

Source identification and multi-index evaluation of heavy metal contamination in surface soils of the Pakal sub-watershed, Shazand

Forouzan Azarinvand¹, Ebrahim Omidvar^{2*}, Hamid Gholami³

¹ PhD of Watershed Management Sciences and Engineering, Department of Nature Engineering, Faculty of Natural Resources and Earth Sciences, University of Kashan, Kashan, Iran

² Associate Professor, Department of Nature Engineering, Faculty of Natural Resources and Earth Sciences, University of Kashan, Kashan, Iran

³ Professor, Department of Natural Resources Engineering, Faculty of Agriculture and Natural Resources, University of Hormozgan, Hormozgan, Bandar-Abbas, Iran

Extended Abstract

Introduction

Heavy metal contamination in terrestrial ecosystems has become a major environmental and public health concern worldwide, particularly in regions exposed to intensive industrial operations, agricultural inputs, and land-use alterations. Soil acts as both a reservoir and a medium for the transport of potentially toxic elements (PTEs), and therefore the evaluation of its contamination status is essential for sustainable land management and ecosystem protection. The Shazand region in Markazi Province, central Iran, hosts several heavy industries—including the Imam Khomeini Oil Refinery, a petrochemical complex, a large thermal power plant, and numerous mining activities, which have previously been reported as major pollution sources. Nevertheless, earlier investigations have predominantly focused on downstream plains and industrial zones, with limited knowledge regarding the contamination status of upstream sub-watersheds that are assumed to be less affected by anthropogenic pressures. The present study aims to fill this critical gap by providing a multi-index assessment of heavy metal contamination in the upstream Pakal sub-watershed in Shazand County, with an emphasis on how different land-use types (rangeland, cultivation, and orchards) influence the distribution, enrichment, and ecological risks of seven key heavy metals: Pb, Cd, Cu, Zn, Ni, Mn, and Fe.

Materials and Methods

A total of 32 composite soil samples were collected from surface layers (0–30 cm), following a systematic sampling design based on land units that integrated slope, land use, and lithology. The fine fraction (<0.063 mm) of the soils was analyzed using a near-total four-acid digestion method, and metal concentrations were determined by Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry (ICP-MS), ensuring high analytical accuracy for trace and ultra-trace elements. To comprehensively evaluate contamination status, multiple geochemical and ecological indices, including the Contamination Factor (CF), Degree of Contamination (Cd), Modified Degree of Contamination (mCd), Pollution Load Index (PLI), Geo-accumulation Index (Igeo), Enrichment Factor (EF), and Potential Ecological Risk (Eri and RI)—were employed. Moreover, multivariate statistical analyses, including Principal Component Analysis (PCA) with Varimax rotation and Hierarchical Cluster Analysis (HCA), were conducted to distinguish between natural (geogenic) and anthropogenic sources.

Results and Discussion

The results of one-way ANOVA indicated that none of the measured heavy metals exhibited statistically significant differences among the three land-use categories ($P > 0.05$), suggesting that spatial variation is primarily governed by natural geochemical controls rather than recent anthropogenic inputs. This finding was strongly supported by PCA and HCA. PCA extracted three principal components that together explained 69.59% of the total variance. The second component, dominated by Fe and Mn with extremely high loadings, clearly represented geogenic contributions associated with parent material and mineralogical composition. In contrast, the first component (characterized by Cd, Cu, and Pb) and the third component (Zn, Ni, and Fe) reflected mixed or anthropogenic influences, likely originating from agricultural activities such as phosphate fertilizers, pesticides, and machinery emissions. HCA further confirmed these groupings by separating the elements into two distinct clusters: a geogenic cluster (Fe and Mn) and an anthropogenic/mixed cluster (Pb, Cd, Cu, Zn, and Ni).

Despite the statistical homogeneity implied by ANOVA, contamination indices revealed noteworthy evidence of cumulative anthropogenic enrichment. CF values showed that Pb, Cu, Zn, Ni, Mn, and Fe had moderate contamination levels ($CF > 1$) across most land uses. Pb exhibited the highest CF value, particularly in agricultural soils (2.31), highlighting its elevated sensitivity to anthropogenic activities. Cadmium, although present in low absolute concentrations, demonstrated substantial ecological importance due to its high toxic response factor. The Degree of Contamination (Cd) ranged from 7.93 to 9.77, classifying all land uses as moderately contaminated. Notably, the Pollution Load Index exceeded unity for rangeland (1.05) and cultivated land (1.15), indicating cumulative pollution, while orchards (0.94) remained below the contamination threshold. This discrepancy between ANOVA and PLI highlights that while spatial variation is not statistically significant, long-term pollutant accumulation has occurred.

Geochemical indices further corroborate the dominance of natural sources. EF values for most metals fell within the “no enrichment” to “minor enrichment” categories ($EF \leq 3$), confirming minimal anthropogenic addition. Only Pb showed consistent minor enrichment across land uses, particularly in orchards and agricultural soils, aligning with patterns typically

associated with the historical deposition of lead-containing particulates and agrochemical inputs. Similarly, Igeo values for all metals, except Pb, were negative, indicating unpolluted conditions. Pb in cultivation and orchard soils was classified as “unpolluted to moderately polluted” ($0 < I_{geo} \leq 1$), marking it as the only element with a detectable anthropogenic signal. Ecological risk assessment showed that individual ecological risk values (Eri) for all metals fell within the low-risk category. However, Cd accounted for the highest proportion of ecological risk due to its high toxicity, despite its relatively low concentration. The integrated ecological risk index (RI) ranged from 32.30 to 44.08 for the three land uses—well below the threshold of 150—indicating a low overall ecological threat in the upstream Pakal sub-watershed.

Conclusions

In conclusion, although geogenic factors remain the primary determinant of heavy metal distribution in the upstream Pakal sub-watershed, pollution indices reveal subtle yet meaningful anthropogenic contributions, particularly from agricultural activities. The slight enrichment of Pb and Cu, the moderate contamination levels indicated by CF and Cd, and the PLI values exceeding unity in cultivated and rangeland soils collectively demonstrate the early stages of cumulative pollution in areas traditionally considered pristine. These findings underscore the necessity of continuous monitoring, stricter management of agricultural inputs, and preventive measures to mitigate further contamination and potential ecological risks. Given the proximity to major industrial sources and expanding agricultural practices, upstream sub-watersheds like Pakal serve as critical zones for early detection of contamination trends that may escalate if left unaddressed.

