

Research Paper

Evaluation of Heavy Metal Contamination in Different Land Uses of the Vaz WatershedSaeid Derakhti¹, Leila Gholami^{2*}, Ataollah Kavian³, Abdolvahed Khaledi Darvishan⁴

¹ Ph.D. Student, Department of Watershed Management, Faculty of Natural Resources, Sari Agricultural Sciences and Natural Resources University, Sari, Iran. s.drakhti@gmail.com

² Associate Professor (Corresponding Author), Department of Watershed Management, Faculty of Natural Resources, Sari Agricultural Sciences and Natural Resources University, Sari, Iran. l.gholami@sanru.ac.ir

³ Professor, Department of Watershed Management, Faculty of Natural Resources, Sari Agricultural Sciences and Natural Resources University, Sari, Iran. a.kavian@sanru.ac.ir

⁴ Associate Professor, Department of Watershed Management, Faculty of Natural Resources, Tarbiat Modares University, Noor, Iran. a.khaledi@modares.ac.ir

[10.22125/iwe.2025.520073.1880](https://doi.org/10.22125/iwe.2025.520073.1880)

Received:
July 7, 2025
Accepted:
July 13, 2025
Available online:
August 4, 2025

Keywords:
ICP-MS, Land use, Pollution Indices, Soil Contamination

Abstract

Heavy metals are among the most suitable indicators for investigating pollution in soil and water resources. Due to their long-term stability in the environment and certain toxic properties, they often cause environmental problems. The aim of the present study is to investigate heavy metal contamination in the soil of forest, rangeland, agricultural, and residential land uses in the Vaz watershed. For this purpose, 47 soil samples were collected from all land uses within the watershed. After drying, the samples were passed through a 63-micron sieve and then transferred to the laboratory for analysis of element concentrations using the ICP-MS method. Subsequently, using the concentration results of chromium, manganese, iron, nickel, copper, zinc, arsenic, cadmium, mercury, and lead, along with pollution indices such as contamination factor, pollution degree, modified degree of contamination, geo_accumulation index, enrichment index, and ecological risk index, the soil quality across different land uses was evaluated. The results showed that the average contamination factor for all metals in the watershed, across forest, rangeland, agricultural, and residential land uses, was 0.94, 0.58, 1, and 1.82, respectively. On the other hand, the geo_accumulation index (Igeo) for these land uses was -0.84, -1.53, -0.72, and 0.06, respectively. These results indicate that the residential land use has the highest values in both the contamination factor and the geo_accumulation index, followed by agricultural, forest, and rangeland uses, respectively. In

* **Corresponding Author:** Leila Gholami

Address: Department of Watershed Management Sari Agricultural Sciences and Natural Resources University, Iran.

Email: l.gholami@sanru.ac.ir

Tel: 011- 33882984

terms of pollution degree, forest and agricultural land uses have moderate contamination levels, with values of 9.4 and 10.1, respectively. Rangeland use has very low contamination with a value of 5.6, while residential land use has a high contamination level of 17.9. On the other hand, the modified degree of contamination index showed that forest, rangeland, and agricultural land uses had very low contamination levels, with values of 0.9, 0.6, and 1, respectively, while the residential land use had a value of 1.8, indicating low contamination. Additionally, the pollution load index indicated contamination in the residential land use (value of 1.6), while forest, rangeland, and agricultural land uses showed no significant contamination (values of 0.8, 0.5, and 0.9, respectively). Furthermore, the enrichment factor analysis revealed that the contamination is largely due to human activities. The assessment of potential ecological risk highlighted the significant behavior of mercury within the watershed. Although the environmental risk assessment of the watershed showed that forest, rangeland, and agricultural land uses pose low risk, the residential land use was found to present a moderate level of risk. In the Vaz watershed, rangeland and, to a large extent, forest land uses showed low values in terms of pollution indices. However, due to the presence of livestock in the rangelands and the recreational use of the forests in this watershed, there is a potential risk of soil contamination in these land uses in the future. Considering that this watershed is one of the main tributaries of the Caspian Sea in the northern part of the country, it is essential to implement necessary conservation measures to protect water and soil resources in the area.

1. Introduction

One of the major global environmental challenges is soil contamination by heavy metals. Over the past two decades, this type of pollution has been significantly intensified due to rapid socio-economic development driven by accelerated urbanization and industrialization, drawing increasing public concern. Heavy metal contamination in soils originates from both natural and anthropogenic sources. Natural sources mainly include geological processes such as weathering, erosion, and other geochemical phenomena. Human-induced sources, on the other hand, consist of mining activities, industrial operations, traffic emissions, and agricultural practices—particularly the use of pesticides and chemical fertilizers. During the mining process, heavy metals of geological origin can be released into the environment. The effects of heavy metal pollution vary across different land-use types. Among the most notable impacts are the decline in soil productivity in agricultural areas and the contamination of agricultural products due to the accumulation of heavy metals. In agricultural lands, such pollution poses serious risks to human health through the consumption of contaminated crops. Assessing health risks from soil heavy metal sources under different land uses can serve as a critical reference for preventing and controlling soil pollution at its source. Therefore, this study aims to investigate heavy metal contamination in forest, rangeland, agricultural, and residential land uses within the Vaz Watershed.

2. Materials and Methods

To achieve the study objectives, 47 soil samples from all land uses were collected. After being transported to the laboratory, the samples were air-dried for 24 hours to remove their initial moisture content. Then, they were oven-dried at 70°C for 24 hours. Finally, the samples were passed through a 63-micron sieve and sent to the laboratory to determine the concentration of elements using inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS). Then, using the results of the concentration of chromium, manganese, iron, nickel, copper, zinc, arsenic, cadmium, mercury, and lead metals, and using the indicators of pollution factor, pollution degree, modified pollution degree, land accumulation, enrichment index, and ecological risk, the quality of the basin sediment was investigated in different land uses.

3. Results

The results of this study revealed that urban land use exhibited the highest values for both the contamination factor (CF) and geo-accumulation index (I_{geo}), followed by agricultural, forest, and rangeland land uses, respectively. In terms of the degree of contamination (Cd), forest and agricultural land uses showed moderate contamination, rangeland displayed very low contamination, and residential land use was classified as highly contaminated. However, the modified degree of contamination (mCd) indicated very low contamination levels for forest, rangeland, and agricultural land uses, and low contamination for residential areas. The pollution load index (PLI) confirmed contamination in residential land use, while forest, rangeland, and agricultural land uses remained uncontaminated. Enrichment factor (EF) analysis further highlighted anthropogenic activities as the primary source of pollution. Assessment of the watershed's potential ecological risk underscored the significant role of mercury (Hg) in the ecosystem. Although the environmental risk evaluation classified forest, rangeland, and agricultural land uses as low risk, residential land use posed a moderate risk.

4. Discussion and Conclusion

This study evaluated heavy metal contamination across land uses in the Vaz Watershed. Although land uses in the Vaz watershed are classified as low to moderate risk, the presence of livestock in rangelands and the touristic nature of the watershed's forests pose a potential threat of future soil contamination in these areas. Agricultural and residential land uses already exhibit elevated contamination levels due to human activities, underscoring the urgency to implement measures aimed at reducing pollutant sources. Furthermore, given the region's tourism appeal and continuous influx of visitors, targeted awareness campaigns on proper waste management must be prioritized to mitigate environmental degradation.

Six important references

- 1) Abbaszadeh, F., JALALI, V., and JAFARI, A. (2018). Investigating the source of some heavy metals using cluster and factor analysis techniques in soils of Hormoz Island. *Applied Soil Research*, 6(1): 13-24.
- 2) Chen, F., Wang, X., Li, X., Wang, J., Xie, D., Ni, J., and Liu, Y. (2019). Using the sediment fingerprinting method to identify the sediment sources in small catchments with similar geological conditions. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 286, 106655.
- 3) Hakanson, L. (1980). An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water Research*, 14(8), 975–1001.
- 4) Mirzaei, R., Teymourzade, S., Sakizadeh, M., and Ghorbani, H. (2015). Comparative study of heavy metals concentration in topsoil of urban green space and agricultural land uses. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187, 1–12.
- 5) Wang, Y., Yang, L., Kong, L., Liu, E., Wang, L., and 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.
- 6) Xiao, R., Wang, S., Li, R., Wang, J. J., and Zhang, Z. (2017). Soil heavy metal contamination and health risks associated with artisanal gold mining in Tongguan, Shaanxi, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 141, 17–24. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.03.002>

Conflict of Interest

Authors declared no conflict of interest.

Acknowledgments

We are grateful to Iran National Science Foundation.

This work is based upon research funded by Iran National Science Foundation (INSF) under project No. 40269

ارزیابی آلودگی فلزات سنگین در کاربری‌های مختلف اراضی حوزه آبخیز واز

سعید درختی^۱، لیلا غلامی^{۲*}، عطااله کاویان^۳، عبدالواحد خالدی درویشان^۴

تاریخ ارسال: ۱۴۰۴/۰۱/۱۷

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۴/۰۴/۲۳

مقاله پژوهشی

چکیده

فلزات سنگین از مناسب‌ترین شاخص‌ها برای بررسی آلودگی منابع خاک و آب هستند و به دلیل پایداری درازمدت در محیط‌زیست و برخی ویژگی‌های سمی معمولاً مشکل‌ساز می‌باشند. هدف از پژوهش حاضر بررسی آلودگی فلزات سنگین در خاک کاربری‌های جنگل، مرتع، کشاورزی و مسکونی در آبخیز واز است. بدین منظور ۴۷ نمونه از خاک تمام کاربری‌ها در حوزه آبخیز برداشت شد. نمونه‌ها بعد از خشک شدن از الک ۶۳ میکرون عبور داده شدند و برای تعیین غلظت عناصر با روش ICP-MS به آزمایشگاه انتقال داده شدند. سپس با استفاده از نتایج غلظت فلزات کروم، منگنز، آهن، نیکل، مس، روی، آرسنیک، کادمیم، جیوه و سرب و با استفاده از شاخص‌های عامل آلودگی، درجه آلودگی، درجه آلودگی اصلاح‌شده، زمین‌انباشت، شاخص غنی‌سازی و خطر اکولوژیک کیفیت خاک در کاربری‌های مختلف بررسی شد. نتایج نشان داد که میانگین عامل آلودگی تمام فلزات در حوزه در کاربری‌های جنگل، مرتع، کشاورزی و مسکونی به ترتیب برابر با ۰/۵۸، ۱ و ۱/۸۲ است؛ و از طرفی، شاخص تجمع زمینی، در کاربری‌های جنگل، مرتع، کشاورزی و مسکونی به ترتیب ۰/۷۲، -۱/۵۳، -۰/۸۴ و ۰/۰۶ می‌باشد. این نتایج نشان می‌دهد که کاربری مسکونی هم از نظر عامل آلودگی و هم از نظر شاخص تجمع زمینی دارای بیش‌ترین مقدار است و کاربری‌های کشاورزی، جنگل و مرتع به ترتیب در رتبه‌های بعدی قرار دارند. از نظر درجه آلودگی کاربری‌های جنگل و کشاورزی به ترتیب با مقادیری برابر با ۹/۴ و ۱۰/۱ دارای آلودگی متوسط هستند؛ کاربری مرتع با مقداری برابر با ۵/۶ دارای آلودگی بسیار کم و کاربری مسکونی با مقداری برابر با ۱۷/۹ دارای آلودگی زیاد است. از طرفی شاخص درجه آلودگی اصلاح شده نشان داد که کاربری جنگل، مرتع و کشاورزی به ترتیب با مقادیری برابر با ۰/۹، ۰/۶ و ۱ دارای آلودگی بسیار کم و کاربری مسکونی با مقداری برابر ۱/۸ دارای آلودگی کم است. همچنین شاخص بار آلودگی حاکی از آلودگی کاربری مسکونی (۱/۶) و فاقد آلوده بودن کاربری‌های جنگل، مرتع و کشاورزی (به ترتیب ۰/۸، ۰/۵ و ۰/۹) بود و همچنین، بررسی عامل غنی‌سازی نشان داد که عمده آلودگی به دلیل عوامل انسانی است. بررسی خطر اکولوژیک بالقوه حوضه مبین معنادار بودن رفتار جیوه در حوضه است. هر چند ارزیابی خطر محیطی حوضه نشان داد که کاربری‌های جنگل، مرتع و کشاورزی خطر کمی دارند ولی کاربری مسکونی دارای خطر متوسط است. در حوزه آبخیز واز کاربری مرتع و تا حد زیادی کاربری جنگل از نظر شاخص‌های آلودگی دارای مقادیر پایینی بودند اما به دلیل حضور دام در مراتع این منطقه و همچنین توریستی بودن جنگل‌های این حوضه احتمال آلوده شدن خاک این کاربری‌ها در آینده وجود دارد. با توجه به اینکه این حوضه یکی از ورودی‌های دریای خزر در شمال کشور است، بنابراین نیاز است که اقدامات حفاظتی لازم برای منابع آب و خاک در حوضه مورد نظر انجام گردد.

