برای As، Ba، Cd، Cr، Ni، Pb و Zn در خاک‌های کشاورزی کمتر از ۴۰ بوده و بیانگر خطر بوم‌شناختی کم است. شاخص کل خطر بوم‌شناختی (PERI) در خاک‌های محدوده معدنی و خاک‌های کشاورزی به ترتیب برابر با ۱۳۷/۸۶ و ۵۱/۸۹ بوده و بیانگر خطر محیط زیستی کم (۱۵۰) $PERI <$ است.

ارزیابی خطرپذیری سلامتی

به‌منظور ارزیابی خطرپذیری سلامتی از شاخص‌های خطر غیرسرطان‌زایی (HQ) و شاخص خطر سرطان‌زایی (CR) از سه مسیر اصلی بلع، استنشاق و تماس پوستی برای دو گروه سنی کودکان و بزرگسالان بهره گرفته شده است (جدول ۴). بیشترین میزان جذب روزانه از طریق بلع و کمترین آن از طریق تنفس برای هر دو گروه سنی کودکان و بزرگسالان در مواجهه با خاک‌های محدوده معدنی و کشاورزی است.

شاخص کل خطر غیر سرطان‌زایی (HI) در تمامی نمونه‌های مطالعه شده و برای گروه سنی کودکان، عناصر As, Ba, Cr, Mn و V دارای مقادیر زیادتر از ۱ بوده و دارای خطر غیرسرطان‌زایی زیاد است. شاخص خطر غیر سرطان‌زایی برای بقیه عناصر بالقوه سمی در گروه سنی کودکان کمتر از ۱ بوده و نشان‌دهنده وجود خطر غیرسرطان‌زایی کم است (شکل ۴-۱). مقدار این شاخص برای خاک‌های محدوده معدنی در گروه بزرگسالان برای عناصر Cr, Ba, Mn و V بیشتر از ۱ و برای As, Cd, Cu, Ni, Pb و Zn کمتر از ۱ است. برای تمامی گروه‌های سنی و تمامی نمونه‌های مطالعه شده اعم از خاک‌های محدوده معدنی و کشاورزی ترتیب HI به صورت $Mn > V > Cr > Ba > As > Pb > Ni > Cd > Cu > Zn$ است. با بررسی مقادیر HQ برای هر یک از مسیرهای بلع، تنفس و جذب پوستی مشخص شد که تأثیر خطر غیرسرطان‌زایی As و Ni عمدتاً از طریق بلع است. در صورتی که برای عناصر Ba, Cd, Cr, Mn, Pb و V تأثیر جذب پوستی بیشتر از بقیه مسیرها بوده و برای عناصر Cu و Zn تأثیر مسیرهای بلع و جذب پوستی تقریباً یکسان است. تأثیر مسیر تنفس در خطر غیرسرطان‌زایی برای تمامی عناصر مورد بررسی کمتر از بقیه مسیرها است (جدول ۴).

در صورت تماس مستمر با خاک‌های محدوده معدنی خطر مادام‌العمر سرطان‌زایی برای عناصر As, Cr و Ni در هر دو گروه سنی کودکان و بزرگسالان بسیار زیاد بوده و برای Pb و Cd دارای خطر

متوسط است. در خاک‌های کشاورزی خطر سرطان‌زایی برای عناصر Cr و Ni زیادتر از حد $10^{-4} \times 1$ (خطر سرطان‌زایی زیاد)، As و Cd در حد قابل قبول و متوسط (بین $10^{-4} \times 1$ و $10^{-6} \times 1$) و Pb دارای خطر کم و قابل چشم‌پوشی (کمتر از حد $10^{-6} \times 1$) است. در تمامی نمونه‌های مورد مطالعه تأثیر خطر سرطان‌زایی از طریق مسیر بلع بیشتر از مسیر جذب پوستی بوده و مسیر تنفس برای تمامی عناصر مورد بررسی (As, Cr, Cd, Ni, Pb) در هر دو گروه سنی و در مواجهه با خاک‌های محدوده معدنی و کشاورزی دارای کمترین تأثیر در خطر سرطان‌زایی است (جدول ۴). از طریق مسیر بلع و برای هر دو گروه سنی، عناصر As, Cr و Ni در محدوده معدنی و Cr و Ni در خاک‌های کشاورزی دارای خطر زیاد هستند. Cd برای کودکان در صورت مواجهه طولانی مدت با خاک‌های محدوده معدنی و As, Cd و Pb در خاک‌های کشاورزی دارای خطر در حد متوسط است. خطر Pb از طریق مسیر بلع در کودکان برای خاک‌های محدوده معدنی قابل چشم‌پوشی است. از طریق مسیر جذب پوستی، در هر دو گروه سنی As و Ni دارای خطر زیاد، Cd در کودکان دارای خطر متوسط و Pb دارای خطر کم و Cd و Pb در گروه بزرگسالان دارای خطر کم در صورت مواجهه با خاک‌های محدوده معدنی است. در خاک‌های کشاورزی Ni برای هر دو گروه سنی و از طریق مسیر جذب پوستی دارای خطر زیاد، As دارای خطر متوسط و Cd و Pb دارای خطر کم هستند.

جدول ۴- نتایج محاسبه میانگین مقدار شاخص‌های محیط زیستی (شاخص‌های زمین‌شیمیایی، ریسک اکولوژی، نمره، خطر غیر سرطان‌زایی و خطر سرطان‌زایی) برای خاک‌های محدوده معدنی و کشاورزی معدن کوه مرقاول

Table 4. The average values of environmental indices, including geochemical indices, ecological risk index, Nemerow index, carcinogenic and non-carcinogenic health risks) of potentially toxic elements in the mining site and agricultural areas soils of the Kuh-e-Marghavol barite mine.