Keywords: Soil Contamination Indices, Land-use, ICP-MS Analysis, Principal Component Analysis (PCA), Markazi Province.

Article Type: Research Article

Acknowledgment

We would like to express our sincere gratitude to the University of Kashan and Natural Resources and Watershed Management Administration of Markazi Province for the financial and logistical supports who significantly contributed during the research project.

Conflicts of interest

The authors of this article declared no conflict of interest regarding the authorship or publication of this article.

Data availability statement

We have no permission to release data.

Authors' contribution

Forouzan Azarinvand: Methodology, formal analysis and investigation, visualization, resources, writing-original draft preparation, manuscript editing; **Ebrahim Omidvar:** Conceptualization, supervision, formal analysis and investigation, manuscript editing; **Hamid Gholami:** Methodology, formal analysis and investigation, manuscript editing.

*Corresponding Author, E-mail: ebrahimomidvar@kashanu.ac.ir

Citation: Azarinvand, F., Omidvar, E., & Gholami, H. (2026). Source identification and multi-index evaluation of heavy metal contamination in surface soils of the Pakal sub-watershed, Shazand. *Water and Soil Management and Modeling*, 6(3), 56-77.

doi: 10.22098/mmws.2026.18959.1744

Received: 03 December 2025, Received in revised form: 14 January 2026, Accepted: 23 January 2026, Published online: 27 August 2026.

Water and Soil Management and Modeling, Year 2026, Vol. 6, No. 3 pp. 56-77.

Publisher: University of Mohaghegh Ardabili

© Author(s)





شناسایی منشأ و ارزیابی چندشاخصی آلودگی فلزات سنگین در خاک‌های سطحی حوزه آبخیز پاکل - شازند

فروزان آذرینوند^۱، ابراهیم امیدوار^{۲*}، حمید غلامی^۳

^۱ دانشجوی دکتری علوم و مهندسی آبخیز، دانشکده منابع طبیعی و علوم زمین، دانشگاه کاشان، کاشان، ایران

^۲ دانشیار گروه مهندسی طبیعت، دانشکده منابع طبیعی و علوم زمین، دانشگاه کاشان، کاشان، ایران

^۳ استاد گروه مهندسی منابع طبیعی، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه هرمزگان، بندرعباس، ایران

چکیده

آلودگی فلزات سنگین در خاک حوزه‌های آبخیز تحت تأثیر فعالیت‌های انسانی، یک تهدید جدی برای محیط‌زیست و سلامت است. این پژوهش با هدف ارزیابی غلظت و منشأ فلزات سنگین (Fe، Mn، Ni، Zn، Cu، Cd، Pb) در خاک‌های سطحی زیرحوزه بالادست پاکل (شازند) و بررسی نقش کاربری‌های اراضی (مرتع، زراعت، باغ) در توزیع آن‌ها انجام شد. به‌طوری‌که پژوهش با رویکرد توصیفی-تحلیلی و مبتنی بر مطالعات میدانی و آزمایشگاهی انجام شد و داده‌ها با استفاده از شاخص‌های آلودگی ژئوشیمیایی و تحلیل‌های آماری چندمتغیره مورد ارزیابی قرار گرفتند. پس از تفکیک واحدهای کاری منطقه بر اساس معیارهای شیب، کاربری اراضی و سنگ‌شناسی، نمونه‌برداری خاک سطحی به روش تصادفی-ترکیبی انجام گرفت. نمونه‌ها پس از خشک‌کردن، یکنواخت‌سازی و آماده‌سازی آزمایشگاهی، تحت هضم اسیدی قرار داده شدند و غلظت فلزات سنگین با استفاده از روش طیف‌سنجی جرمی پلاسمای جفت‌شده القایی (ICP-MS) اندازه‌گیری شد. نتایج تحلیل واریانس (ANOVA) نشان داد که تفاوت غلظت هیچ‌یک از عناصر بین کاربری‌های زمین از نظر آماری معنی‌دار نیست ($P < 0.05$) که دلالت بر غلبه الگوی غلظت زمینه دارد. با این حال، مقادیر به‌دست‌آمده برای برخی عناصر بالقوه آلاینده، نشان‌دهنده تأثیر عوامل انسان‌زاد در مقیاس محلی است. این یافته با تحلیل مؤلفه‌های اصلی (PCA) تأیید شد، به‌گونه‌ای که عناصر Fe و Mn در خوشه‌ای مجزا با ماهیت زمین‌زاد دسته‌بندی شدند. با این وجود، ارزیابی دقیق شاخص‌های آلودگی، افزایش ناشی از فعالیت‌های انسان‌زاد را نشان داد. شاخص‌های CF، Igeo و EF، عناصر خوشه آنتروپوژنیک (Pb، Cd، Cu، Zn و Ni) را در سطح آلودگی/غنی‌سازی متوسط طبقه‌بندی کردند. بیشترین میزان غنی‌سازی مربوط به عنصر Pb بود که نقش فعالیت‌های کشاورزی و انسانی در افزایش غلظت آن را برجسته می‌سازد. همچنین دیگر نتایج نشان داد که شاخص بار آلودگی (PLI) برای مرتع (۱/۰۵) و زراعت (۱/۱۵) را آلوده گزارش کرد، در حالی که کاربری باغ در محدوده غیرآلوده قرار گرفت. در مجموع، اگرچه الگوی ژئوشیمیایی منطقه همچنان تحت کنترل سنگ مادر است، اما شواهد حاصل از شاخص‌های تجمعی و تحلیل‌های چندمتغیره نشان‌دهنده افزایش تدریجی بار آلودگی فلزات انسان‌زاد در زیرحوضه بالادست است که ضرورت پایش مداوم و مدیریت ورودی‌های کشاورزی را برای حفظ کیفیت محیط زیست منطقه برجسته می‌سازد.