واژه‌های کلیدی: آلودگی خاک، شاخص‌های آلودگی، کاربری اراضی، ICP-MS

۱- دانشجوی دکتری، گروه مهندسی آبخیزداری، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری، ساری، ایران. s.drakhti@gmail.com

۲- نویسنده مسئول، دانشیار، گروه مهندسی آبخیزداری، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری، ساری، ایران. ایمیل: l.gholami@sanru.ac.ir

۳- استاد، گروه مهندسی آبخیزداری، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری، ساری، ایران. a.kavian@sanru.ac.ir

۴- دانشیار، گروه مهندسی آبخیزداری، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تربیت مدرس، نور، ایران. a.khaledi@modares.ac.ir



مقدمه

بنابراین، خاک‌ها ممکن است از طریق انتشارات صنعتی آلوده شوند (Gowd and Reddy, 2010). بررسی‌ها نشان داده که مقدار غلظت فلزات سنگین در خاک و محصولات کشاورزی در حاشیه جاده‌ها بیش‌تر مشاهده شده است (Hamurcu et al., 2010). پایش ملی خاک توسط دولت چین در خاک‌های کشاورزی این کشور نیز به‌وضوح نشان داد که به‌طور گسترده‌ای این خاک‌ها توسط فعالیت‌های صنعتی، معدن‌کاری و کشاورزی آلوده شده‌اند (Hu et al., 2014). آلودگی خاک‌های کشاورزی به فلزات سنگین در مناطق روستایی شدیدتر و پیچیده‌تر است، چرا که معمولاً این مناطق در معرض منابع متنوعی از آلودگی قرار دارند. بنابراین، ارزیابی آلودگی فلزات سنگین در چنین مناطقی ضروری است (Huang et al., 2018). علاوه بر تنوع در انتشارات انسانی، سیستم‌های کشت مختلفی در مناطق روستایی وجود دارد و تقریباً تمام محصولات به‌صورت محلی مصرف می‌شوند. سیستم‌های کشت متفاوت می‌توانند تأثیرات مختلفی بر جذب فلزات سنگین از خاک به گیاه داشته باشند و در نتیجه، خطرات سلامتی متفاوتی برای ساکنان از طریق زنجیره غذایی ایجاد کنند (Antoniadis et al., 2017). در این زمینه برخی پژوهش‌گران (Praveena and Omar, 2017) دریافتند که خطر سلامتی قابل توجهی برای جمعیت مالزی از طریق مصرف دانه‌های برنج وجود دارد. تحرک فلزات سنگین با ظرفیت تبادل کاتیونی خاک، محتوای رس و محتوای آلی مرتبط است که می‌تواند تحت تاثیر تغییر کاربری اراضی و شیوه‌های کشاورزی متفاوت باشد (Mapanda et al., 2005). آلودگی خاک به فلزات سنگین، یکی از مشکلات کلیدی در کاربری‌های مختلف زمین است (Huang et al., 2018; Yaşar Korkanç et al., 2024). به‌طور مثال، شدت فزاینده فعالیت‌های کشاورزی به دلیل انحلال آهسته و ماهیت سمی این آلاینده‌ها، خطر آلودگی فلزات سنگین در خاک‌ها را افزایش می‌دهد (Xiao et al., 2017). برخی از پژوهش‌ها نشان می‌دهند که الگوهای مختلف کاربری زمین بر تجمع فلزات سنگین در خاک تأثیر می‌گذارد (Liu et al., 2017; Trujillo-González et al., 2016). بررسی‌های متعددی نشان داده‌اند که زمین‌های کشاورزی

آلودگی خاک به فلزات سنگین به یک مشکل محیط‌زیستی جهانی تبدیل شده است (García-Carmona et al., 2017). که این آلودگی خاک توسط فلزات سنگین در طی دو دهه گذشته به‌دلیل رشد سریع اقتصادی و صنعتی شدن تشدید شده است (Huang et al., 2018). فلزات سنگین در خاک‌های کشاورزی به دلیل مصرف محصولات تولید شده در آن‌ها می‌توانند خطراتی را برای سلامتی انسان ایجاد کنند (Liu et al., 2017). در این زمینه گزارش شده است که قرار گرفتن طولانی مدت در معرض عناصر سنگین مشکلات زیادی را برای سلامتی انسان به‌وجود می‌آورد. به طوری که کادمیوم (Cd) باعث ایجاد سرطان ریه، نارسایی کلیه و شکستگی استخوان می‌شود (Zukowska and Biziuk, 2008). روی (Zn) می‌تواند بر تعادل کلسترول و باروری تأثیر بگذارد (Zhang et al., 2012). سرب (Pb) اثرات منفی بر آنزیم‌های خونی و سیستم عصبی مرکزی دارد (Kaufmann et al., 2003). آرسنیک (As) ممکن است منجر به ضایعات پوستی و سرطان ریه، مثانه و کلیه شود (Hughes, 2002). جیوه (Hg) در بافت‌های چربی تجمع یافته و می‌تواند سیستم عصبی مرکزی انسان را تخریب کند (Lee et al., 2006). در صورتی که مقدار مس (Cu)، کروم (Cr) و نیکل (Ni) از سطوح تحمل‌پذیر تجاوز کنند، اثرات نامطلوبی بر سلامت انسان دارند (Huang et al., 2018). فلزات سنگین در خاک از منابع طبیعی و انسانی سرچشمه می‌گیرند؛ منابع طبیعی عمدتاً شامل فرآیندهای هوازدگی، فرسایش و دیگر فرآیندهای زمین‌شناسی است (Stafilov et al., 2010). منابع انسانی هم شامل معدن‌کاری، فعالیت‌های صنعتی، ترافیک و فعالیت‌های کشاورزی (عمدتاً استفاده از آفت‌کش‌ها و کودهای شیمیایی) است (Gu et al., 2014). در فرآیند معدن‌کاری، فلزات سنگین با منشأ زمین‌شناسی می‌توانند در محیط آزاد شوند. رودریگو و همکاران (Rodríguez et al., 2009) گزارش کردند که غلظت سرب، روی و کادمیوم در مناطق نزدیک به معادن به‌طور قابل توجهی بالاتر از مناطق دیگر است. فلزات سنگین و ترکیبات آن‌ها اغلب در فرآیندهای صنعتی به‌عنوان واکنش‌گر و افزودنی‌های شیمیایی استفاده می‌شوند.

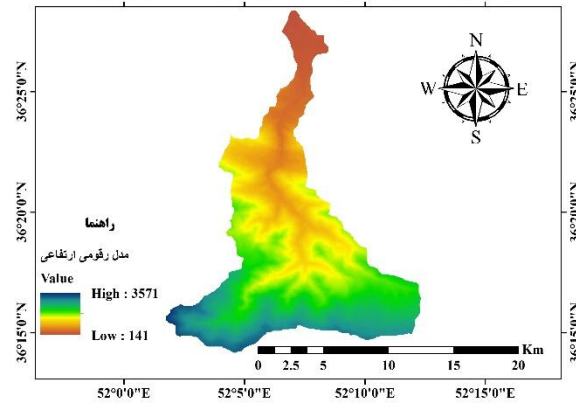
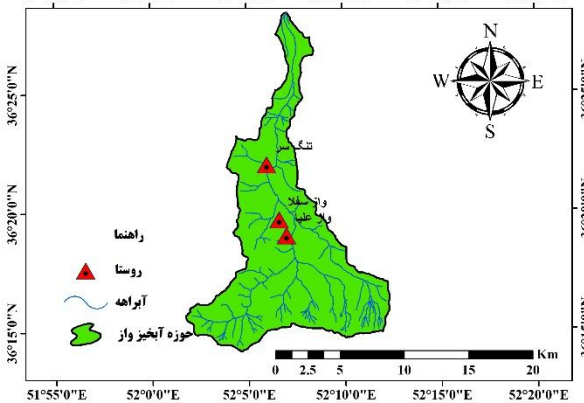
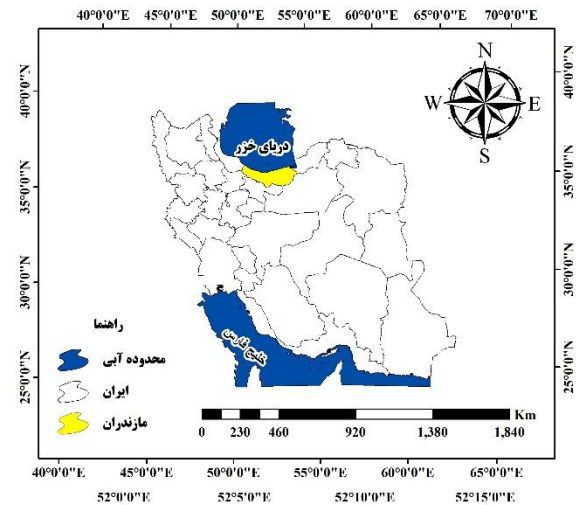
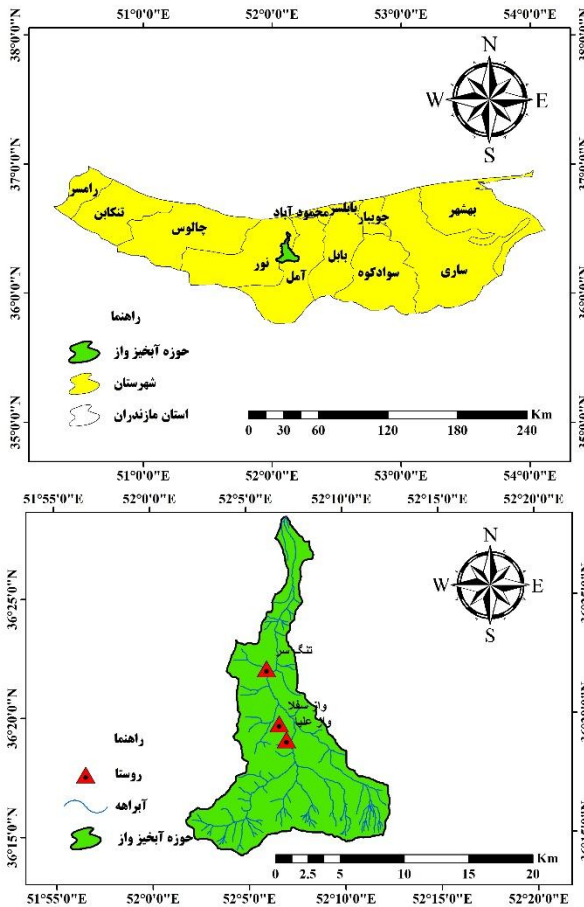
نام‌های جوربند، ترمولو، تنگ‌سر، واز سفلی و واز علیا، گزنه سرا، دارله سرا، نوجمه و لاس کوتی وجود دارد (Karimi et al., 2024). از نظر اقلیمی براساس طبقه‌بندی آمبرژه مرطوب فراسرد و در روش دومارتن مرطوب سرد می‌باشد. میانگین بارندگی و دمای حوضه به ترتیب ۶۰۰ میلی‌متر و ۱۰/۶ درجه سانتی‌گراد است که حداقل بارندگی در مرداد ماه حدود ۳۶/۸ و حداکثر آن در آبان ماه حدود ۹۵/۵ میلی‌متر رخ می‌دهد از نظر زمین‌شناسی، سن تشکیلات زمین‌شناسی حوزه آبخیز واز به زمان مزوزوئیک به بعد تعلق دارد و دارای دو سازند الیکا و شمشک است. این حوضه دارای طبقات حساسیت به فرسایش خیلی شدید، شدید، متوسط تا شدید و متوسط است که به ترتیب ۲/۰۲۷، ۳۹/۴۵۵، ۱۴/۳۳۲ و ۴۴/۱۸ درصد از مساحت حوضه را به خود اختصاص داده‌اند (خطیبی‌رودبارسرا و همکاران، ۱۴۰۲). شکل (۱) موقعیت حوزه آبخیز واز را در استان مازندران و ایران نشان می‌دهد.