		As	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Mo	Ni	Pb	V	Zn		
خاک‌های محدوده معدنی	Igeo	1.54	2.64	-1.29	-0.56	-0.004	2.44	-0.16	1.28	0.52	-0.36	-2.12	-0.26	-1.3		
	EF	46.50	14.37	3.39	1.14	1.80	10.68	1.47	4.11	5.23	1.47	1.92	1.51	1.70		
	CF	38.06	11.27	3.14	1.06	1.67	9.89	1.36	3.81	2.51	1.36	1.78	1.4	1.57		
	شاخص ریسک اکولوژی		51.67		18.86		3.41	54.37				7.1	1.78		0.67	
	شاخص نمره		77.72	13.38	3.60	1.19	2.07	17.79	1.65	4.70	3.56	1.82	2.05	1.91	2.62	
	خطر غیر سرطان‌زایی	کودکان	HQing.	3.3×10 ⁰	1.5×10 ⁰	8.0×10 ⁻³		6.5×10 ⁻¹	1.7×10 ⁻¹		1.1×10 ⁰		4.1×10 ⁻²	9.1×10 ⁻²	3.5×10 ⁻¹	5.0×10 ⁻³
			HQinhal.	1.2×10 ⁻⁷	2.8×10 ⁻²	3.1×10 ⁻⁷		2.6×10 ⁻³	6.7×10 ⁻⁶		1.0×10 ⁻³		1.5×10 ⁻⁶	3.5×10 ⁻⁶	1.3×10 ⁻⁵	1.9×10 ⁻⁷
			HQderm.	1.7×10 ⁰	4.5×10 ¹	1.7×10 ⁻¹		6.9×10 ⁰	1.2×10 ⁻¹		7.1×10 ²		3.2×10 ⁻²	1.3×10 ⁻¹	3.6×10 ¹	5.3×10 ⁻³
			HI	5.0×10 ⁰	4.7×10 ¹	1.7×10 ⁻¹		7.5×10 ⁰	2.9×10 ⁻¹				7.3×10 ⁻²	2.2×10 ⁻¹	3.7×10 ¹	1.0×10 ⁻²
		بزرگسالان	HQing.	3.5×10 ⁻¹	1.6×10 ⁻¹	8.6×10 ⁻⁴		7.0×10 ⁻²	1.9×10 ⁻²		1.1×10 ⁻¹		4.4×10 ⁻³	9.7×10 ⁻³	3.7×10 ⁻²	5.4×10 ⁻⁴
			HQinhal.	5.4×10 ⁻⁸	1.2×10 ⁻²	1.3×10 ⁻⁷		1.1×10 ⁻³	2.7×10 ⁻⁶		4.4×10 ⁻⁴		6.5×10 ⁻⁷	1.5×10 ⁻⁶	5.7×10 ⁻⁶	8.3×10 ⁻⁸
	خطر سرطان‌زایی	کودکان	HQderm.	3.5×10 ⁻¹	9.4×10 ⁰	3.5×10 ⁻²		1.4×10 ⁰	2.5×10 ⁻²		1.5×10 ²		6.6×10 ⁻³	2.6×10 ⁻²	7.5×10 ⁰	1.1×10 ⁻³
			HI	7.0×10 ⁻¹	9.6×10 ⁰	3.6×10 ⁻²		1.5×10 ⁰	4.4×10 ⁻²				1.1×10 ⁻²	3.6×10 ⁻²	7.6×10 ⁰	1.6×10 ⁻³
			CRing.	1.5×10 ⁻³		4.9×10 ⁻⁵		8.2×10 ⁻³					1.4×10 ⁻³	2.7×10 ⁻⁶		
			CRinhal.	5.7×10 ⁻⁷		1.9×10 ⁻⁹		3.8×10 ⁻⁸					2.6×10 ⁻⁸	5.1×10 ⁻¹⁰		
بزرگسالان		CRderm.	7.6×10 ⁻⁴		1.0×10 ⁻⁵							7.3×10 ⁻⁴	5.7×10 ⁻⁷			
		TCR	2.2×10 ⁻³		5.9×10 ⁻⁵		8.2×10 ⁻³					2.1×10 ⁻³	3.3×10 ⁻⁶			
		CRing.	1.6×10 ⁻⁴		5.3×10 ⁻⁶		8.8×10 ⁻⁴					1.5×10 ⁻⁴	2.9×10 ⁻⁷			
		CRinhal.	2.5×10 ⁻⁷		8.4×10 ⁻¹⁰		1.6×10 ⁻⁸					1.1×10 ⁻⁸	2.2×10 ⁻¹⁰			
		CRderm.	1.6×10 ⁻⁴		2.1×10 ⁻⁶							1.5×10 ⁻⁴	1.2×10 ⁻⁷			