واژه‌های کلیدی: شاخص آلودگی خاک، کاربری اراضی، طیف‌سنجی جرمی پلاسمای جفت‌شده القایی (ICP-MS)، تحلیل مؤلفه‌های

اصلی (PCA)، استان مرکزی

نوع مقاله: پژوهشی

*مسئول مکاتبات، پست الکترونیکی: ebrahimomidvar@kashanu.ac.ir

استناد: آذرینوند، فروزان، امیدوار، ابراهیم، و غلامی، حمید (۱۴۰۵). شناسایی منشأ و ارزیابی چندشاخصی آلودگی فلزات سنگین در خاک‌های سطحی حوزه آبخیز پاکل - شازند. *مدل سازی و مدیریت آب و خاک*، ۳(۳)، ۵۶ - ۷۷.

doi: 10.22098/mmws.2026.18959.1744

تاریخ دریافت: ۱۴۰۴/۰۹/۱۲، تاریخ بازنگری: ۱۴۰۴/۱۰/۲۴، تاریخ پذیرش: ۱۴۰۴/۱۱/۰۳، تاریخ انتشار: ۱۴۰۵/۰۶/۰۵

مدل سازی و مدیریت آب و خاک، سال ۱۴۰۵، دوره ۶، شماره ۳، صفحه ۵۶ تا ۷۷.

© نویسندگان

ناشر: دانشگاه محقق اردبیلی



۱- مقدمه

با توسعه سریع صنعت و شهرسازی و بهبود استانداردهای زندگی مردم، حجم زیادی از آلاینده‌ها وارد خاک شده‌اند. مقادیر فراوان فلزات سنگین در خاک تجمع می‌یابد که تأثیرات جدی بر محیط خاک می‌گذارد و محیط زیست و سلامت انسان را به خطر می‌اندازد (Monib et al., 2024). آلودگی فلزات سنگین در آب و خاک به یکی از نگرانی‌های جهانی مهم، هم از نظر زیست‌محیطی و هم برای سلامت عمومی، تبدیل شده است (Lubal., 2024; Adigun et al., 2025). شیوع گسترده فلزات سنگین نظیر سرب (Pb)، کادمیوم (Cd)، جیوه (Hg)، آرسنیک (As) و کروم (Cr) در محیط زیست عمدتاً ناشی از فعالیت‌های انسانی است (Donald et al., 2022; Chen et al., 2025). این فعالیت‌ها شامل صنعت، کشاورزی، معدن‌کاری، ذوب فلزات، صنایع آبکاری، فلزکاری، مصرف سوخت و تولید انرژی، تخلیه فاضلاب‌های صنعتی و دفع نامناسب زباله می‌شوند (Zhang et al., 2023). علاوه بر این، در بخش کشاورزی، استفاده از آفت‌کش‌ها، کودهای شیمیایی و لجن فاضلاب که از منابع مهم آلاینده خاک به شمار می‌روند (Nasrian et al., 2022) نیز منجر به انباشت فلزات سنگین مضر در اکوسیستم‌ها شده و خطرات جدی برای سلامت انسان و محیط زیست به همراه دارند (Singh and Mishra, 2021). در حالی که برخی فلزات در مقادیر کم برای بدن ضروری هستند، غلظت‌های بالای آن‌ها می‌تواند به شدت سمی و مضر باشد (Singh et al., 2023). پیامدهای سلامتی ناشی از تجمع این عناصر در خاک و ورود آن‌ها به زنجیره غذایی، به‌ویژه در اراضی کشاورزی تحت تأثیر فعالیت‌های صنعتی و فاضلاب‌های شهری، نیازمند پایش دقیق و استفاده از شاخص‌های نوین ارزیابی خطر است (Saber et al., 2023; Abbasi-Kalo., 2024). تماس با مقادیر بالای این فلزات می‌تواند منجر به بروز مشکلات حاد و مزمن سلامتی شود که چندین سیستم حیاتی بدن را درگیر می‌کند (Verma et al., 2018). به‌عنوان مثال سرب به ویژه برای سیستم عصبی آسیب‌رسان است و می‌تواند به اختلالات شناختی، تأخیر در رشد کودکان و اختلالات عصبی در بزرگسالان منجر شود (Vaishaly et al., 2015). کادمیوم با اختلال عملکرد کلیه، آسیب استخوانی و افزایش خطر ابتلا به سرطان مرتبط است (Prasher et al., 2009). جیوه می‌تواند باعث اختلالات عصبی و رفتاری شود و آرسنیک نیز با مشکلات پوستی، بیماری‌های قلبی و انواع مختلف سرطان همراه است (Ray et al., 2014). همچنین، شاخص‌های آلاینده‌ها و پهنه‌بندی مکانی برای بررسی شدت و پراکنش فلزات سنگین در خاک، به‌ویژه در مناطق تحت تأثیر فعالیت‌های انسانی،