به‌طور کلی سطوح قابل توجهی از محتوای فلزات سنگین را در مقایسه با سایر انواع کاربری زمین به دلیل استفاده مداوم مواد شیمیایی (حاوی فلزات سنگین مختلف) نشان می‌دهند (Jiao et al., 2014; Micó et al., 2006; Mirzaei et al., 2015). به طور کلی، آلودگی خاک به فلزات سنگین یک مسئله جهانی با تأثیرات جدی بر سلامت انسان و محیط زیست است که تحت تأثیر فعالیت‌های انسانی و نوع کاربری اراضی قرار دارد. با وجود مطالعات گسترده، شناخت دقیق از تفاوت‌های بین کاربری‌های مختلف اراضی، ارزیابی خطر در سطح محلی و کاربرد روش‌های نوین مدیریت آلودگی هنوز ناقص است. از این‌رو بررسی حوزه‌های آبخیز از نظر آلودگی به فلزات سنگین مهم است. در این پژوهش به بررسی آلودگی حوزه آبخیز واز با استفاده از فلزات سنگین پرداخته شده است. حوزه آبخیز واز با دارا بودن کاربری‌های جنگل، مرتع، کشاورزی و مسکونی و همچنین به دلیل اینکه این حوضه یکی از سرشاخه‌های اصلی به دریای خزر است و بنابراین با توجه به اهمیت این حوضه نیازمند ارزیابی وضعیت آلودگی ناشی از عناصر سنگین است.

مواد و روش

منطقه مورد مطالعه

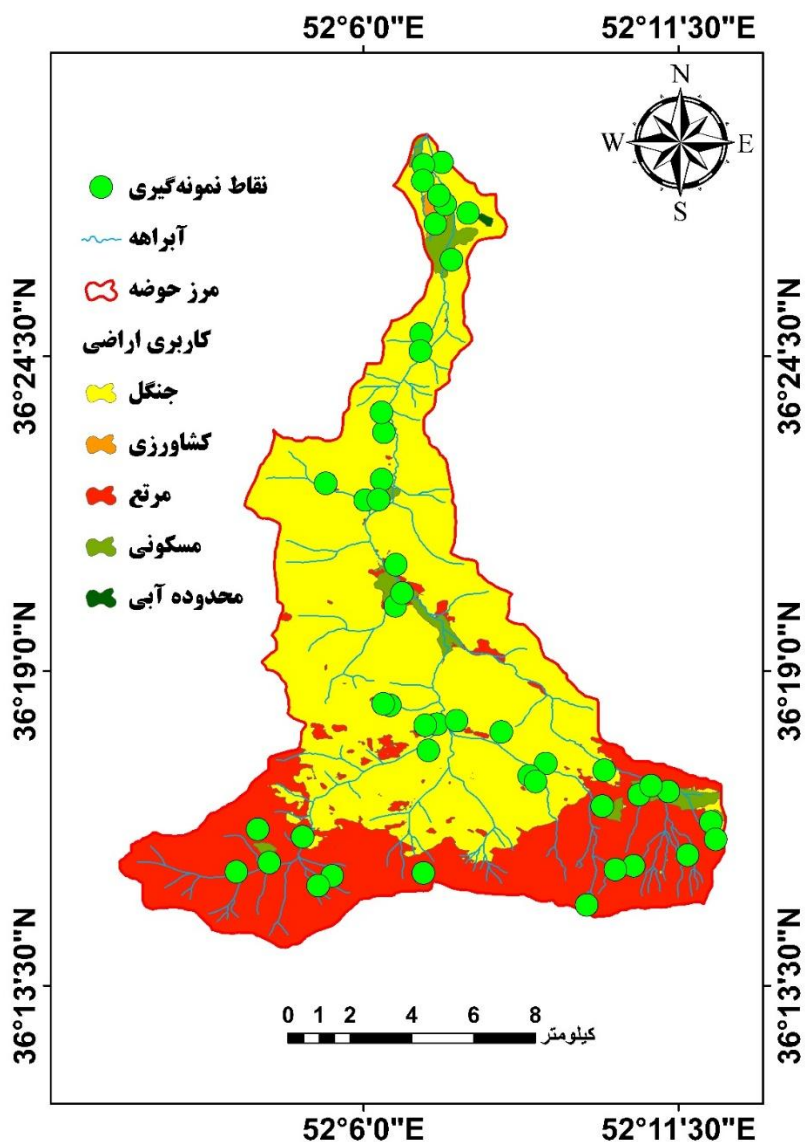
حوزه آبخیز واز در شهرستان نور استان مازندران قرار دارد. از نظر موقعیت نسبی این حوضه از شمال به روستای جوربند، از جنوب به حوزه آبخیز رود هراز، از غرب به حوزه آبخیز لایبج و از شرق به حوزه آبخیز ناپلار رود و حوزه آبخیز آتش رود محدود می‌شود. و از نظر جغرافیایی دارای موقعیت جغرافیایی "۲۶' ۱۴" تا "۵۴' ۲۵" ۳۶° عرض شمالی و "۴۶' ۰۱" ۵۲° تا "۳۰' ۱۲" ۵۲° طول شرقی است. حداقل و حداکثر ارتفاع حوضه به ترتیب ۲۷۸ و ۳۵۷۷ متر است که با کاهش ارتفاع در قسمت‌های شمالی به منطقه جلگه‌ای دریای خزر متصل می‌شود. مساحت حوضه ۱۴۷۸۱/۲ هکتار می‌باشد که کاربری‌های جنگل، مرتع، کشاورزی، مسکونی را در خود جای داده است. حوزه آبخیز واز با شیب زیاد و کوهستانی دارای یک رودخانه دائمی است. در داخل حوضه از شمال به جنوب تعدادی روستا با



شکل (۱): موقعیت حوزه آبخیز واز در استان مازندران و ایران.
روش تحقیق

انتخاب دمای ۷۰ درجه سانتی‌گراد جلوگیری از تبخیر فلزات سنگین است از طرفی باعث حذف رطوبت آزاد می‌شود علاوه بر این دماهای بالاتر از ۱۰۰ درجه سانتی‌گراد باعث تغییر در غلظت برخی از فلزات مثل روی و کادمیم می‌شود (Tandy et al., 2006). سپس نمونه‌ها با هاون چینی کوبیده شده و از الک ۶۳ میکرون عبور داده شده و مقدار پنج گرم از هر نمونه در لوله فالدکون ریخته شد و برای اندازه‌گیری غلظت عناصر سنگین با روش ICP-MS به آزمایشگاه انتقال داده شدند (Karimi et al, 2024). پس از مشخص شدن نتایج با استفاده از غلظت عناصر کروم، منگنز، آهن، نیکل، مس، روی، آرسنیک، کادمیم، جیوه و سرب و به کمک شاخص‌های ارزیابی کیفیت خاک به بررسی آلودگی خاک در کاربری‌های مختلف در حوزه آبخیز واز پرداختیم

در کاربری‌های مختلف حوزه آبخیز واز ۴۷ نمونه با توجه به مساحت حوضه و دسترسی به نقاط در عمق پنج سانتی متری با استفاده از بیلچه و کیسه پلاستیکی برداشت شد (Karimi et al, 2024). نمونه‌ها با وزن تقریبی یک کیلوگرم در کیسه پلاستیکی شماره‌گذاری شده و در دمای چهار درجه سانتی‌گراد برای انتقال به آزمایشگاه قرار گرفت. در شکل ۲ نقشه کاربری اراضی و نقاط نمونه‌گیری و در جدول ۱ تعداد نمونه‌ها در هر کاربری نمایش داده شده است. در آزمایشگاه نمونه‌ها به مدت ۲۴ ساعت در معرض هوای آزاد قرار گرفتند. بعد از این مدت با تمیز کردن نمونه‌ها از کاه و کلش نمونه‌ها به آون با دمای ۷۰ درجه سانتی‌گراد به مدت ۲۴ ساعت انتقال داده شدند؛ دلیل



شکل (۲): نقشه کاربری اراضی و نقاط نمونه‌گیری حوزه آبخیز واز
جدول (۱): مساحت کاربری‌های اراضی و تعداد نمونه‌ها برای هر کاربری در حوزه آبخیز واز.

تعداد نمونه‌ها	مساحت (هکتار)	کاربری اراضی	تعداد نمونه‌ها	مساحت (هکتار)	کاربری اراضی
۵	۵۴۵/۷	مسکونی	۲۵	۹۳۱۲/۲	جنگل
-	۱۰/۲	محدوده آبی	۱۳	۴۸۵۷/۶	مرتع
			۴	۶۶/۱	کشاورزی

شاخص عامل غنی‌سازی و شاخص پتانسیل خطر اکولوژیک
استفاده شده است.

شاخص‌های ارزیابی کیفیت خاک

برای ارزیابی کیفیت خاک از شاخص‌های آلودگی شامل
عامل آلودگی، شاخص درجه آلودگی، شاخص درجه آلودگی
اصلاح‌شده، شاخص بار آلودگی، شاخص تجمع زمینی،



(Hakanson, 1980) برای طبقه‌بندی سطوح آلودگی

خاک برای هر یک از فلزات استفاده خواهد شد (جدول ۲).