TCR	3.2×10 ⁻⁴		7.4×10 ⁻⁶		8.8×10 ⁻⁴					3.0×10 ⁻⁴	4.1×10 ⁻⁷					
خاک‌های کشاورزی	Igeo	0.15	0.4	-2.42	-0.42	0.64	-0.36	-0.48	0.1	0.03	0.56	-2.5	-0.29	-1.27		
	EF	16.42	2.99	1.73	1.23	2.51	1.20	1.19	2.73	3.74	2.44	1.46	1.34	1.59		
	CF	15.03	2.74	1.58	1.12	2.3	1.09	1.09	2.5	3.42	2.24	1.33	1.23	1.45		
	شاخص ریسک اکولوژی		18.03		9.5		4.7	6.02				11.69	1.33		0.62	
	شاخص نمره		21.47	6.23	2.09	1.21	2.41	1.35	1.29	6.83	6.81	2.35	1.49	1.27	1.55	
	خطر غیر سرطان‌زایی	کودکان	HQing.	1.1×10 ⁰	3.1×10 ⁻¹	4.0×10 ⁻³		9.0×10 ⁻¹	2.0×10 ⁻²		6.9×10 ⁻¹		6.7×10 ⁻²	6.8×10 ⁻²	3.0×10 ⁻¹	4.6×10 ⁻³
			HQinhal.	4.4×10 ⁻⁸	5.9×10 ⁻³	1.6×10 ⁻⁷		3.6×10 ⁻³	7.4×10 ⁻⁷		6.7×10 ⁻⁴		2.5×10 ⁻⁶	2.6×10 ⁻⁶	1.2×10 ⁻⁵	1.8×10 ⁻⁷
			HQderm.	5.9×10 ⁻¹	9.4×10 ⁰	8.5×10 ⁻²		9.5×10 ⁰	1.3×10 ⁻²		4.7×10 ²		5.2×10 ⁻²	9.5×10 ⁻²	3.2×10 ¹	4.9×10 ⁻³
			HI	1.7×10 ⁰	9.7×10 ⁰	8.9×10 ⁻²		1.0×10 ¹	3.3×10 ⁻²				1.2×10 ⁻¹	1.6×10 ⁻¹	3.2×10 ¹	9.5×10 ⁻³
		بزرگسالان	HQing.	1.2×10 ⁻¹	3.3×10 ⁻²	4.3×10 ⁻⁴		9.7×10 ⁻²	2.1×10 ⁻³		7.4×10 ⁻²		7.2×10 ⁻³	7.3×10 ⁻³	3.3×10 ⁻²	5.0×10 ⁻⁴
			HQinhal.	1.9×10 ⁻⁸	2.5×10 ⁻³	6.7×10 ⁻⁸		1.6×10 ⁻³	3.2×10 ⁻⁷		2.9×10 ⁻⁴		1.1×10 ⁻⁶	1.1×10 ⁻⁶	5.0×10 ⁻⁶	7.7×10 ⁻⁸
	خطر سرطان‌زایی	کودکان	HQderm.	1.2×10 ⁻¹	1.9×10 ⁰	1.2×10 ⁻²		2.0×10 ⁰	2.8×10 ⁻³		9.7×10 ¹		1.1×10 ⁻²	2.0×10 ⁻²	6.6×10 ⁰	1.0×10 ⁻³
			HI	2.5×10 ⁻¹	2.0×10 ⁰	1.8×10 ⁻²		2.1×10 ⁰	4.9×10 ⁻³				1.8×10 ⁻²	2.7×10 ⁻²	6.7×10 ⁰	1.5×10 ⁻³
			CR ing.	4.4×10 ⁻⁵		2.5×10 ⁻⁵		1.1×10 ⁻²					2.3×10 ⁻³	2.0×10 ⁻⁶		
			CR inha.	1.7×10 ⁻⁸		8.4×10 ⁻¹¹		4.5×10 ⁻⁹					3.7×10 ⁻⁹	3.3×10 ⁻¹¹		
بزرگسالان		CR derm.	2.3×10 ⁻⁵		4.5×10 ⁻⁷							1.0×10 ⁻⁴	3.6×10 ⁻⁸			
		TCR	6.7×10 ⁻⁵		2.5×10 ⁻⁵		1.1×10 ⁻²					2.4×10 ⁻³	2.1×10 ⁻⁶			
		CR ing.	2.4×10 ⁻⁵		1.1×10 ⁻⁶		5.2×10 ⁻⁴					1.0×10 ⁻⁴	9.3×10 ⁻⁸			
		CR inha.	3.7×10 ⁻⁸		1.8×10 ⁻¹⁰		9.6×10 ⁻⁹					8.0×10 ⁻⁹	7.1×10 ⁻¹¹			
		CR derm.	2.4×10 ⁻⁵		4.6×10 ⁻⁷							1.1×10 ⁻⁴	3.8×10 ⁻⁸			
TCR	4.7×10 ⁻⁵		1.6×10 ⁻⁶		5.2×10 ⁻⁴					2.1×10 ⁻⁴	1.3×10 ⁻⁷					