استفاده می‌شوند (Enayat et al., 2024). تغییر کاربری اراضی معمولاً به تغییر در مدیریت کشت منجر می‌شود که می‌تواند تأثیر عمیقی بر کیفیت خاک داشته باشد (Fu et al., 2000). در چند دهه اخیر، در تحقیقات مربوط به آلودگی فلزات سنگین در خاک‌ها، محققان از سراسر جهان مطالعات مرتبطی را در مناطق مختلف گزارش کرده‌اند (Nabulo et al., 2010; Radziemska and Fronczyk, 2015). به عنوان مثال، مطالعه‌ای در تسالونیک یونان، آلودگی فلزات سنگین را در خاک‌های شهری و نیمه‌شهری با کاربری‌های مختلف بررسی کرده و خطرات اکولوژیکی و سلامتی را ارزیابی نموده است (Papadopoulos., 2025). همچنین، پژوهشی در استان جیلین چین، همبستگی بین فلزات سنگین و مواد آلی و کانی‌های رسی را با استفاده از طیف‌سنجی بازتابی خاک بررسی کرده است (Chen., 2025). پژوهش‌های متعددی تأثیر نوع کاربری اراضی را بر خصوصیات شیمیایی و فیزیکی خاک به اثبات رسانده‌اند (Molla et al., 2022; Masha et al., 2023). در پژوهش‌های صورت گرفته مشخص گردید که کاربری اراضی نقش تعیین‌کننده‌ای در ویژگی‌های فیزیکی-شیمیایی خاک و رفتار فلزات سنگین دارد. به‌طور خاص، خاک‌های جنگلی به‌واسطه ترسیب بالاتر کربن آلی، از ساختار پایداری برخوردار بوده و این امر موجب بهبود ویژگی‌هایی نظیر حاصلخیزی، ظرفیت تبادل کاتیونی و پایداری خاک‌دانه‌ها می‌شود. (Lasota et al., 2020) در جنگل‌های اروپای مرکزی (لهستان) و (Busse et al., 2009) در جنگل‌های ایالات متحده نشان دادند که افزایش ماده آلی خاک در اراضی جنگلی، نقش مؤثری در بهبود کیفیت خاک و کاهش فرسایش ایفا می‌کند. این شرایط می‌تواند ظرفیت جذب و نگهداری فلزات سنگین را افزایش داده و تحرک‌پذیری آن‌ها را کاهش دهد. در همین راستا، Xing et al. (2025) در مطالعه‌ای در مناطق جنگلی و نیمه‌جنگلی شرق چین گزارش کردند که بهبود ساختمان خاک و افزایش کربن آلی، منجر به کاهش قابلیت جذب زیستی فلزات سنگین فلزات سنگین و محدود شدن انتقال آن‌ها به آب‌های زیرزمینی می‌شود. (et al., 2025) Anaya-Raymundo در مکزیک نشان دادند که مصرف مداوم کودهای شیمیایی و آلی، سموم دفع آفات و لجن فاضلاب، موجب افزایش قابل توجه غلظت فلزاتی نظیر کادمیوم، مس و سرب در خاک‌های کشاورزی شده است. نوع محصول، شدت کشت و شیوه‌های مدیریتی از عوامل کلیدی مؤثر بر میزان آلودگی گزارش شده‌اند. فلزات سنگین مانند کادمیوم می‌توانند بالاترین خطر اکولوژیکی را داشته باشند و منابع کشاورزی سهم عمده‌ای در آلودگی خاک ایفا می‌کنند (Du, 2025). مطالعات انجام‌شده در چین نیز

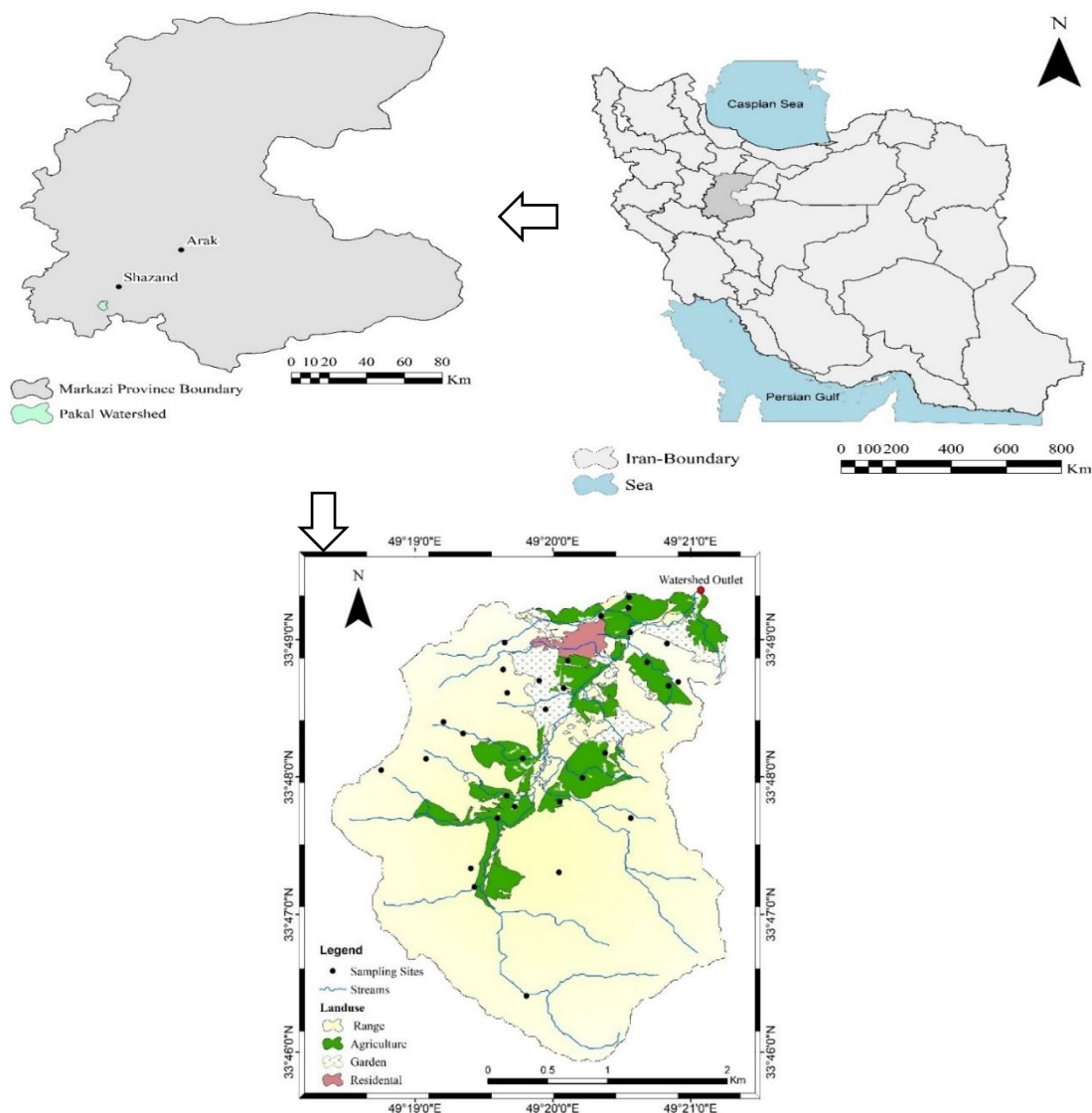
مسیرهای زهکشی منتهی به دشت شازند رخ داده است. با وجود این شواهد، بیشتر مطالعات انجام‌شده بر اراضی دشت و نواحی صنعتی متمرکز بوده‌اند و اطلاعات محدودی درباره‌ی وضعیت آلودگی خاک در زیرحوضه‌های بالادست، که از نظر کاربری اراضی عمدتاً کشاورزی یا مرتعی و نسبتاً بکرتر هستند، در دسترس است. از این رو، در پژوهش حاضر تلاش شد تا با بررسی غلظت و شاخص‌های آلودگی فلزات سنگین در اجزای ذرات خاک سطحی حوزه آبخیز پاکل به‌عنوان یکی از زیرحوضه‌های بالادست حوزه آبخیز شازند، مشخص شود آیا دامنه‌ی آلودگی فلزات سنگین که در مناطق پایین‌دست و صنعتی مشاهده شده است، به بخش‌های بالادست و نسبتاً کم‌تأثیر از فعالیت‌های انسانی نیز گسترش یافته است یا خیر. چنین ارزیابی می‌تواند درک بهتری از الگوی مکانی آلودگی و نقش کاربری اراضی در توزیع فلزات سنگین در مقیاس حوزه آبخیز فراهم آورد. با توجه به موارد فوق و اهمیت فزاینده آلودگی فلزات سنگین و نقش کاربری اراضی در توزیع آن‌ها، این مطالعه با هدف ارزیابی آلودگی خاک سطحی به فلزات سنگین در کاربری‌های مختلف اراضی در حوزه آبخیز پاکل به‌عنوان یک زیرحوضه از حوضه شازند در استان مرکزی انجام شد.