- شاخص درجه آلودگی

مجموع کل عوامل آلودگی برای فلزات مختلف به عنوان

درجه آلودگی و بر اساس رابطه (۲) در نظر گرفته می‌شود

(Hakanson, 1980).

$$C_d = \sum_{i=1}^n C_f^i \quad (2)$$

که در آن عامل آلودگی برای تعداد n فلز محاسبه و با

هم جمع شده است (جدول ۲).

- شاخص عامل آلودگی

سطح آلودگی رسوبات با فلزات سنگین توسط عامل

آلودگی به‌وسیله رابطه (۱) محاسبه می‌شود (Hakanson, 1980).

$$C_f^i = \frac{M_x^i}{M_b^i} \quad (1)$$

که در آن M_x^i غلظت فلز مورد نظر i و M_b^i غلظت پایه

یا مرجع فلز مورد نظر i (مقدار متوسط جهانی فلز در سطح

زمین) است. در نهایت از روش طبقه‌بندی عامل آلودگی

جدول (۲): طبقه‌بندی شاخص آلودگی خاک (Hakanson, 1980).

مقدار ضریب آلودگی	ضریب آلودگی خاک (Cf)	مقدار درجه آلودگی (Cd)	کیفیت خاک
$1 \leq$ عامل آلودگی	ضریب آلودگی پایین	درجه آلودگی ≥ 6	درجه آلودگی پایین
$1 \leq 3$ عامل آلودگی	ضریب آلودگی متوسط	$6 \leq$ درجه آلودگی ≤ 12	درجه آلودگی متوسط
$3 \leq 6$ عامل آلودگی	ضریب آلودگی قابل توجه	$12 \leq$ درجه آلودگی ≤ 24	درجه آلودگی قابل توجه
≥ 6 عامل آلودگی	ضریب آلودگی بسیار بالا	≥ 24 عامل آلودگی	درجه آلودگی بسیار بالا

- شاخص درجه آلودگی اصلاح شده

مجموع کل عوامل آلودگی برای تعداد n فلز مختلف تقسیم

بر n به عنوان شاخص درجه آلودگی اصلاح شده (رابطه ۳)

(۳)

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

در نظر گرفته می‌شود (جدول ۳) (Abraham and

Parker, 2008).

جدول (۳): طبقه‌بندی آلودگی فلزات سنگین براساس شاخص درجه آلودگی اصلاح شده

وضعیت آلودگی	شاخص درجه آلودگی اصلاح شده (mCd)	وضعیت آلودگی	شاخص درجه آلودگی اصلاح شده (mCd)
درجه بسیار پایین از آلودگی	۰ - ۱/۵	درجه بسیار بالا از آلودگی	۸ - ۱۶
درجه پایین از آلودگی	۱/۵ - ۲	به شدت آلوده	۱۶ - ۳۲
درجه متوسط از آلودگی	۲ - ۴	آلودگی فوق‌العاده زیاد	بیش‌تر از ۳۲
درجه بالا از آلودگی	۴ - ۸		

- شاخص بار آلودگی

شاخص تجمع زمینی شاخص پیشنهاد شده توسط (Muller, 1969) است که برای ارزیابی آلودگی فلزات در رسوب می‌باشد. این شاخص با استفاده از رابطه (۵) محاسبه و در هفت طبقه آلودگی تفکیک می‌شود (جدول ۴).

$$I_{geo} = \log_2 \left(\frac{C_n}{1.5 \cdot B_n} \right) \quad (5)$$

در این رابطه C_n غلظت اندازه‌گیری شده فلز در رسوب یا خاک مورد بررسی و B_n غلظت پایه یا مرجع فلز مورد نظر است. عامل $1/5$ برای محاسبه تغییرات احتمالی در مقادیر مرجع برای یک فلز معین در محیط زیست و همچنین تاثیرات بسیار کم انسانی استفاده می‌شود. در نهایت از روش (Muller, 1969) برای طبقه‌بندی آلودگی رسوب یا خاک توسط شاخص تجمع زمینی استفاده می‌شود (جدول ۴).

شاخص بار آلودگی، سطح آلودگی فلزات سنگین را ارزیابی می‌کند که توسط رابطه (۴) محاسبه می‌شود.

$$PLI = \sqrt[n]{CF1 \times CF2 \times CF3 \times \dots \times CFn} \quad (4)$$

که در این رابطه n تعداد فلزات و CF عامل آلودگی است. اگر شاخص بار آلودگی بزرگ‌تر از یک باشد نشان‌دهنده آلودگی و اگر کوچک‌تر از یک باشد نشان‌دهنده عدم آلودگی است (Jafarabadi et al., 2017).

- شاخص تجمع زمینی

جدول (۴): طبقه‌بندی شاخص تجمع زمینی (Hakanson, 1980).

مقدار شاخص Igeo	طبقه	کیفیت خاک یا رسوب	مقدار شاخص Igeo	طبقه	کیفیت خاک یا رسوب
۳-۴	۴	آلودگی شدید	صفر ≤	۰	غیر آلوده
۴-۵	۵	آلودگی شدید تا بسیار شدید	۰-۱	۱	غیر آلوده تا آلودگی متوسط
> ۵	۶	آلودگی بسیار شدید	۱-۲	۲	آلودگی متوسط
			۲-۳	۳	آلودگی متوسط تا شدید

که در آن صورت کسر نشان‌دهنده نسبت غلظت فلز مورد نظر به غلظت آهن در نمونه رسوب یا خاک مورد بررسی است و مخرج کسر همین نسبت را برای نمونه زمینه (Background Sample) نشان می‌دهد (جدول ۵).

- شاخص عامل غنی‌سازی

این شاخص بر اساس روش (Hakanson, 1980) و رابطه (۶) محاسبه می‌شود:

$$EF = \frac{\left(\frac{M}{Fe}\right)_{sample}}{\left(\frac{M}{Fe}\right)_{background}} \quad (6)$$



شاخص عامل غنی‌سازی (EF)	وضعیت آلودگی
< ۱	فاقد غنی‌سازی
۱ - ۳	غنی‌سازی کم
۳ - ۵	غنی‌سازی متوسط
۵ - ۱۰	غنی‌سازی قابل ملاحظه
۱۰ - ۲۵	غنی‌سازی زیاد
۲۵ - ۵۰	غنی‌سازی خیلی زیاد
> ۵۰	غنی‌سازی بسیار شدید

حاضر پتانسیل خطر اکولوژیکی بر اساس روابط (۷) و (۸) و محاسبه خواهد شد.

$$E_r^i = \frac{C^i}{C_o^i} \times T_r^i \quad (7)$$

$$RI = \sum_{i=1}^n E_r^i \quad (8)$$

که در آن‌ها E_r^i شاخص پتانسیل خطر اکولوژیکی، C_o^i و C^i به ترتیب مقدار اندازه‌گیری شده و مقدار مقادیر طبیعی (Background value) برای فلز سنگین i ، T_r^i برابر عامل پاسخ سمیت فلز و RI شاخص خطر می‌باشند. جدول ۵ میزان خطر اکولوژیکی و محیطی فلزات سنگین مورد بررسی را نمایش می‌دهد.

- شاخص پتانسیل خطر اکولوژیکی و محیطی

شاخص پتانسیل خطر اکولوژیکی اولین بار توسط هاکنسون به منظور ارزیابی خطر آلودگی رسوبات به وسیله فلزات سنگین استفاده گردید. که براساس میزان سمیت فلزات روش‌های اصلاحی به وسیله پژوهشگرانی چون (Wang et al., 2015; Yi et al., 2011) بکار گرفته شده است. بر اساس رویکرد Hakanson عامل پاسخ سمیت برای فلزات جیوه، کادمیوم، مس، سرب، نیکل، کروم و روی به ترتیب برابر ۴۰، ۳۰، ۵، ۵، ۲ و ۱ است. در پژوهش

جدول (۶): طبقه‌بندی شاخص‌های پتانسیل خطر و میزان خطر اکولوژیکی (Hakanson, 1980).

E_r^i	شاخص پتانسیل خطر اکولوژیک هر فلز	RI	میزان خطر اکولوژیکی و محیطی
$E_r^i \leq 40$	خطر پایین	$RI \leq 150$	خطر پایین
$40 \leq E_r^i \leq 80$	خطر متوسط	$150 \leq RI \leq 300$	خطر متوسط
$80 \leq E_r^i \leq 160$	خطر قابل ملاحظه	$300 \leq RI \leq 600$	خطر قابل ملاحظه زیاد
$160 \leq E_r^i \leq 320$	خطر زیاد	$RI \geq 600$	خطر خیلی زیاد
$E_r^i \geq 320$	خطر خیلی زیاد	-	-

منابع ورودی خارجی فلزات سنگین در منطقه دارد (افشاری و همکاران، ۱۳۹۵؛ Iqbal and Shah, 2011; Shi et al., 2010; کروم از منابع مختلف طبیعی و انسانی وارد محیط می‌شود افزایش غلظت این عنصر در حوضه به دلیل وجود فاضلاب و پساب در کاربری مسکونی است. البته چون این عنصر در کودها نیز وجود دارد باعث شده که غلظت این عنصر در کاربری کشاورزی نیز زیاد باشد.

Joy و همکاران (۲۰۲۴)، بیان کردند که آفت‌کش‌ها، فاضلاب و پساب‌ها از دلایل اصلی افزایش غلظت عنصر کروم است. نیکل به صورت اکسیدها، سولفیدها، ترکیبات محلول و به میزان کمتر، نیکل فلزی از منابع انسانی منتشر می‌شود (Genchi et al., 2020). سطح نیکل در خاک و رسوبات تحت تأثیر منابع طبیعی و انسانی مانند معدن، زباله‌های شهری و لجن فاضلاب قرار دارد (Laudiño et al., 2024). در حوضه مورد مطالعه بیش‌ترین غلظت این عنصر در کاربری مسکونی است که فاضلاب و زباله‌ها باعث افزایش غلظت این فلز شده است. مس در محیط‌زیست تجزیه‌پذیر نیست، که یکی از منحصر به فردترین ویژگی‌های آن است. مس یک ماده سمی غیر اختصاصی است که اغلب در محیط‌زیست به عنوان یک قارچ‌کش، باکتری‌کش، علف‌کش گیاهی استفاده می‌شود. سطح مس در محیط زیست می‌تواند توسط فعالیت‌هایی مانند ذوب فلزات، آلاینده‌های صنعتی، فاضلاب و کودها افزایش یابد (Dabi, 2020). باز هم، این می‌تواند به دلیل شیوه‌های زراعی ساکنان حوضه باشد

جدول (۷) توصیف آماری فلزات سنگین را در کاربری‌های مختلف نشان می‌دهد. ارزیابی آلودگی خاک با استفاده از غلظت فلزات سنگین نمی‌تواند برآورد دقیقی از میزان آلودگی آن‌ها را ارائه دهد (افشاری و همکاران، ۱۳۹۵؛ Zhang et al., 2009). بنابراین غلظت به دست آمده با یک استاندارد مشخص برای تعیین میزان آلودگی سنجیده می‌شود. در این پژوهش، غلظت عناصر با متوسط شیل جهانی (Blaser et al., 2000) مقایسه می‌شود. فلزات سنگین موجود در حوضه شامل کروم، منگنز، آهن، نیکل، مس، روی، آرسنیک، کادمیم، جیوه و سرب است که مقدار زمین‌های این فلزات به ترتیب برابر ۹۰، ۸۵۰، ۴۷۲۰۰، ۶۸، ۴۵، ۹۵، ۱۳، ۰/۳، ۰/۴ و ۲۰ می‌باشد. در این پژوهش، در کاربری جنگل میانگین غلظت عناصر کروم، روی، آرسنیک، جیوه و سرب به ترتیب برابر ۱۲۶/۹، ۱۱۳/۴، ۱۷/۶، ۰/۵۷ و ۲۰/۲ است که بیش‌تر از مقدار زمین‌های جهانی این عناصر است. در کاربری مرتع میانگین غلظت عنصر کروم برابر ۹۵/۲ است که بیش‌تر از مقدار زمین‌های جهانی این عنصر است. در کاربری کشاورزی میانگین غلظت عناصر کروم، روی، جیوه و سرب به ترتیب برابر با ۱۷۳/۱، ۱۲۵/۵، ۰/۵۲ و ۲۱/۳ می‌باشد که بیش‌تر از مقدار زمین‌های جهانی این عناصر است. در کاربری مسکونی میانگین غلظت در عنصر کروم، نیکل، مس، روی، آرسنیک، کادمیم، جیوه و سرب به ترتیب برابر با ۲۵۵/۷، ۱۲۹/۸، ۶۰/۷، ۲۴۲/۹، ۲۴/۳، ۰/۳۱، ۰/۹۴ و ۳۸/۱ است که بیش‌تر از مقدار زمین‌های جهانی این عناصر می‌باشد. میانگین‌های بالاتر از غلظت زمینه اشاره به

جدول (۷): غلظت عناصر سنگین در حوزه آبخیز واز.