مطالعه به شدت دگرسان شده و به کانی‌های ثانویه همچون اکسیدهای آهن مانند گوتیت و اکسیدهای منگنز تبدیل شده‌اند.

ارزیابی میزان آلودگی با استفاده از شاخص‌های مختلف محیط زیستی نشان‌دهنده آلودگی خاک‌های (محدوده معدنی و کشاورزی) در ارتباط با ماده معدنی باریت به عناصر بالقوه سمی بویژه As, Ba, Cu و Mn است. نتایج حاصل از تحقیق حاضر مشابه با مطالعات متعدد صورت گرفته بر روی تأثیر محیط زیستی معدن کاری باریت بر ترکیب

بحث

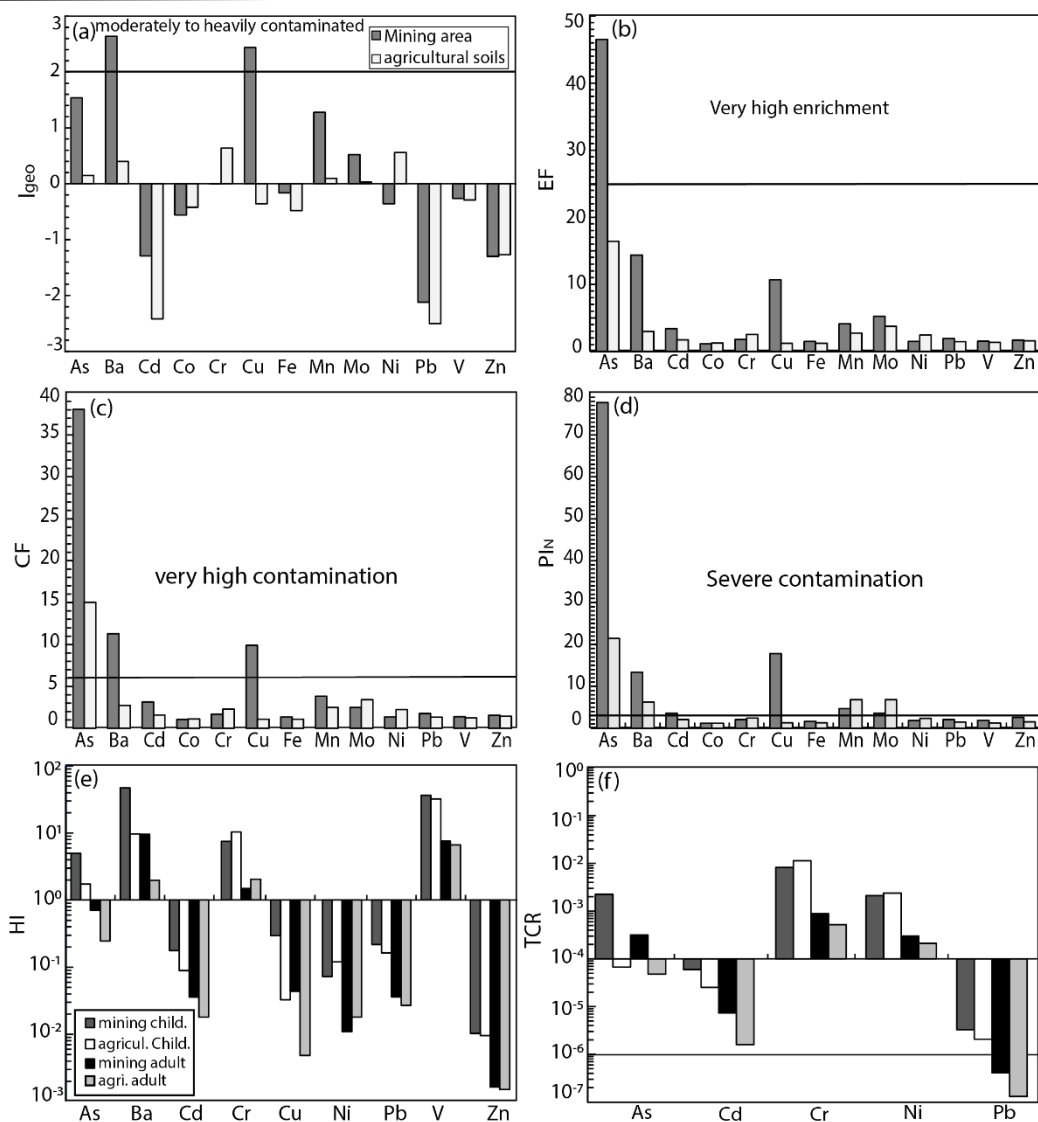
مطالعات صحرایی بیانگر تأثیر عوامل تکتونیکی و عملکرد گسل‌های مختلف بر روی نهشته‌های باریت در محدوده کوه مرقاول و نیز سنگ میزبان این نهشته‌ها است که این امر منجر به شکستگی شده و خردشدگی سنگ‌ها شده است. ترکیب کانی‌شناسی سنگ‌های میزبان شامل کانی‌های اولیه سیلیکاته فلسیک (کوارتز و فلدسپار آلکالن) و کانی‌های سولفیدی (پیریت و کالکوپیریت) است، که در محدوده مورد

به نظر می‌رسد علاوه بر زمینه طبیعی این عناصر و فعالیت‌های معدن‌کاری، استفاده بی‌رویه و غیر اصولی از کودهای کشاورزی نیز منجر به بروز آلودگی و/یا افزایش سطح آلودگی برای عناصر Cr، Mo و Ni در ترکیب خاک‌های کشاورزی شده است. گرچه، عناصر Ni و Cr هم در محدوده معدنی و هم در زمین‌های کشاورزی دارای همبستگی مثبت و زیاد در ضریب همبستگی پیرسون هستند (جدول ۳). این امر بیانگر این است که علاوه بر عوامل انسانی، پدیده‌های طبیعی همچون ترکیب کانی‌شناسی سنگ منشأ نیز در افزایش فراوانی این دو عنصر در ترکیب خاک‌های کشاورزی نقش مؤثری دارند.

بررسی ضرایب همبستگی پیرسون نشان می‌دهد که در ترکیب خاک‌های محدوده معدنی عناصر Cr و Ni علاوه بر همبستگی با یکدیگر، با عناصر Co و Zn نیز همبستگی زیاد و مثبت دارند (جدول ۲). در صورتی که این همبستگی در خاک‌های کشاورزی قابل مشاهده نیست. همچنین شاخص زمین‌انباشت (I_{geo}) برای این عناصر در خاک‌های محدوده معدنی کمتر از صفر ($I_{geo} > 0$) بوده در حالی که در خاک‌های کشاورزی بیشتر از صفر ($0 < I_{geo}$) است. این امر می‌تواند تأکیدی بر تأثیر فعالیت‌های انسانی در زمین‌های کشاورزی باشد (Astuti et al., 2021).

خاک‌های سطحی و آلودگی آن‌ها به عناصر بالقوه سمی (Ikpi et al., 2021; Alizadeh-Kouskuie et al., 2020; Ochelebe et al., 2015b; Adamu et al., 2020) است. این امر می‌تواند به واسطه حضور مقادیر متفاوتی از کانی‌های سولفیدی و کانه‌های آهنی-فلزی در ترکیب سنگ میزبان و دگرسانی و هوازدگی بعدی آن‌ها و خروج عناصر بالقوه سمناک از ترکیب این کانی‌ها باشد (Hu et al., 2022; Nieva et al., 2018). لازم به ذکر است که، ترکیب شیمیایی سنگ مادر تأثیر بسیار زیادی بر روی میزان آلودگی به عناصر بالقوه سمی در خاک‌های سطحی دارد (Vázquez-Arias et al., 2023; Hou et al., 2020). در این خصوص، عوامل تکتونیکی، دگرسانی و فعالیت‌های معدن‌کاری باعث تسهیل در روند گسترش عناصر بالقوه سمی در ترکیب خاک شده است.