۲- مواد و روش

۲-۱- منطقه مورد پژوهش

منطقه مورد مطالعه، حوزه آبخیز پاکل به‌عنوان یکی از زیرحوضه‌های حوزه آبخیز شازند در استان مرکزی می‌باشد. این زیرحوضه در فاصله ۵۸ کیلومتری جنوب‌غربی شهر اراک و ۱۳ کیلومتری جنوب شهر شازند واقع شده است. تنها آبادی واقع در این زیرحوضه روستای پاکل از دهستان آستانه می‌باشد. زیرحوضه پاکل با مساحت ۱۸۹۴ هکتار در محدوده طول جغرافیایی $49^{\circ} 18' 00''$ الی $49^{\circ} 21' 18''$ شرقی و همچنین عرض جغرافیایی $33^{\circ} 45' 54''$ الی $33^{\circ} 49' 19''$ شمالی واقع شده است (شکل ۱). این زیرحوضه در یک منطقه کوهستانی با محدوده ارتفاعی بین ۲۱۴۶ الی ۲۹۴۷ متر و شیب متوسط ۳۱/۲۸ درصد واقع شده است. کاربری‌های اراضی واقع در منطقه مورد مطالعه، شامل کاربری اراضی مرتع، زراعت دیم و آبی، باغ و اراضی مسکونی می‌باشد. با توجه به اطلاعات ایستگاه هواشناسی شازند (نزدیکترین ایستگاه به منطقه مورد مطالعه)، متوسط بارندگی سالانه ۴۷۱/۷ میلی‌متر، دمای میانگین سالانه ۱۲/۱ درجه سانتی‌گراد و میانگین تبخیر سالانه ۱۸۶۶ میلی‌متر است. اقلیم منطقه براساس روش دومارتن نیمه مرطوب و بر اساس روش آمبرژه نیمه مرطوب و سرد می‌باشد.

به‌وضوح تأثیر کاربری اراضی بر انباشت فلزات سنگین را تأیید می‌کنند. (Hu et al., 2014) با بررسی اراضی گلخانه‌ای، مزارع سبزیجات، مزارع ذرت و اراضی جنگلی در جنوب شرق چین، بیشترین سطوح آلودگی فلزات سنگین، به‌ویژه کادمیوم و مس را در اراضی گلخانه‌ای و مزارع سبزیجات بدون پوشش گیاهی گزارش کردند. در مقابل، (Ren et al., 2018) در شمال چین نشان دادند که مزارع ذرت و به‌ویژه اراضی جنگلی، کمترین میزان تجمع فلزات سنگین را دارا هستند. این یافته‌ها با نتایج (Bai et al., 2010) در دشت‌های کشاورزی چین همخوانی دارد که نشان دادند فعالیت‌های کشاورزی فشرده و مصرف بی‌رویه نهاده‌ها، می‌تواند منجر به انباشت تدریجی فلزات سنگین در خاک و افزایش خطرات زیست‌محیطی شود. از این رو، مدیریت صحیح کاربری اراضی و کنترل ورودی‌های آلاینده، نقش اساسی در کاهش آلودگی فلزات سنگین ایفا می‌کند. در مقیاس حوزه‌های آبخیز، فعالیت‌های انسانی در بخش‌های بالادست می‌تواند موجب انتقال و تجمع آلاینده‌ها در نواحی پایین‌دست شود. (Chen et al., 2019) در حوزه‌های آبخیز جنوب چین نشان دادند که تغییر کاربری اراضی و تشدید فعالیت‌های کشاورزی، به‌طور مستقیم بر الگوی پراکنش فلزات سنگین در خاک و رسوبات تأثیر می‌گذارد. با توجه به اهمیت کیفیت خاک در حفظ سلامت اکوسیستم‌ها و کاهش مخاطرات برای انسان، ارزیابی دقیق آلودگی فلزات سنگین در حوزه‌های آبخیز، ضرورتی انکارناپذیر محسوب می‌شود. تاکنون، مطالعات محدودی روی ارزیابی آلودگی فلزات سنگین در حوزه آبخیز شازند و ارتباط آن با الگوهای کاربری اراضی صورت گرفته است. استان مرکزی و به‌ویژه شهرستان شازند به دلیل وجود صنایع بزرگی نظیر پالایشگاه امام خمینی، مجتمع پتروشیمی شازند، نیروگاه حرارتی و معادن متعدد، از مناطق صنعتی مهم ایران به‌شمار می‌رود (Tarighat et al., 2024). این فعالیت‌های صنعتی به طور قابل توجهی احتمال ورود آلاینده‌های فلزی به محیط خاک را افزایش داده است (Ghadimi et al., 2014). نتایج پژوهش‌های پیشین در این ناحیه نشان داده‌اند که خاک‌های کشاورزی و حتی منابع آبی اطراف این صنایع دارای غلظت‌های بالایی از فلزات سنگین هستند (Sharafi et al., 2025). به‌عنوان مثال، (Hosseini and Cheraghi, 2025) در بررسی خاک‌های دشت شازند گزارش کردند که غلظت برخی فلزات از جمله آرسنیک و کادمیوم به‌طور قابل توجهی بالاتر از حدود پس‌زمینه جهانی بوده و شاخص‌های آلودگی Igeo و EF نیز بیانگر درجه‌ی آلودگی بالا در خاک‌های منطقه بودند. همچنین، نقشه‌های پهنه‌بندی به روش کریجینگ شاخص نشان دادند که بیشترین شدت آلودگی در مجاورت مناطق صنعتی و