غلظت	کروم	منگنز	آهن	نیکل	مس	روی	آرسنیک	کادمیم	جیوه	سرب
حداقل	۸۱/۶	۳۰۴/۰	۸۸۶۴	۳۱/۳	۱۹/۸	۶۷/۲	۱۰/۶	۰/۱۵	۰/۳۵	۱۲/۳



۲۸/۳	۰/۷۸	۰/۳۰	۲۴/۳	۱۵۰/۰	۴۳/۱	۶۷/۱	۱۹۸۹۹	۶۶۶/۰	۱۸۶/۳	حداکثر	
۲۰/۲	۰/۵۷	۰/۲۲	۱۷/۶	۱۱۳/۴	۳۲/۷	۴۷/۷	۱۵۱۰۶	۴۷۹/۸	۱۲۶/۹	میانگین	جنگل
۰/۲۶	۰/۲۵	۰/۲۲	۰/۲	۰/۲۲	۰/۲۳	۰/۲۰	۰/۲۴	۰/۲۷	۰/۲۱	C.V	
۵/۸	۰/۱۴	۰/۰۷	۵/۳	۳۸/۸	۱۱/۸	۱۷/۷	۱۷۳۱۸	۳۲۹/۰	۵۴/۶	حداقل	
۱۱/۷	۰/۳۱	۰/۱۴	۱۰/۶	۸۹/۷	۲۵/۷	۳۹/۱	۳۳۹۸۵	۶۸۷/۰	۱۲۰/۶	حداکثر	
۹/۰	۰/۲۳	۰/۱۰	۸/۴	۶۲/۹	۱۷/۳	۲۵/۹	۲۵۵۹۰	۵۱۰/۹	۹۵/۲	میانگین	مرتع
۰/۲۴	۰/۲۶	۰/۲۳	۰/۲۲	۰/۲۵	۰/۲۳	۰/۲۲	۰/۲۰	۰/۱۹	۰/۲۳	C.V	
۱۷/۴	۰/۲۸	۰/۱۸	۱۰/۴	۱۱۴/۴	۳۹/۱	۵۰/۴	۱۸۴۱۳	۳۷۴/۰	۱۵۸/۹	حداقل	
۲۴/۱	۰/۷۱	۰/۲۷	۱۴/۷	۱۴۵/۳	۴۶/۳	۷۱/۷	۲۳۴۲۰	۵۲۰/۰	۲۱۴/۵	حداکثر	
۲۱/۳	۰/۵۲	۰/۲۱	۱۲/۷	۱۲۵/۵	۴۲/۹	۵۶/۹	۲۰۷۴۹	۴۶۳/۳	۱۷۳/۱	میانگین	کشاورزی
۰/۱۲	۰/۳۶	۰/۱۶	۰/۱۴	۰/۰۹	۰/۰۷	۰/۱۵	۰/۰۹	۰/۱۳	۰/۱۴	C.V	
۳۱/۵	۰/۵۱	۰/۲۲	۱۴/۴	۱۶۱/۸	۴۰/۶	۵۸/۵	۳۲۱۱۰	۳۸۸/۰	۱۷۲/۱	حداقل	
۵۳/۰	۱/۵۰	۰/۴۹	۳۰/۳	۲۹۱/۰	۹۱/۰	۱۵۵/۲	۴۷۵۳۵	۱۱۰۸	۳۶۶/۴	حداکثر	
۳۸/۱	۰/۹۴	۰/۳۱	۲۴/۳	۲۴۲/۹	۶۰/۷	۱۲۹/۸	۴۰۳۵۸	۵۹۵/۵	۲۵۵/۷	میانگین	مسکونی
۰/۲۲	۰/۳۸	۰/۳۱	۰/۲۳	۰/۱۷	۰/۳۰	۰/۲۸	۰/۱۳	۰/۴۵	۰/۲۵	C.V	
										مقدار	
۲۰	۰/۴	۰/۳	۱۳	۹۵	۴۵	۶۸	۴۷۲۰۰	۸۵۰	۹۰	زمینهای	

آرسنیک و کادمیم آلودگی پایین، از نظر عناصر کروم، روی، جیوه و سرب دارای آلودگی متوسطی است. کاربری مسکونی حوضه از نظر عناصر منگنز و آهن دارای آلودگی پایین، از نظر عناصر نیکل، مس، کادمیم، روی، آرسنیک، جیوه و سرب آلودگی متوسط، از نظر عنصر کروم دارای آلودگی قابل توجه است.

میانگین درجه آلودگی کاربری جنگل در حوضه برابر ۹/۴ است که براساس جدول (۲) نشان از آلودگی متوسط حوضه است؛ اما از نظر شاخص درجه آلودگی اصلاح شده با مقداری برابر ۰/۹ دارای آلودگی بسیار پایین است.

میانگین درجه آلودگی کاربری مرتع در حوضه برابر ۵/۶ است که نشان از آلودگی بسیار کم حوضه است؛ اما از نظر شاخص درجه آلودگی اصلاح شده با مقداری برابر ۰/۶ دارای آلودگی بسیار پایین است.

میانگین درجه آلودگی کاربری کشاورزی در حوضه برابر ۱۰/۱ است نشان از آلودگی متوسط حوضه است؛ اما از نظر شاخص درجه آلودگی اصلاح شده با مقداری برابر یک دارای آلودگی بسیار پایین است.

میانگین درجه آلودگی کاربری مسکونی در حوضه برابر ۱۷/۹ است که نشان از آلودگی زیاد حوضه است؛ اما از نظر

عامل آلودگی فلزات سنگین در کاربری های مختلف

جدول (۸) مشخصات آماری عامل آلودگی فلزات سنگین در کاربری های مختلف در حوزه آبخیز واز را نشان می دهد. براساس این جدول، میانگین عامل آلودگی فلزات در کاربری جنگل به ترتیب کاهشی برای $As < Cr < Hg < Fe < Mn < Ni < Cd = Cu < Pb < Zn$ مرتع به ترتیب $Pb < Fe < Hg < Mn < As < Zn < Cr$ $Cd < Ni < Cu$ در کاربری کشاورزی مقادیر عامل آلودگی برای فلزات سنگین به ترتیب کاهشی برابر با $Cr < Zn < Hg < Mn < Cd < Ni < Cu < As < Pb < Hg < Zn$ در کاربری مسکونی ترتیب فلزات سنگین به صورت $Cr < Hg < Zn < Pb < Ni < As < Cu < Cd < Fe$ است. براساس جدول (۸) و میانگین عامل آلودگی هر یک از عناصر و همچنین طبقه بندی آلودگی در جدول (۲) می توان نتیجه گرفت که کاربری جنگل حوضه از نظر عناصر منگنز، آهن، نیکل، مس و کادمیم دارای آلودگی پایین، از نظر عناصر کروم، روی، آرسنیک، جیوه و سرب آلودگی متوسط است. کاربری مرتع در حوضه از نظر عناصر منگنز، آهن، نیکل، مس، کادمیم، روی، آرسنیک، جیوه و سرب آلودگی پایین و از نظر عنصر کادمیم آلودگی متوسطی دارد. کاربری کشاورزی در حوضه از نظر عناصر منگنز، آهن، نیکل، مس،



حدافل	۰/۹	۰/۴	۰/۲	۰/۵	۰/۴	۰/۷	۰/۸	۰/۵	۰/۹	۰/۶	۸/۱	۰/۸	۰/۷
حداکثر	۲/۱	۰/۸	۰/۴	۱/۰	۱/۰	۱/۶	۱/۹	۱/۰	۲/۰	۱/۴	۱۰/۷	۱/۱	۰/۹
میانگی													
جنگل	ن	۱/۴	۰/۶	۰/۳	۰/۷	۱/۲	۱/۴	۰/۷	۱/۴	۱/۰	۹/۴	۰/۹	۰/۸
C.V	۰/۲	۰/۳	۰/۲	۰/۲	۰/۲	۰/۲	۰/۲	۰/۲	۰/۲	۰/۳	۰/۱	۰/۱	۰/۱
حدافل	۰/۶	۰/۴	۰/۴	۰/۳	۰/۴	۰/۴	۰/۴	۰/۴	۰/۴	۰/۳	۵/۰	۰/۵	۰/۵
حداکثر	۱/۳	۰/۸	۰/۷	۰/۶	۰/۶	۰/۹	۰/۸	۰/۸	۰/۵	۰/۸	۶/۵	۰/۷	۰/۶
میانگی													
مرتع	ن	۱/۱	۰/۶	۰/۵	۰/۴	۰/۷	۰/۷	۰/۳	۰/۶	۰/۶	۵/۶	۰/۶	۰/۵
C.V	۰/۲	۰/۲	۰/۲	۰/۲	۰/۲	۰/۲	۰/۳	۰/۲	۰/۲	۰/۲	۰/۱	۰/۱	۰/۱
حدافل	۱/۸	۰/۴	۰/۷	۰/۴	۰/۹	۱/۲	۰/۸	۰/۶	۰/۷	۰/۹	۹/۲	۰/۹	۰/۹
حداکثر	۲/۴	۰/۶	۰/۵	۱/۱	۱/۰	۱/۵	۱/۱	۱/۱	۱/۲	۱/۸	۱۰/۸	۱/۱	۱/۰
میانگی													
کشاورزی	ن	۱/۹	۰/۶	۰/۴	۰/۸	۱/۰	۱/۳	۱/۰	۱/۳	۱/۰	۱۰/۱	۱/۰	۱/۰
C.V	۰/۱۴	۰/۱	۰/۱	۰/۲	۰/۱	۰/۱	۰/۱	۰/۱	۰/۱	۰/۲	۰/۱	۰/۱	۰/۱
حدافل	۱/۹	۰/۵	۰/۷	۰/۹	۰/۹	۱/۷	۱/۱	۱/۷	۱/۳	۱/۳	۱۶/۶	۱/۷	۱/۴
حداکثر	۴/۱	۱/۳	۱/۰	۲/۳	۲/۰	۳/۱	۲/۳	۲/۳	۲/۳	۳/۸	۱۹/۶	۲/۷	۱/۷
میانگی													
مسکونی	ن	۳/۲	۰/۷	۰/۸	۱/۸	۱/۵	۲/۳	۱/۵	۲/۳	۲/۰	۱۷/۹	۲/۰	۱/۶
C.V	۰/۲	۰/۴	۰/۱	۰/۳	۰/۳	۰/۲	۰/۳	۰/۳	۰/۳	۰/۳	۰/۱	۰/۲	۰/۱

جدول (۹): کلاس آلودگی فلزات سنگین مورد بررسی بر حسب درصد در کل نمونه‌های خاک در حوزه آبخیز واز.