میزان زیادی درجه آلودگی عناصر Cr، Mo و Ni در خاک‌های کشاورزی در مقایسه با خاک‌های محدوده معدنی می‌تواند دلیلی بر زیاده‌تر بودن تأثیر فعالیت‌های انسانی در امور کشاورزی بر عوامل طبیعی و انسانی باشد. کودهای کشاورزی غیر آلی بویژه کودهای فسفاته معمولاً حاوی مقادیر زیادی از Cd، Co، Cu، Pb، Zn و Ni به عنوان آلاینده در ترکیب خود هستند (Wei et al., 2020; Wuana and Okieimen, 2011; Gimeno-García et al., 1996). از این‌رو



شکل ۴- مقادیر میانگین شاخص‌های (a) زمین‌انباشت، (b) ضریب غنی‌شدگی، (c) ضریب آلودگی، (d) نمرو، (e) شاخص کل خطر غیرسرطان‌زایی، و (f) شاخص کل خطر سرطان‌زایی برای عناصر مطالعه شده در خاک‌های محدوده معدنی و کشاورزی اطراف معدن باریت کوه مرقاول.

Fig 4. The average value of a) geoaccumulation index, b) enrichment factor, c) contamination factor, d) Nemerow pollution index, e) total non-carcinogenic index, and f) total carcinogenic index for the studied elements in the mining site and agricultural soils around Kuh-e-Margavol barite mine.

با نتایج این مطالعه است. هر چند تأثیر pH خاک بر روی حلالیت، تحرک و/یا حفظ عناصر (Bayraklı et al., 2023) را نیز نباید نادیده گرفت. معمولاً حلالیت فلزات در شرایط کمی اسیدی (pH = 5) زیاد است (Chuan et al., 1996). زیرا در pH کم عناصر بالقوه سمی از طریق تبادل کاتیونی جذب کانی‌های رسی و اکسیدی شده و در نتیجه تحرک و فراهمی زیستی این عناصر در مقایسه با خاک‌های نسبتاً

با توجه به بررسی‌های صورت گرفته توسط جونگ و تورنتون (Jung and Thornton, 1996) حضور مقادیر بسیار زیادی از فلزات در ترکیب باطله‌های معدنی و نیز خاک‌های مرتبط با این باطله‌ها، می‌تواند به عنوان منبعی مهم برای گسترش درجه متوسطی از آلودگی خاک‌های کشاورزی موجود در پایین دست منطقه معدنی شود. نتایج حاصل از ارزیابی آلودگی برای خاک‌های کشاورزی مورد مطالعه منطبق

مورد بررسی قرار گرفت. جهت ارزیابی میزان آلودگی از شاخص‌های زمین‌شیمیایی (شاخص زمین‌انباشت، ضریب غنی‌شدگی و ضریب آلودگی)، شاخص نمره و شاخص بار آلودگی استفاده شده است. با توجه به ارزیابی‌های کلی، میزان عناصر بالقوه سمی مورد بررسی در تحقیق حاضر از میانگین ترکیب پوسته قاره‌ای و خاک‌های جهانی بالاتر است. در این خصوص، ضریب غنی‌شدگی As در خاک‌های محدوده معدنی خیلی شدید و در خاک‌های کشاورزی به صورت شدید است. ترتیب غنی‌شدگی عناصر بالقوه سمی در خاک‌های محدوده معدنی به صورت $As > Ba > Cu > Mo > Mn > Cd > Pb > Cr$ و در خاک‌های کشاورزی برابر با $As > Mo > Ba > Zn > V > Ni > Co$ و در خاک‌های کشاورزی برابر با $Mn > Cr > Ni > Cd > Zn > Pb > Cu$ است. با استناد به نتایج شاخص بار آلودگی (PLI) خاک‌های سطحی مورد مطالعه اعم از خاک‌های محدوده معدنی و کشاورزی دارای درجه آلودگی شدید هستند. با توجه به اینکه غلظت عناصر بالقوه سمی همچون As, Ba, Cu, Cd و Mo در ترکیب خاک‌های سطحی مورد مطالعه بالا است و نیز با توجه به نزدیکی محدوده مورد مطالعه به محل زندگی ساکنان بومی منطقه، امکان بروز مشکلات اساسی در زمینه سلامتی برای ساکنان منطقه وجود دارد. از این رو بکار بستن تمهیداتی جهت کاهش میزان آلودگی در خاک محدوده مورد مطالعه ضروری به نظر می‌رسد.

قدردانی

مقاله حاضر برگرفته از پایان‌نامه کارشناسی ارشد نویسنده اول است که با حمایت معاونت پژوهشی دانشگاه ارومیه در حال انجام است. بدینوسیله از حمایت این دانشگاه تقدیر و تشکر می‌شود.

References

- Adamu, C.I., Nganje, T.N., Edet, A., 2015a. Heavy metal contamination and health risk assessment associated with abandoned barite mines in Cross River State, southeastern Nigeria. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management* 3, 10-21.
- Adamu, C.I., Nganje, T.N., Edet, A., 2015b. Major and trace elements pollution of sediments associated with

آسیدی تا کمی قلیایی افزایش می‌یابد (Hodson et al., 2010). شبه فلزات همچون آرسنیک نیز در شرایط خنثی به صورت پایدار بوده و در شرایط اسیدی (pH=4) و قلیایی (pH=10) متحرک می‌شوند (Wei et al., 2021; Lee et al., 2015; Shaw, 2006). در صورتیکه pH تمامی نمونه‌های مطالعه شده اعم از خاک‌های محدوده معدنی و کشاورزی کمی زیادتر از 7 بوده و به صورت خنثی تا قلیایی هستند. ارزیابی خطرپذیری سلامتی نشان می‌دهد که مواجهه طولانی مدت با بسیاری از عناصر بالقوه سمی موجود در ترکیب خاک‌های مورد مطالعه بویژه Ba, As, Cr, V و Ni خالی از اشکال نبوده و می‌تواند منجر به بروز مشکلات و ناراحتی‌هایی چه از لحاظ سرطان‌زایی و چه غیر سرطان‌زایی در افراد گردد. متأسفانه با در نظر گرفتن فاصله نسبتاً کوتاه محل زندگی افراد با زمین‌های کشاورزی و نیز محدوده معدنی (نزدیکترین روستا در فاصله حدود 1/5 کیلومتری محدوده معدنی قرار دارد)، احتمال مواجهه افراد با خاک‌های آلوده نسبتاً زیاد است. علاوه بر آن، آب شرب ساکنان منطقه از چشمه‌هایی تعیین می‌گردد که آبخوان آن‌ها در سنگ‌های ریولیتی میزبان رگه‌های باریت واقع شده است. این امر خود می‌تواند منجر به گسترش آلودگی و نیز در معرض خطر قرار گرفتن ساکنان محلی گردد.