شکل ۱: موقعیت حوزه آبخیز پاکل در استان و ایران و همچنین نقشه کاربری اراضی و موقعیت نقاط نمونه برداری
Figure 1. Location of the Pakal watershed in Markazi province and Iran, along with the land-use map and sampling site location

۲-۲- روش پژوهش

۲-۲-۱- آماده سازی و آنالیز آزمایشگاهی

در این پژوهش، به منظور بررسی آلودگی فلزات سنگین و ارزیابی تأثیر کاربری های مختلف اراضی بر کیفیت خاک، در مجموع ۳۲ نمونه خاک جمع آوری شد. برای تعیین نقاط نمونه برداری، ابتدا نقشه های واحدهای کاری منطقه بر اساس سه معیار اصلی شامل شیب، کاربری اراضی و سنگ شناسی تهیه گردید (Xie et al., 2016). جهت تهیه نقشه کاربری اراضی حوزه مورد مطالعه، از تصاویر با قدرت تفکیک مکانی بالا در محیط Google Earth استفاده شد. تفکیک واحدهای کاربری اراضی به روش تفسیر بصری و بر اساس ویژگی های ظاهری مانند رنگ، بافت و الگوی پراکندگی عوارض سطح زمین انجام گرفت.

سپس لایه های رقومی شده به نرم افزار GIS منتقل شد و اصلاحات مکانی شامل تصحیح هندسی و یکپارچه سازی لایه ها انجام شد. مرز حوضه و محل خروجی حوزه آبخیز نیز بر روی نقشه مشخص گردید. بر این اساس، تعداد ۱۱ واحد کاری مجزا شناسایی و به عنوان مبنای نمونه برداری انتخاب شدند. از هر واحد کاری، تعداد سه نمونه برداشت شد. لازم به ذکر است موقعیت یکی از نمونه های واحدهای کاری در منطقه مسکونی فاقد خاک واقع شده بود، لذا در این واحد دو نمونه خاک برداشت شد. هر یک از این نمونه ها برای حصول نتایج دقیق تر و کاهش اثر نوسانات مکانی، شامل سه نمونه کوچک برداشت شده در فواصل نزدیک به هم به صورت تصادفی در محدوده همان واحد بود و هر سه با هم مخلوط شدند (Aadiwal et al., 2025). عملیات

(HF)، پرکلریک (HClO₄)، نیتریک (HNO₃)، و هیدروکلریک (HCl) به میزان مشخص، در محفظه Hot Box در دمای ۲۲۰ درجه سانتی‌گراد به مدت چهار ساعت قرار گرفتند تا فرآیند تجزیه کامل نمونه‌ها انجام پذیرد. سپس، محلول حاضر جهت خوانش نهایی توسط دستگاه ICP-MS مدل Agilent 5800 آماده گردید.

۲-۲-۲- شاخص‌های ارزیابی کیفیت خاک

برای ارزیابی کیفیت خاک منطقه مورد مطالعه از شاخص‌های آلودگی شامل عامل آلودگی، شاخص درجه آلودگی، شاخص درجه آلودگی اصلاح‌شده، شاخص بار آلودگی، شاخص تجمع زمینی، شاخص عامل غنی‌سازی و شاخص پتانسیل خطر اکولوژیک استفاده شده است.

۲-۲-۲-۱- شاخص عامل آلودگی

این شاخص سطح آلودگی خاک با فلزات سنگین توسط عامل آلودگی را به صورت جداگانه نشان می‌دهد که از تقسیم کردن غلظت عنصر در نمونه برداشت شده به غلظت همان عنصر در نمونه زمینه بدست می‌آید که به وسیله رابطه (۱) محاسبه می‌شود (Hakanson, 1980).

$$CF = \frac{C_{\text{Heavy Metal}}}{C_{\text{Background}}} \quad (1)$$

در این رابطه CF عامل آلودگی نمونه خاک، $C_{\text{Heavy Metal}}$ غلظت عنصر مورد نظر i در نمونه خاک، $C_{\text{Background}}$ غلظت پایه یا مرجع عنصر مورد نظر است. مناسبترین روش تعیین غلظت مرجع، استفاده استانداردهای موجود مربوط به همان منطقه است؛ زیرا تفاوت شرایط زمین‌شناسی و اقلیمی در نواحی مختلف جهان موجب ایجاد غلظت‌های متفاوت می‌شود (Afshari et al., 2016). همچنین منابع گوناگون اشاره کرده‌اند که می‌توان از مقدار زمینه‌ای هر منطقه به عنوان مرجع برای بررسی وضعیت آلودگی بهره برد (Blaser et al., 2000; Reimann and Garrett, 2005; Ye et al., 2017; Gałuszka, 2007; 2010; Li et al., 2015; Tian et al., 2017). بدین منظور در این مطالعه، برای تعیین غلظت زمینه عناصر سنگین، یک نمونه از بخش‌های بکر و دست‌نخورده منطقه، به ویژه مراتع و اراضی کم‌تأثیر انسانی که از فعالیت‌های انسانی نظیر شهرها، جاده‌ها و مراکز صنعتی فاصله کافی داشته باشد در زیرحوضه پاکل، انتخاب شد. در این پژوهش غلظت مرجع بر حسب PPM برای فلز کادمیوم ۰/۴، مس ۲۷، آهن ۳۱۸۲۸، منگنز ۷۲۷، نیکل ۸۲، سرب ۱۴ و روی ۸۶ اندازه‌گیری و در نظر گرفته شد. شایان ذکر است که اگر چه غلظت برخی عناصر در این نمونه مرجع دارای مقادیر حداقلی در مقایسه با سایر نمونه‌ها بود، اما برای اکثر عناصر، مقادیر اندازه‌گیری شده حداقل مقدار مشاهده‌شده در کل داده‌ها محسوب