کروم	کم	متوسط	زیاد	خیلی زیاد
۱۵	۷۹	۶	-	-
۹۸	۲	-	-	-
۹۸	۲	-	-	-
۸۹	۱۱	-	-	-
۸۷	۱۳	-	-	-
۴۳	۵۳	۴	-	-
۴۳	۵۷	-	-	-
۹۱	۹	-	-	-
۳۸	۵۶	۶	-	-
۵۷	۴۳	-	-	-

عامل تجمعی زمین در کاربری‌های مختلف

در بررسی میانگین شاخص تجمعی زمینی که در جدول (۱۰) نمایش داده شده است؛ مشخص گردید که کاربری‌های جنگل و مرتع از نظر تمامی عناصر غیرآلوده هستند. کاربری کشاورزی از نظر عنصر کروم در طبقه غیرآلوده تا آلودگی متوسط قرار دارد ولی از نظر سایر عناصر غیرآلوده است. کاربری مسکونی از نظر عناصر منگنز، آهن، مس و کادمیم غیرآلوده

می‌باشد، ولی از نظر عناصر نیکل، روی، آرسنیک، جیوه و سرب در طبقه غیرآلوده تا آلودگی متوسط و از نظر عنصر کروم دارای آلودگی متوسط است. با توجه به میانگین‌های به دست آمده در جدول (۱۰) مشخص است که بیش‌ترین مقادیر شاخص زمین‌انباشت فلزات مورد بررسی مربوط به کاربری مسکونی است و کاربری‌های کشاورزی، جنگل و مرتع به ترتیب در رتبه‌های بعدی قرار دارند. بیش‌تر بودن این شاخص در کاربری مسکونی

از پساب‌های آلوده به فلزات سنگین نسبت داد (Barzin et al., 2015). همچنین حجتی (۱۳۹۶) با بررسی آلودگی خاک‌های استان همدان با استفاده از شاخص‌های مختلف آلودگی از جمله شاخص زمین‌انباشت بیان کردند که فراوانی این شاخص‌ها بیش‌تر در مناطق متأثر از فعالیت‌های انسانی است که عمدتاً کاربری‌های مسکونی و کشاورزی را شامل می‌شود.

نسبت به سایر کاربری‌ها در نتیجه عواملی مانند تردد وسایل نقلیه و زباله‌های مناطق مسکونی است. (Mehr et al., 2017) عامل اصلی آلودگی شدید خاک‌های مناطق مسکونی به فلزات سنگین را تردد وسایل نقلیه و عوامل انسانی گزارش کردند. مقدار مثبت شاخص زمین‌انباشت عنصر کروم در اراضی کشاورزی منطقه مطالعاتی را می‌توان به لجن فاضلاب و استفاده

جدول (۱۰): خصوصیات آماری شاخص تجمعی زمینی در کاربری‌های مختلف در حوزه آبخیز واز.

تجمع	زمینی	کروم	منگنز	آهن	نیکل	مس	روی	آرسنیک	کادمیم	جیوه	سرب
حدافل	-۰/۷۳	-۲/۰۷	-۳/۰۰	-۱/۷۱	-۱/۷۷	-۱/۰۸	-۰/۸۸	-۱/۵۸	-۰/۷۸	-۱/۲۹	
حداکثر	۰/۴۶	-۰/۹۴	-۱/۸۳	-۰/۶۱	-۰/۶۵	۰/۰۷	۰/۳۲	-۰/۵۸	۰/۳۸	-۰/۰۸	
میانگین	-۰/۱۲	-۱/۴۶	-۲/۲۸	-۱/۱۳	-۱/۰۹	-۰/۳۷	-۰/۱۹	-۱/۰۷	-۰/۱۲	-۰/۶۲	
C.V	-۲/۴۸	-۰/۲۷	-۰/۱۷	-۰/۲۵	-۰/۳۳	-۰/۹۳	-۱/۸۹	-۰/۳۱	-۳/۱۹	-۰/۶۲	
حدافل	-۱/۳۱	-۱/۹۵	-۲/۰۳	-۲/۵۳	-۲/۵۲	-۱/۸۸	-۱/۸۹	-۲/۶۸	-۲/۱۰	-۲/۳۸	
حداکثر	-۰/۱۷	-۰/۸۹	-۱/۰۶	-۱/۳۸	-۱/۴۰	-۰/۶۷	-۰/۸۸	-۱/۶۸	-۰/۹۵	-۱/۳۶	
میانگین	-۰/۵۵	-۱/۳۵	-۱/۵۰	-۲/۰۱	-۲/۰۰	-۱/۲۲	-۱/۲۵	-۲/۲۱	-۱/۴۲	-۱/۷۸	
C.V	-۰/۶۷	-۰/۲۱	-۰/۲۰	-۰/۱۵	-۰/۱۶	-۰/۲۹	-۰/۲۶	-۰/۱۵	-۰/۲۹	-۰/۲۱	
حدافل	۰/۲۴	-۱/۷۷	-۱/۹۴	-۱/۰۲	-۰/۷۹	-۰/۳۲	-۰/۹۰	-۱/۳۲	-۱/۱۰	-۰/۷۹	
حداکثر	۰/۶۷	-۱/۲۹	-۱/۶۰	-۰/۵۱	-۰/۵۴	۰/۰۳	-۰/۴۱	-۰/۷۴	۰/۲۴	-۰/۳۲	
میانگین	۰/۳۵	-۱/۴۷	-۱/۷۸	-۰/۸۶	-۰/۶۶	-۰/۱۹	-۰/۶۳	-۱/۱۰	-۰/۳۱	-۰/۵۱	
C.V	۰/۵۴	-۰/۱۳	-۰/۰۸	-۰/۲۴	-۰/۱۵	-۰/۶۹	-۰/۳۲	-۰/۲۰	-۱/۸۲	-۰/۳۵	
حدافل	۰/۳۵	-۱/۷۲	-۱/۱۴	-۰/۸۰	-۰/۷۳	۰/۱۸	-۰/۴۴	-۱/۰۳	-۰/۲۳	۰/۰۷	
حداکثر	۱/۴۴	-۰/۲۰	-۰/۵۷	۰/۶۱	۰/۴۳	۱/۰۳	۰/۶۴	۰/۱۲	۱/۳۲	۰/۸۲	
میانگین	۱/۰۳	-۱/۱۶	-۰/۸۶	۰/۲۰	-۰/۰۷	۰/۵۹	۰/۰۹	-۰/۳۹	۰/۷۶	۰/۳۸	
C.V	۰/۳۶	-۰/۴۹	۰/۲۳	۲/۶۱	-۶/۲۴	۰/۴۶	۴/۰۶	-۱/۰۳	۰/۷۴	۰/۷۹	

-شاخص غنی سازی

در جدول ۱۱ خصوصیات آماری شاخص غنی‌سازی در کاربری‌های مختلف در حوزه آبخیز واز ارائه شده است. براساس این جدول و همچنین طبقه‌بندی شاخص غنی‌سازی در جدول ۵ مشخص گردید که در کاربری جنگل منگنز، نیکل، مس و کادمیم غنی‌سازی کمی دارند؛ ولی کروم، روی، آرسنیک، جیوه و سرب دارای غنی‌سازی متوسط هستند. در کاربری مرتع نیکل، مس، کادمیم و سرب فاقد غنی‌سازی و کروم، منگنز، روی، آرسنیک و جیوه دارای غنی‌سازی کمی می‌باشند. در کاربری کشاورزی

غنی‌سازی در عناصر منگنز، نیکل، مس، آرسنیک، کادمیم و سرب کم است و عناصر کروم، روی و جیوه غنی‌سازی متوسطی دارند. در کاربری مسکونی منگنز فاقد غنی‌سازی، نیکل، مس، روی، آرسنیک، کادمیم و سرب غنی‌سازی کم و عناصر کروم و جیوه غنی‌سازی متوسطی دارند. ضرایب غنی‌سازی در کاربری‌های جنگل، مرتع، کشاورزی و مسکونی عمدتاً بیشتر از ۱ می‌باشد که منشأ انسانی دارند. که با نتایج Laudino و همکاران (۲۰۲۴)، که بیان کردند منشأ هفت عنصر کروم، نیکل، روی، آرسنیک، سرب، کادمیم و مس در حوزه آبخیز ماینیت آلاینده‌های انسانی هستند، همخوانی دارد.



جدول (۱۱): خصوصیات آماری شاخص غنی‌سازی در کاربری‌های مختلف در حوزه آبخیز واز.

غنی‌سازی	کروم	منگنز	نیکل	مس	روی	آرسنیک	کادمیم	جیوه	سرب
حداقل	۲/۷۲	۰/۹۷	۱/۳۰	۱/۲۸	۱/۶۸	۲/۲۱	۱/۳۱	۲/۴۱	۱/۵۳
حداکثر	۱۰/۸۶	۴/۰۴	۴/۵۴	۴/۷۷	۷/۸۲	۸/۹۰	۵/۱۵	۸/۶۰	۷/۰۹
میانگین	۴/۷۷	۱/۸۸	۲/۳۸	۲/۴۷	۴/۰۱	۴/۴۷	۲/۴۶	۴/۶۸	۳/۴۴
C.V	۰/۴۱	۰/۴۰	۰/۳۹	۰/۴۱	۰/۳۷	۰/۳۴	۰/۳۸	۰/۳۱	۰/۴۳
حداقل	۱/۰۴	۰/۶۴	۰/۴۱	۰/۴۱	۰/۶۴	۰/۷۰	۰/۳۲	۰/۶۰	۰/۴۷
حداکثر	۳/۵۷	۱/۶۹	۱/۳۹	۱/۰۷	۱/۸۸	۱/۹۵	۰/۹۷	۱/۸۷	۱/۴۵
میانگین	۲/۰۶	۱/۱۶	۰/۷۳	۰/۷۳	۱/۲۶	۱/۲۳	۰/۶۳	۱/۱۲	۰/۸۹
C.V	۰/۳۵	۰/۲۸	۰/۳۲	۰/۲۳	۰/۲۸	۰/۲۶	۰/۲۵	۰/۳۳	۰/۴۱
حداقل	۳/۵۷	۱/۰۶	۱/۶۰	۱/۸۴	۲/۴۳	۲/۰۶	۱/۲۸	۱/۴۱	۱/۸۸
حداکثر	۵/۱۷	۱/۴۶	۲/۵۶	۲/۵۰	۳/۷۲	۲/۴۴	۱/۹۵	۴/۵۵	۲/۹۳
میانگین	۴/۳۹	۱/۲۴	۱/۹۳	۲/۱۹	۳/۰۴	۲/۲۲	۱/۶۲	۳/۰۸	۲/۴۵
C.V	۰/۱۳	۰/۱۳	۰/۲۰	۰/۱۱	۰/۱۶	۰/۰۶	۰/۱۶	۰/۴۳	۰/۱۷
حداقل	۲/۱۷	۰/۵۴	۰/۸۵	۱/۰۲	۲/۲۷	۱/۴۹	۰/۸۳	۱/۵۰	۱/۷۹
حداکثر	۵/۹۸	۱/۷۶	۳/۱۷	۲/۷۳	۳/۶۰	۲/۶۴	۲/۲۰	۵/۵۱	۳/۸۹
میانگین	۳/۹۴	۰/۹۰	۲/۲۸	۱/۸۲	۲/۷۹	۱/۹۸	۱/۴۷	۳/۳۵	۲/۴۶
C.V	۰/۳۳	۰/۴۹	۰/۳۴	۰/۳۰	۰/۱۸	۰/۱۹	۰/۳۳	۰/۳۸	۰/۳۰