نتیجه‌گیری

میزان آلودگی خاک‌های محدوده معدنی و کشاورزی واقع در پایین دست محدوده معدنی، بررسی منشأ احتمالی عناصر آلاینده بالقوه سمی و نیز ارزیابی میزان خطر بوم‌شناختی و خطر سلامتی انسان در صورت قرار گرفتن در معرض این خاک‌ها در محدوده معدن باریت کوه مرقاول واقع در 1/5 کیلومتری روستای تیکانلوجه از توابع شهرستان مهاباد Abandoned Barite Mines in parts of Oban Massif and Mamfe Embayment, SE Nigeria. *Journal of Geochemical Exploration* 151, 17-33.

Adegboye, M.A., 2012. Effect of mining on farming in Jos South Local Government Area of Plateau State. *Journal of Soil Science and Environmental Management* 3, 77-83.

Afolayan, D.O., Eggleston, C.M., Onwualu, A.P., Adetunji, A.R., Tao, M., Amankwah, R.K., 2021. Physicochemical

- Studies for Risk Identification, Assessment, and Characterization of Artisanal Barite Mining in Nigeria. *Sustainability* 13, 12982.
- Alizadeh-Kouskuie, A., Atapour, H., Rahmani, F., 2020. Assessing the geochemical and environmental baseline of heavy metals in soils around hydrothermal hematite–barite–galena veins in Baghin area, Kerman, Iran. *Environmental Geochemistry and Health* 42, 4011-4036.
- Astuti, R.D.P., Mallongi, A., Rauf, A.U., 2021. Natural enrichment of chromium and nickel in the soil surrounds the karst watershed. *Global Journal of Environmental Science and Management* 7, 383-400.
- Ayari, J., Agnan, Y., Charef, A., 2016. Spatial assessment and source identification of trace metal pollution in stream sediments of Oued El Maadene basin, northern Tunisia. *Environ Monit Assess* 188, 397.
- Bahmani, R., Rahimsouri, Y., Torbati, S., 2019. Study of heavy metal pollution in Shakh-e-Sefid barite mine of Mahabad and biosorption of these elements by native plant species growing in the area, The 4th International Congress of Developing Agriculture, Natural Resources, Environment and Tourism of Iran, Tabriz.
- Bahrdin, A.A., 2021. Mineralization and geochemistry of the Tekanloujeh Barite deposit, Northeast Mahabad, West Azarbaijan Province, NW Iran. Urmia University.
- Bayraklı, B., Dengiz, O., Özyazıcı, M.A., Koç, Y., Kesim, E., Türkmen, F., 2023. Assessment of heavy metal concentrations and behavior in cultivated soils under humid-subhumid environmental condition of the Black Sea region. *Geoderma Regional* 32, e00593.
- Cheng, J.-I., Shi, Z., Zhu, Y.-w., 2007. Assessment and mapping of environmental quality in agricultural soils of Zhejiang Province, China. *Journal of Environmental Sciences* 19, 50-54.
- Chuan, M.C., Shu, G.Y., Liu, J.C., 1996. Solubility of heavy metals in a contaminated soil: Effects of redox potential and pH. *Water, Air, and Soil Pollution* 90, 543-556.
- Clemente, R., Walker, D.J., Roig, A., Pilar Bernal, M., 2003. Heavy metal bioavailability in a soil affected by mineral sulphides contamination following the mine spillage at Aznalcóllar (Spain). *Biodegradation* 14, 199-205.
- Diop, Ch., Dewaelé, D., Cazier, F., Diouf, A., Ouddane, B., 2015. Assessment of trace metals contamination level, bioavailability and toxicity in sediments from Dakar coast and Saint Louis estuary in Senegal, West Africa. *Chemosphere* 138, 980-987.
- Djebbi, C., Chaabani, F., Font, O., Queralt, I., Querol, X., 2017. Atmospheric dust deposition on soils around an abandoned fluorite mine (Hammam Zriba, NE Tunisia). *Environmental Research* 158, 153-166.
- Eftekhar nezhad, J., Aghanabati, A., 2005. Geological map of Iran, 1:100000 series sheet Mahabad. Geological Survey of Iran, Tehran.
- Egbueri, J.C., Enyigwe, M.T., 2020. Pollution and Ecological Risk Assessment of Potentially Toxic Elements in Natural Waters from the Ameka Metallogenic District in Southeastern Nigeria. *Analytical Letters* 53, 2812-2839.
- Eriksson, J., 2001. Concentrations of 61 trace elements in sewage sludge, farmyard manure, mineral fertiliser, precipitation and in oil and crops. Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm.
- Essalhi, A., Essalhi, M., Toummite, A., 2016. Environmental Impact of Mining Exploitation: A Case Study of Some Mines of Barite in the Eastern Anti-Atlas of Morocco. *Journal of Environmental Protection* 7, 1473-1482.
- FOREGS (Forum of the European geological survey directors), 2005. Geochemical Atlas of Europe. Geological Survey of Finland.
- Ganji, A., 2015. Barite mineralization in Iran, Balkanmine, Petrosani, Romania.
- Gimeno-García, E., Andreu, V., Boluda, R., 1996. Heavy metals incidence in the application of inorganic fertilizers and pesticides to rice farming soils. *Environmental Pollution* 92, 19-25.
- Gomes, P., Valente, T., Braga, M.A.S., Grande, J.A., de la Torre, M.L., 2016. Enrichment of trace elements in the clay size fraction of mining soils. *Environmental Science and Pollution Research* 23, 6039-6045.
- Hakanson, L., 1980. An ecological risk index for aquatic pollution control. a sedimentological approach. *Water Research* 14, 975-1001.
- Hamzenejhad, R., 2020. Quantitative Assessment of Soil Heavy Metals Pollution. *Applied Soil Research* 8, 37-52.
- Hassanzad, S., Pirkharrati, H., Ahangari, M., Asadzadeh, F., 2024. Assessment of the potential environmental effects of newly deposited mine tailings from the Sungun Copper mine. *Iranian Journal of Health and Environment* 17, 139-162.
- Hodson, M.E., Vijver, M.G., Peijnenburg, W.J., 2010. Bioavailability in soils, Dealing with contaminated sites: From theory towards practical application. Springer, pp. 721-746.