نمونه‌برداری در فصل پاییز (آذرماه سال ۱۴۰۳) و پیش از آغاز بارندگی‌های مؤثر فصلی انجام شد. در زمان نمونه‌برداری، خاک‌ها عمدتاً در شرایط رطوبتی طبیعی قرار داشتند و برخی نمونه‌ها دارای رطوبت اولیه بودند. با این حال، هیچ‌گونه تأثیر مستقیم بارندگی بر وضعیت رطوبتی نمونه‌ها مشاهده نشد. به‌منظور حذف رطوبت آزاد و یکنواخت‌سازی شرایط رطوبتی، نمونه‌های دارای رطوبت اولیه پس از انتقال به آزمایشگاه تحت فرآیند خشک‌کردن هوایی (Air-drying) در دمای محیط قرار گرفتند و تا رسیدن به وزن ثابت نگهداری شدند (Zimmie and Almaleh., 1976; Moreira et al., 2017). این روش نمونه‌برداری، به‌منظور افزایش دقت، کاهش ناهمگنی و دستیابی به نمایی واقعی‌تر از وضعیت خاک در هر واحد کاری به‌کار گرفته شد (Agyeman et al., 2021). مطابق با مطالعات پیشین نمونه‌برداری از لایه سطحی (عمق ۰ تا ۳۰ سانتی‌متر) انجام گردید (Dahaina et al., 2024). انتخاب لایه سطحی به این دلیل بود که بیشترین تعامل را با فعالیت‌های انسانی و آلودگی‌های احتمالی دارد و از این رو برای ارزیابی وضعیت خاک‌های کشاورزی اهمیت بالایی پیدا می‌کند (Yang et al., 2022). نمونه‌برداری از سه نوع کاربری اراضی مختلف انجام شد (Kassie et al., 2025). در مرتع تعداد ۱۴ نمونه، باغ ۱۳ نمونه و اراضی زراعی ۶ نمونه برداشت گردید. برای اطمینان از دقت موقعیت‌یابی و امکان تحلیل‌های مکانی دقیق، مختصات جغرافیایی هر نقطه با استفاده از دستگاه GPS ثبت شد. پس از جمع‌آوری، نمونه‌ها به آزمایشگاه منتقل شدند. پس از انتقال نمونه‌ها، آن‌ها در دمای هوای محیط خشک شده و سپس با هاون چینی به آرامی کوبیده و نرم شدند (Akhandet al., 2024). نمونه‌های یکنواخت‌شده از الک با قطر منفذ ۰/۰۶۳ میلی‌متر عبور داده شدند تا بخش ریزدانه‌ی خاک برای انجام آنالیزهای ژئوشیمیایی جدا شود (Gorham et al., 2021). هدف از این آماده‌سازی، تعیین غلظت هفت فلز سنگین شامل نیکل (Ni)، مس (Cu)، کادمیوم (Cd)، سرب (Pb)، منگنز (Mn)، آهن (Fe) و روی (Zn) بود. برای اندازه‌گیری دقیق غلظت فلزات، از روش پیشرفته طیف‌سنجی جرمی پلاسمای جفت‌شده القایی (ICP-MS) استفاده شد (He et al., 2019). این تکنیک، به دلیل حساسیت و دقت بالای خود، به‌عنوان حساس‌ترین و دقیق‌ترین روش برای اندازه‌گیری عناصر سنگین و نادر خاکی در مقیاس ppb شناخته می‌شود (Liang et al., 2012). برای فراهم آوردن این امکان و اطمینان از اندازه‌گیری کل محتوای عنصر، از روش هضم چهار اسیدی که به‌عنوان هضم نزدیک به کل (Digest Near- to-Total) نیز نامیده می‌شود، بهره گرفته شد. در این روش، نمونه‌های پودری با استفاده از اسیدهای هیدروفلوئوریک

۲-۲-۲-۲- شاخص درجه آلودگی

مجموع کل عوامل آلودگی برای فلزات مختلف به عنوان درجه آلودگی و بر اساس رابطه (۲) در نظر گرفته می شود (Hakanson, 1980); که در آن عامل آلودگی برای تعداد n فلز محاسبه و با هم جمع شده است. در جدول ۱ طبقات چهارگانه آلودگی این شاخص شامل کم، متوسط، قابل ملاحظه و خیلی زیاد بر اساس مقادیر C_d ارائه شده است.

$$C_d = \sum_i^n C_f^i \quad (2)$$

جدول ۱- طبقه بندی شاخص های عامل و درجه آلودگی (Hakanson, 1980)

Contamination factor (CF)	Contamination level	Degree of Contamination (Cd)	Soil Quality
$CF \leq 1$	Low	$Cd \leq 6$	Low
$1 \leq CF \leq 3$	Moderate	$6 \leq Cd \leq 12$	Moderate
$3 \leq CF \leq 6$	Considerable	$12 \leq Cd \leq 24$	Considerable
$CF \geq 6$	Very high	$Cd \geq 24$	Very high

۲-۲-۲-۴- شاخص بار آلودگی

شاخص بار آلودگی، سطح آلودگی فلزات سنگین را ارزیابی می کند که توسط رابطه (۴) محاسبه می شود. که در این رابطه n تعداد فلزات و CF عامل آلودگی است. اگر شاخص بار آلودگی بزرگ تر از یک باشد نشان دهنده آلوده و اگر کوچک تر از یک باشد نشان دهنده عدم آلودگی است (Proshad et al., 2017).