است هر چند که این کاربری از نظر سایر عناصر دارای خطر پایین است. اما از نظر خطر اکولوژیکی و محیطی کاربری‌های جنگل، مرتع و کشاورزی دارای خطر پایین هستند ولی کاربری مسکونی دارای خطر متوسط است (جدول ۱۲). برخی از پژوهشگران (Abbaszadeh et al., 2018; Rajabzadeh et al., 2015) گزارش کردند که عناصری مانند کادمیم، نیکل و مس می‌توانند وارد محصولات کشاورزی شوند و با ورود به بدن مضر باشند. همچنین برخی از پژوهشگران بیان داشتند که در محصولات کشاورزی عنصر نیکل را یکی از عناصر مهم در مخاطرات اکولوژیکی است (قاسم‌زاده و همکاران، ۱۴۰۰)

– شاخص پتانسیل خطر اکولوژیکی و محیطی

شاخص خطر اکولوژیکی و محیطی برای همه عناصر مورد بررسی به جز آهن محاسبه شد که دلیل آن نبود عامل پاسخ سمیت این عنصر است. نتایج نشان داد که در کاربری‌های جنگل و کشاورزی همه عناصر به جز جیوه خطر پایینی دارند اما فلز جیوه با مقادیری برابر با حدود ۵۷ و ۵۲ به ترتیب در کاربری‌های جنگل و کشاورزی دارای خطر متوسط است. در کاربری مرتع تمامی عناصر خطر پتانسیل اکولوژیکی پایینی دارند. کاربری مسکونی از نظر عنصر جیوه با مقداری برابر ۱۰۹ دارای خطر قابل توجه

جدول (۱۲): شاخص پتانسیل اکولوژیکی و خطر اکولوژیکی و محیطی در کاربری‌های مختلف، حوزه آبخیز واز.

خطر اکولوژیکی	کروم	منگنز	نیکل	مس	روی	آرسنیک	کادمیم	جیوه	سرب	RI
حداقل	۱/۸۱	۰/۳۶	۲/۳۰	۲/۲۰	۰/۷۱	۸/۱۵	۱۵	۳۵	۳/۰۷	۸۸/۱۳

۱۳۱/۹۵	۷/۰۸	۷۸	۳۰	۱۸/۷۲	۱/۵۸	۴/۷۹	۴/۹۳	۰/۷۸	۴/۱۴	حداکثر	جنگل
۱۰۹/۴۷	۵/۰۵	۵۷/۱۶	۲۲	۱۳/۵۴	۱/۱۹	۳/۶۳	۳/۵۰	۰/۵۶	۲/۸۲	میانگین	
۰/۱۲	۰/۲۶	۰/۲۵	۰/۲۲	۰/۲۳	۰/۲۲	۰/۲۳	۰/۲۰	۰/۲۷	۰/۲۱	C.V	
۳۶/۵۲	۱/۴۴	۱۴	۷	۴/۰۵	۰/۴۱	۱/۳۱	۱/۳۰	۰/۳۹	۱/۲۱	حداقل	مرتع
۶۱/۰۷	۲/۹۲	۳۱	۱۴	۸/۱۴	۰/۹۴	۲/۸۵	۲/۸۷	۰/۸۱	۲/۶۷	حداکثر	
۴۹/۲۲	۲/۲۵	۲۳/۳۱	۱۰	۶/۴۵	۰/۶۶	۱/۹۳	۱/۹۰	۰/۶۰	۲/۱۲	میانگین	
۰/۱۶	۰/۲۴	۰/۲۶	۰/۲۳	۰/۲۲	۰/۲۵	۰/۲۳	۰/۲۲	۰/۱۹	۰/۲۳	C.V	کشاورزی
۷۷/۲۵	۴/۳۴	۲۸	۱۸	۸/۰۲	۱/۲۰	۴/۳۵	۳/۷۰	۰/۴۴	۳/۵۳	حداقل	
۱۱۸/۶۷	۶/۰۳	۷۱	۲۷	۱۱/۲۷	۱/۵۳	۵/۱۵	۵/۲۷	۰/۶۱	۴/۷۷	حداکثر	
۱۰۳/۰۳	۵/۳۲	۵۲	۲۱/۲۵	۹/۸۰	۱/۳۲	۴/۷۷	۴/۱۸	۰/۵۵	۳/۸۵	میانگین	مسکونی
۰/۱۷	۰/۱۲	۰/۳۶	۰/۱۶	۰/۱۴	۰/۰۹	۰/۰۷	۰/۱۵	۰/۱۳	۰/۱۴	C.V	
۱۳۵/۹۴	۷/۸۸	۵۱	۲۲	۱۱/۰۸	۱/۷۰	۴/۵۱	۴/۳۰	۰/۴۶	۳/۸۳	حداقل	
۲۴۰/۴۱	۱۳/۲۵	۱۵۰	۴۹	۲۳/۳۰	۳/۰۶	۱۰/۱۱	۱۱/۴۱	۱/۳۰	۸/۱۴	حداکثر	مسکونی
۱۹۷/۱۰	۹/۹۷	۱۰۹	۳۵/۶۰	۱۶/۵۸	۲/۳۱	۷/۴۶	۹/۱۵	۰/۷۳	۶/۳۱	میانگین	
۰/۱۹	۰/۲۱	۰/۳۳	۰/۲۶	۰/۲۶	۰/۱۹	۰/۲۷	۰/۲۹	۰/۴۳	۰/۲۳	C.V	

نتیجه گیری

با توجه به اینکه میانگین عامل آلودگی تمام فلزات در حوضه در کاربری‌های جنگل، مرتع، کشاورزی و مسکونی به ترتیب برابر با ۰/۹۴، ۰/۵۸، ۱ و ۱/۸۲ است؛ و از طرفی، شاخص تجمع زمینی، در کاربری‌های جنگل، مرتع، کشاورزی و مسکونی به ترتیب ۰/۸۴، ۱/۵۳، ۰/۷۲ و ۰/۰۶ می‌باشد. این نتایج نشان می‌دهد که کاربری مسکونی هم از نظر عامل آلودگی و هم از نظر شاخص تجمع زمینی دارای بیشترین مقدار است و کاربری‌های کشاورزی، جنگل و مرتع به ترتیب در رتبه‌های بعدی قرار دارند. از نظر درجه آلودگی کاربری‌های جنگل و کشاورزی به ترتیب با مقادیری برابر با ۹/۴ و ۱۰/۱ دارای آلودگی متوسط هستند؛ کاربری مرتع با مقداری برابر با ۵/۶ دارای آلودگی بسیار کم و کاربری مسکونی با مقداری برابر با ۱۷/۹ دارای آلودگی زیاد است. از طرفی شاخص درجه آلودگی اصلاح شده نشان داد که کاربری جنگل، مرتع و کشاورزی به ترتیب با مقادیری برابر با ۰/۹، ۰/۶ و ۱ دارای آلودگی بسیار کم و کاربری مسکونی مقداری برابر با ۱/۸ دارای

آلودگی کم است. همچنین شاخص بار آلودگی حاکی از آلودگی کاربری مسکونی (۱/۶) و فاقد آلوده بودن کاربری‌های جنگل، مرتع و کشاورزی بود (به ترتیب ۰/۸، ۰/۵ و ۰/۹) و همچنین، بررسی عامل غنی‌سازی نشان داد که عمده آلودگی به دلیل عوامل انسانی است. بررسی خطر اکولوژیکی بالقوه حوضه مبین معنادار بودن رفتار جیوه در حوضه است. هر چند ارزیابی خطر محیطی حوضه نشان داد که کاربری‌های جنگل، مرتع و کشاورزی خطر کمی دارند ولی کاربری مسکونی دارای خطر متوسط است. هر چند که در حوزه آبخیز واز انواع کاربری‌ها در طبقه خطر کم تا متوسط هستند. اما به دلیل حضور دام در مراتع این منطقه و همچنین توریستی بودن جنگل‌های این حوضه احتمال آلوده شدن خاک این کاربری‌ها در آینده وجود دارد. در کاربری‌های کشاورزی و مسکونی به دلیل فعالیت‌های انسانی شاخص‌های آلودگی مقادیر بالایی را نشان می‌دهند. بنابراین، ضروری به نظر می‌رسد که تصمیماتی در راستای کاهش منابع آلوده‌کننده اتخاذ گردد. در ضمن با توجه به توریستی بودن و حضور مداوم گردشگران در این منطقه لازم است که فرهنگ‌سازی مناسب در مورد زباله‌ها صورت گیرد.

سپاسگزاری

این اثر تحت حمایت مادی بنیاد ملی علم ایران (INFS) بر گرفته شده از طرح شماره «۴۰۲۶۹۱۰» انجام شده است. مراتب تشکر و قدردانی از حمایت مادی و معنوی بنیاد علم ایران به جا آورده می‌شود.