- Hormozi, H.K., Ehya, F., Paydar, G.R., Kheymehsari, S.M., 2023. Formation of barite in the Ab Torsh deposit, Kerman province, Iran: Insights from rare earth elements, O and S isotopes, and fluid inclusions. *Geochemistry*, 126024.
- Hou, Q., Yang, Z., Yu, T., You, Y., Dou, L., Li, K., 2020. Impacts of parent material on distributions of potentially toxic elements in soils from Pearl River Delta in South China. *Scientific Reports* 10, 17394.
- Hu, S., Tao, C., Liao, S., Zhu, C., Qiu, Z., 2022. Transformation of minerals and mobility of heavy metals during oxidative weathering of seafloor massive sulfide and their environmental significance. *Science of The Total Environment* 819, 153091.
- Ikpi, G.E., Eyong, G., Adamu, C.I., Nganje, T.N., 2021. Heavy Metals Contamination of Soils and Plants in the Vicinity of Barite Mines in Parts of 02 Oban Massif and Cretaceous Sediments of Southeastern Nigeria. *International Journal of Environmental Sciences & Natural Resources* 27 (1), 556201.
- IDOE (Iran Department of Environment), 2014. Iranian soil quality guidelines for the protection of environmental and human health. Iranian Department of Environment, Tehran
- Jia, Y., Wang, L., Qu, Z., Yang, Z., 2018. Distribution, contamination and accumulation of heavy metals in water, sediments, and freshwater shellfish from Liuyang River, Southern China. *Environ Sci Pollut Res Int* 25, 7012-7020.
- Jung, M.C., Thornton, I., 1996. Heavy metal contamination of soils and plants in the vicinity of a lead-zinc mine, Korea. *Applied Geochemistry* 11, 53-59.
- Keshavarzi, B., Najmeddin, A., Moore, F., Afshari Moghaddam, P., 2019. Risk-based assessment of soil pollution by potentially toxic elements in the industrialized urban and peri-urban areas of Ahvaz metropolis, southwest of Iran. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 167, 365-375.
- 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.
- Lee, K.S., Shim, H.Y., Lee, D.S., Chung, D.Y., 2015. The fate and factors determining arsenic mobility of arsenic in soil-A review. *Korean Journal of Soil Science and Fertilizer* 48, 73-80.
- Li, Z., Ma, Z., van der Kuijp, T.J., Yuan, Z., Huang, L., 2014. A review of soil heavy metal pollution from mines in China: Pollution and health risk assessment. *Science of The Total Environment* 468-469, 843-853.
- Lim, H.-S., Lee, J.-S., Chon, H.-T., Sager, M., 2008. Heavy metal contamination and health risk assessment in the vicinity of the abandoned Songcheon Au-Ag mine in Korea. *Journal of Geochemical Exploration* 96, 223-230.
- Liu, Y., Song, Y., Fard, M., Hou, Z., Ma, W., Yue, L., 2023. The Characteristics and Origin of Barite in the Giant Mehdiabad Zn-Pb-Ba Deposit, Iran. *Economic Geology* 118, 1495-1519.
- Lottermoser, B.G., 2010. Mine wastes: Characterization, treatment and environmental impacts. Springer Berlin, Heidelberg.
- Lu, Q., Xu, Z., Xu, X., Liu, L., Liang, L., Chen, Z., Dong, X., Li, C., Wang, Y., Qiu, G., 2019. Cadmium contamination in a soil-rice system and the associated health risk: An addressing concern caused by barium mining. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 183, 109590.
- Man, Y.B., Sun, X.L., Zhao, Y.G., Lopez, B.N., Chung, S.S., Wu, S.C., Cheung, K.C., Wong, M.H., 2010. Health risk assessment of abandoned agricultural soils based on heavy metal contents in Hong Kong, the world's most populated city. *Environment international* 36, 570-576.
- Mason, B.J., 1992. Preparation of soil sampling protocols: sampling techniques and strategies. Nevada Univ., Las Vegas, NV (United States). Environmental Research Center.
- Melekestseva, I.Y., Tret'yakov, G.A., Nimis, P., Yuminov, A.M., Maslennikov, V.V., Maslennikova, S.P., Kotlyarov, V.A., Beltenev, V.E., Danyushevsky, L.V., Large, R., 2014. Barite-rich massive sulfides from the Semenov-1 hydrothermal field (Mid-Atlantic Ridge, 13°30.87' N): Evidence for phase separation and magmatic input. *Marine Geology* 349, 37-54.
- Mensah, A.K., Mahiri, I.O., Owusu, O., Mireku, O.D., Wireko, I., Kissi, E.A., 2015. Environmental impacts of mining: a study of mining communities in Ghana. *Applied Ecology and Environmental Sciences* 3, 81-94.
- Mensah, A.K., Marschner, B., Shaheen, S.M., Wang, J., Wang, S.-L., Rinklebe, J., 2020. Arsenic contamination in abandoned and active gold mine spoils in Ghana: Geochemical fractionation, speciation, and assessment of the potential human health risk. *Environmental Pollution* 261, 114116.
- Mokhtari Asl, S., Jafari, M., Sahamiyeh, R.Z., Shahrokhi, V., 2015. Geology, geochemistry, sulfur isotope composition,