منابع

- افشاری، ع.، ح. خادمی و م.ا. دلاور. ۱۳۹۵. ارزیابی آلودگی فلزات سنگین با استفاده از عامل آلودگی در خاک اراضی با کاربری‌های مختلف در بخش مرکزی استان زنجان. دانش آب و خاک، ۲۵(۴): ۴۱-۵۲.
- حجتی، س. ۱۳۹۶. تاثیر کاربری اراضی و مواد مادری بر آلودگی خاک‌های سطحی شمال استان خوزستان به عناصر سرب و مس. مجله مدیریت خاک و تولید پایدار، ۷(۳): ۳۶-۱۹.
- قاسم‌زاده، آ.، ع. کریمی، ع. ضیاوی و ا. فتوت. ۱۴۰۰. ارزیابی آلودگی و منشأ برخی عناصر سنگین در خاک‌های کشاورزی جنوب سبزوار، شمال شرق ایران. مجله مدیریت خاک و تولید پایدار، ۱۱(۱): ۲۶-۱.
- خطیبی‌رودبارسرا، د.، ع. خالدی‌درویشان و ج. علوی. ۱۴۰۲. ارزیابی حساسیت به فرسایش واحدهای سنگ‌شناسی حوزه آبخیز واز استان مازندران با استفاده از انگشت‌نگاری. علوم آب و خاک، ۲۷(۲): ۲۹۹-۳۱۱.
- Abbaszadeh, F., V. Jalali, and A. Jafari. 2018. Investigating the source of some heavy metals using cluster and factor analysis techniques in soils of Hormoz Island. *Applied Soil Research*, 6(1): 13-24.
- Abraham, G. M. S., and R.J. Parker. 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), 227-238.
- Antoniadis, V., S.M. Shaheen, J. Boersch, T. Frohne, G. Du Laing and J. Rinklebe. 2017. Bioavailability and risk assessment of potentially toxic elements in garden edible vegetables and soils around a highly contaminated former mining area in Germany. *Journal of Environmental Management*, 186, 192-200.
- Barzin, M., H. Kheirabadi and M. Afyuni. 2015. An investigation into pollution of selected heavy metals of surface soils in Hamadan province using pollution index. *Journal of Science and Technology of Agriculture and Natural Resources*, 19(72): 69-80.
- Blaser, P., S. Zimmermann, J. Luster and W. Shotyk. 2000. Critical examination of trace element enrichments and depletions in soils: As, Cr, Cu, Ni, Pb, and Zn in Swiss forest soils. *Science of the Total Environment*, 249(1-3), 257-280.
- Chen, F., X. Wang, X. Li, J. Wang, D. Xie, J. Ni and Y. Liu. 2019. Using the sediment fingerprinting method to identify the sediment sources in small catchments with similar geological conditions. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 286, 106655.
- Dabi, S. B. 2020. Effect and necessity of anthropogenic copper on fresh water aquaculture organisms: a review. *J Fish Res.* 4 (1): 36-40 *J Fish Res* 2020 Volume 4 Issue, 1.
- Entezari, M and S.Naimi. 2023. Impacts of land use and geomorphology on some heavy metal concentrations in a part of Zayandehroud dam watershed. *Agricultural Engineering.*, 45(3): 317-337.
- García-Carmona, M., A. Romero-Freire, M. Sierra Aragón, F.J. Martínez Garzón and F.J. Martín Peinado. 2017. Evaluation of remediation techniques in soils affected by residual contamination with heavy metals and arsenic. *Journal of Environmental Management*, 191, 228-236. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.12.041>
- Ghaderi Dehkordi, N., A. Khaledi Darvishan, M.R. Zare and P. Porto. 2024. Temporal Changes in the Average Contribution of Land Uses in Sediment Yield Using the 137Cs Method and Geochemical Tracers. *Water*, 17(1), 73.
- Gowd, S. S and M.R. Reddy. 2010. Heavy metal contamination of surface water at Jajmau (Kanpur) and Unnao industrial areas of the Ganga Plain, Uttar Pradesh, India. 20th Annual Goldschmidt Conference, Knoxville, Tennessee, USA, A986.
- Gu, Y. G., Q.S. Li, J.H. Fang, B.Y. He, H.B. Fu and Z.J. Tong. 2014. Identification of heavy metal sources in the reclaimed farmland soils of the pearl river estuary in China using a multivariate



- geostatistical approach. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 105, 7–12. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.04.003>
- Hakanson, L. 1980. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water Research*, 14(8), 975–1001.
- Hamurcu, M., M.M. Özcan, N. Dursun and S. Gezgin. 2010. Mineral and heavy metal levels of some fruits grown at the roadsides. *Food and Chemical Toxicology*, 48(6), 1767–1770. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.fct.2010.03.031>
- Hu, H., Q. Jin and P. Kavan. 2014. A study of heavy metal pollution in China: Current status, pollution-control policies and countermeasures. *Sustainability*, 6(9), 5820–5838.
- Huang, Y., Q. Chen, M. Deng, J. Japenga, T. Li, X. Yang and Z. He. 2018. Heavy metal pollution and health risk assessment of agricultural soils in a typical peri-urban area in southeast China. *Journal of Environmental Management*, 207, 159–168. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.03.031>
- Hughes, M. F. 2002. Arsenic toxicity and potential mechanisms of action. *Toxicology Letters*, 133(1), 1–16. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0378-4274\(02\)00084-X](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0378-4274(02)00084-X)
- Iqbal, J and M.H. Shah. 2011. Distribution, correlation and risk assessment of selected metals in urban soils from Islamabad, Pakistan. *Journal of Hazardous Materials*, 192(2), 887–898.
- Jafarabadi, A. R., A.R. Bakhtiyari, A.S. Toosi and C. Jadot. 2017. Spatial distribution, ecological and health risk assessment of heavy metals in marine surface sediments and coastal seawaters of fringing coral reefs of the Persian Gulf, Iran. *Chemosphere*, 185, 1090–1111.
- Jiao, W., W. Ouyang, F. Hao, H. Huang, Y. Shan and X. Geng. 2014. Combine the soil water assessment tool (SWAT) with sediment geochemistry to evaluate diffuse heavy metal loadings at watershed scale. *Journal of Hazardous Materials*, 280, 252–259.
- Karimi, A., G.H. Haghnia, S. Ayoubi and T. Safari. 2017. Impacts of geology and land use on magnetic susceptibility and selected heavy metals in surface soils of Mashhad plain, northeastern Iran. *Journal of Applied Geophysics*, 138, 127–134.
- Karimi, N., L. Gholami, A. Kaviani and A. Khaledi Darvishan. 2024. Tracing suspended and bed sediments during high and low water periods using geochemical characteristics-Case study: Vazrood watershed, northern Iran. *Journal of Mountain Science*, 21(2), 470–483.
- Kaufmann, R. B., C.J. Staes and T.D. Matte. 2003. Deaths related to lead poisoning in the United States, 1979–1998. *Environmental Research*, 91(2), 78–84. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0013-9351\(02\)00017-8](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0013-9351(02)00017-8)
- Khodakarami, L., A. Soffianian, N. Mirghafari, M. Afyuni and A. Golshahi. 2012. Concentration zoning of Chromium, Cobalt and Nickel in the soils of three sub-basin of the Hamadan province using GIS technology and the geostatistics. *Journal of Science and Technology of Agriculture and Natural Resources*, 15(58): 243-254.
- Lee, C. S., X. Li, W. Shi, S.C. Cheung and I. Thornton. 2006. Metal contamination in urban, suburban, and country park soils of Hong Kong: A study based on GIS and multivariate statistics. *Science of The Total Environment*, 356(1), 45–61. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.03.011>
- Liu, B., S. Ai, W. Zhang, D. Huang and Y. Zhang. 2017. Assessment of the bioavailability, bioaccessibility and transfer of heavy metals in the soil-grain-human systems near a mining and smelting area in NW China. *Science of The Total Environment*, 609, 822–829. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.215>
- Lizaga, I., L. Gaspar, B. Latorre and A. Navas. 2020. Variations in transport of suspended sediment and associated elements induced by rainfall and agricultural cycle in a Mediterranean agroforestry catchment. *Journal of Environmental Management*, 272, 111020.
- Mapanda, F., E.N. Mangwayana, J. Nyamangara and K.E. Giller. 2005. The effect of long-term irrigation using wastewater on heavy metal contents of soils under vegetables in Harare, Zimbabwe. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 107(2), 151–165. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.03.001>
- Mehr, M. R., B. Keshavarzi, F. Moore, R. Sharifi, A. Lahijanzadeh and M. Kermani. 2017. Distribution, source identification and health risk assessment of soil heavy metals in urban areas of Isfahan

- province, Iran. *Journal of African Earth Sciences*, 132, 16–26.
- Micó, C., L. Recatalá, M. Peris and J. Sánchez. 2006. Assessing heavy metal sources in agricultural soils of an European Mediterranean area by multivariate analysis. *Chemosphere*, 65(5), 863–872. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere>.
- Mirzaei, R., S. Teymourzade, M. Sakizadeh and H. Ghorbani. 2015. Comparative study of heavy metals concentration in topsoil of urban green space and agricultural land uses. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187, 1–12.
- Muller, G. 1969. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. *Geo Journal*, 2(3): 108–118.
- Praveena, S. M and N.A. Omar. 2017. Heavy metal exposure from cooked rice grain ingestion and its potential health risks to humans from total and bioavailable forms analysis. *Food Chemistry*, 235, 203–211.
- Rajabzadeh, M. A., E. Ghasemkhani and A. Khosravi. 2015. Biogeochemical study of chromite bearing zones in Forumad area, Sabzevar ophiolite, Northeastern Iran. *Journal of Geochemical Exploration*, 151, 41–49.
- Rodríguez, L., E. Ruiz, J. Alonso-Azcárate and J. Rincón. 2009. Heavy metal distribution and chemical speciation in tailings and soils around a Pb–Zn mine in Spain. *Journal of Environmental Management*, 90(2), 1106–1116. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman>.
- Shi, G., Z. Chen, C. Bi, Y. Li, J. Teng, L. Wang and S. Xu. 2010. Comprehensive assessment of toxic metals in urban and suburban street deposited sediments (SDSs) in the biggest metropolitan area of China. *Environmental Pollution*, 158(3), 694–703.
- Stafilov, T., R. Šajn, Z. Pančevski, B. Boev, M.V. Frontasyeva and L.P. Strelkova. 2010. Heavy metal contamination of topsoils around a lead and zinc smelter in the Republic of Macedonia. *Journal of Hazardous Materials*, 175(1–3), 896–914.
- Tandy, S., R. Schulin and B. Nowack. 2006. The influence of EDDS on the uptake of heavy metals in hydroponically grown sunflowers. *Chemosphere*, 62(9), 1454–1463.
- Trujillo-González, J. M., M.A. Torres-Mora, S. Keesstra, E.C. Brevik and R. Jiménez-Ballesta. 2016. Heavy metal accumulation related to population density in road dust samples taken from urban sites under different land uses. *Science of the Total Environment*, 553, 636–642.
- Wang, Y., L. Yang, L. Kong, E. Liu, L. Wang and J. Zhu. 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.
- Xiao, R., S. Wang, R. Li, J.J. Wang and Z. Zhang. 2017. Soil heavy metal contamination and health risks associated with artisanal gold mining in Tongguan, Shaanxi, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 141, 17–24. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoenv>.
- Yaşar Korkanç, S., M. Korkanç and A.F. Amiri. 2024. Effects of land use/cover change on heavy metal distribution of soils in wetlands and ecological risk assessment. *Science of The Total Environment*, 923, 171603. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv>.
- Yi, Y., Z. Yang and S. Zhang. 2011. Ecological risk assessment of heavy metals in sediment and human health risk assessment of heavy metals in fishes in the middle and lower reaches of the Yangtze River basin. *Environmental Pollution*, 159(10), 2575–2585.
- Zhang, C., L. Luo, W. Xu and V. Ledwith. 2008. Use of local Moran's I and GIS to identify pollution hotspots of Pb in urban soils of Galway, Ireland. *Science of the Total Environment*, 398(1–3), 212–221.
- Zhang, W., H. Feng, J. Chang, J. Qu, H. Xie and L. Yu. 2009. Heavy metal contamination in surface sediments of Yangtze River intertidal zone: an assessment from different indexes. *Environmental Pollution*, 157(5), 1533–1543.
- Zhang, W., X. Liu, H. Cheng, E.Y. Zeng and Y. Hu. 2012. Heavy metal pollution in sediments of a typical mariculture zone in South China. *Marine Pollution Bulletin*, 64(4), 712–720.
- Żukowska, J and M. Biziuk. 2008. Methodological evaluation of method for dietary heavy metal intake. *Journal of Food Science*, 73(2), R21–R29.