- and fluid inclusion data of Farsesh barite deposit, Lorestan Province, Iran. *Arabian Journal of Geosciences* 8, 7125-7139.
- Muller, G., 1969. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. *Geojournal* 2, 108-118.
- Nieva, N.E., Borgnino, L., García, M.G., 2018. Long term metal release and acid generation in abandoned mine wastes containing metal-sulphides. *Environmental pollution* 242, 264-276.
- Ochelebe, I., Nkebem, G., Kudamnya, E., 2020. Assessment of Heavy Metals Concentration and Enrichment Levels in Soils around Quarries and Barite Mine Sites in Part of Akamkpa and Biase Area, Southeastern Nigeria. *Journal of Geoscience and Environment Protection* 108, 107-128.
- Omeke, M.E., Igwe, O., Unigwe, C.O., 2022. An integrated approach to the bioavailability, ecological, and health risk assessment of potentially toxic elements in soils within a barite mining area, SE Nigeria. *Environmental Monitoring and Assessment* 194, 212.
- Raja, O., Parsinejad, M., Tajrishy, M., 2022. Multipurpose Calibration of SWAT Model in Estimating Runoff, Evapotranspiration, and Crop Yield (A Case Study: Mahabad Plain). *Iran-Water Resources Research* 17, 11-34.
- Rehman, Q., Rehman, K., Akash, M.S.H., 2021. Heavy metals and neurological disorders: from exposure to preventive interventions, Environmental contaminants and neurological disorders. Springer, pp. 69-87.
- Rudnick, R.L., Gao, S., 2003. 3.01 - Composition of the Continental Crust, In: Turekian, H.D.H.K. (Ed.), *Treatise on Geochemistry*. Pergamon, Oxford, pp. 1-64.
- Safari, M., Jafarian, A.R., Ganjovian, M.A., Ismaili, J., 2022. Investigation of heavy element pollution in surface soils (Study area: Shahrekord city). *Quaternary Journal of Iran* 7, 1006-1023.
- Samaoui, S., Aabi, A., Nguidi, M.A., Boushaba, A., Belkasm, M., Baïdder, L., Bba, A.N., Lamrani, O., Taadid, M., Zehni, A., 2023. Fault-controlled barite veins of the eastern Anti-Atlas (Ougnat, Morocco), a far-field effect of the Central Atlantic opening? Structural analysis and metallogenic implications. *Journal of African Earth Sciences* 204, 104970.
- Shakeri, Z., Forghani Tehrani, G., 2023. Environmental geochemistry, source, and health risk assessment of the potentially toxic elements in the urban soils of Shahrood, Semnan Province. *Kharazmi Journal of Earth Sciences* 9 (2), 1-25.
- Sharifiyan, S., Hosseinzadeh, M.R., Maghfouri, S., Moayyed, M., 2021. Sediment hosted stratiform barite – (Cu-Zn-Pb) deposits in the southwest Mahabad, Iran; implications for geology, ore textural, compositional, and S-O isotopes geochemistry. *Ore Geology Reviews* 139, 104549.
- Shaw, D., 2006. Mobility of arsenic in saturated, laboratory test sediments under varying pH conditions. *Engineering Geology* 85, 158-164.
- Sparks, D.L., Page, A.L., Helmke, P.A., Loeppert, R.H., 2020. *Methods of soil analysis, part 3: Chemical methods*. John Wiley & Sons.
- Stocklin, J., 1968. Structures history and tectonic of Iran: A review. *American Association of Petroleum Geologist Bulletin* 52, 1229-1258.
- Taati, A., Salehi, M.H., Mohammadi, J., Mohajeri, R., 2020. Assessment of pollution level, non-carcinogenic and carcinogenic risk of heavy metals on human health in surface soils of Arak industrial areas, Iran. *Iranian Journal of Health and Environment* 13, 335-348.
- Tepanosyan, G., Sahakyan, L., Belyaeva, O., Asmaryan, S., Saghatelyan, A., 2018. Continuous impact of mining activities on soil heavy metals levels and human health. *Science of The Total Environment* 639, 900-909.
- Tian, L.-L., Wei, W., Dong, L.-H., Pan, S., Jing, Z., Huang, F., 2023. Diagenetic effect on barium isotope compositions of barites in the lower Cambrian successions. *Chemical Geology* 635, 121631.
- Tomlinson, D.L., Wilson, J.G., Harris, C.R., Jeffrey, D.W., 1980. Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index. *Helgoländer Meeresuntersuchungen* 33, 566-575.
- US Environmental Protection Agency (USEPA), 2002. *Supplemental Guidance for Developing Soil Screening Levels for Superfund Sites, OSWER 9355*. Office of Emergency and Remedial Response, Washington.
- USEPA, 1998. *Test Methods for Evaluating Solid Waste, Method 9045D EPA*. Washington, D.
- Vázquez-Arias, A., Martín-Peinado, F.J., Parviainen, A., 2023. Effect of parent material and atmospheric deposition on the potential pollution of urban soils close to mining areas. *Journal of Geochemical Exploration* 244, 107131.
- Wang, Y., Yang, L., Kong, L., Liu, E., Wang, L., Zhu, J., 2015. Spatial distribution, ecological risk assessment and source identification for heavy metals in surface sediments from Dongping Lake, Shandong, East China. *CATENA* 125, 200-205.

- Wei, B., Yu, J., Cao, Z., Meng, M., Yang, L., Chen, Q., 2020. The Availability and Accumulation of Heavy Metals in Greenhouse Soils Associated with Intensive Fertilizer Application. *Int J Environ Res Public Health* 17.
- Wei, L., Ding, Q., Guo, H., Xiu, W., Guo, Z., 2021. Forms and mobility of heavy metals/metalloids in sewage-irrigated soils in the North China Plain. *Journal of Soils and Sediments* 21, 215-234.
- Wuana, R.A., Okieimen, F.E., 2011. Heavy Metals in Contaminated Soils: A Review of Sources, Chemistry, Risks and Best Available Strategies for Remediation. *International Scholarly Research Notices* 2011, 402647.