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

جدول ۲- طبقه بندی آلودگی فلزات سنگین براساس شاخص درجه آلودگی اصلاح شده (Hakanson, 1980)

Table 2. Classification of Heavy Metal Pollution Based on the Modified Degree of Contamination Index (Hakanson, 1980)

Contamination level	mCd	Contamination level	mCd
very low	<1.5	very high	$8 < mCd < 16$
low	$1.5 < mCd < 2$	extremely high	$16 < mCd < 32$
moderate	$2 < mCd < 4$	ultra-high	>32
high	$4 < mCd < 8$		

زمینه عنصر (غلظت همان عنصر در پوسته زمین و یا غلظت اولیه عناصر در زمانیکه آلودگی وجود نداشته است) می باشد. ضریب عامل K برابر ۱/۵ برای محاسبه تغییرات احتمالی در مقادیر مرجع برای یک فلز معین در محیط زیست و همچنین تأثیرات بسیار کم انسانی استفاده شد. در نهایت از روش Muller (1969) برای طبقه بندی آلودگی خاک توسط شاخص تجمع زمینی استفاده شد (جدول ۳). در این طبقه بندی بالاترین کلاس یعنی کلاس آلودگی ۶ مقادیر عناصر حداقل ۱۰۰ برابر مقادیر مرجع یا زمینه می باشند.

نمی شود. از این رو، غلظت های مرجع به کاررفته الزاماً کمینه آماری داده ها نبوده و بیانگر شرایط طبیعی و زمین زاد خاک در منطقه مورد مطالعه هستند. در نهایت از روش طبقه بندی عامل آلودگی Hakanson (۱۹۸۰) با تعداد چهار طبقه کم، متوسط، قابل ملاحظه و خیلی زیاد برای طبقه بندی سطوح آلودگی خاک برای هر یک از فلزات استفاده شد (جدول ۱).

۲-۲-۲-۳- شاخص درجه آلودگی اصلاح شده

مجموع کل عوامل آلودگی برای تعداد n فلز مختلف تقسیم بر n می شود (Abraham and Parker, 2008). طبقات آلودگی فلزات سنگین براساس این شاخص در جدول ۲ ارائه شده است.

$$mC_d = \frac{\sum_{i=1}^n C_f^i}{n} \quad (3)$$

۲-۲-۲-۵- شاخص تجمع زمینی

شاخص تجمع زمینی شاخص پیشنهاد شده توسط Muller. (1969) است که برای ارزیابی آلودگی فلزات در رسوب می باشد. این شاخص با استفاده از رابطه (۵) محاسبه و در هفت طبقه آلودگی تفکیک می شود (Chandrasekaran et al., 2015). طبقات آلودگی فلزات سنگین براساس این شاخص در جدول ۳ ارائه شده است.

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

در این رابطه I_{geo} شاخص تجمع زمینی، C_n غلظت فلزات سنگین اندازه گیری شده در نمونه خاک مورد بررسی و B_n غلظت پایه یا

جدول ۳- طبقه‌بندی شدت آلودگی بر اساس شاخص تجمع زمینی (Muller, 1969)

Table 3. Classification of pollution intensity based on the geo-accumulation index (Muller, 1969)

Contamination level	No. class	Igeo value	Contamination level	No. class	Igeo value
Unpolluted	0	$I_{geo} \leq 0$	Heavily polluted	4	$3 < I_{geo} < 4$
Unpolluted to moderately polluted	1	$0 < I_{geo} < 1$	Heavily to extremely polluted	5	$4 < I_{geo} < 5$
Moderately polluted	2	$1 < I_{geo} < 2$	Extremely polluted	6	$5 > I_{geo}$
Moderately to heavily polluted	3	$2 < I_{geo} < 3$			

۲-۲-۲-۶- شاخص عامل غنی‌سازی

فاکتور غنی‌سازی (EF) می‌تواند برای تعیین تأثیر فعالیت‌های انسانی به کار رود. شاخص EF عناصر اندازه‌گیری شده در نمونه‌های رسوب را می‌توان با استفاده از معادله زیر محاسبه کرد.

$$EF = \frac{(C_n | C_{ref})}{(B_n | B_{ref})} \quad (6)$$

در این مطالعه، آهن (Fe) به عنوان عنصر مرجع در نظر گرفته شد. در این معادله، C_n غلظت عنصر n در نمونه مورد نظر، C_{ref} غلظت

عنصر مرجع (آهن) در نمونه مورد نظر، B_n مقدار پس‌زمینه عنصر و B_{ref} غلظت پس‌زمینه عنصر مرجع است (Brady et al., 2015; Ferati et al., 2014). بر اساس دامنه تغییرات مقادیر شاخص غنی‌سازی، مطابق با جدول ۴، خاک‌ها در هفت وضعیت آلودگی طبقه‌بندی می‌شوند.

جدول ۴- طبقه‌بندی درجه آلودگی بر اساس شاخص عامل غنی‌سازی (Hakanson, 1980)

Table 4. Classification of contamination degree based on the enrichment factor index (Hakanson, 1980)

Pollution Status	Enrichment Factor (EF)
No enrichment	< 1
Minor enrichment	1-3
Moderate enrichment	3-5
Significant enrichment	5-10
High enrichment	10-25
Very high enrichment	25-50
Extremely high enrichment	>50

۲-۲-۲-۷- شاخص پتانسیل خطر اکولوژیکی و محیطی

شاخص پتانسیل خطر اکولوژیکی اولین بار توسط (Hakanson, 1980) به منظور ارزیابی خطر آلودگی رسوبات به وسیله فلزات سنگین استفاده شد که براساس میزان سمیت فلزات روش‌های اصلاحی در پژوهش‌های پیشین (Yi et al., 2011) و Wang et al. (2015) به کار گرفته شده است. در پژوهش حاضر پتانسیل خطر اکولوژیکی بر اساس روابط (۷) و (۸) محاسبه شد.

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

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

که در آن‌ها E_r^i شاخص پتانسیل خطر اکولوژیکی برای یک آلاینده مشخص i است، T_r^i فاکتور پاسخ سمی هر عنصر است ($Cd=30$ ، $Fe=1$ ، $Mn=1$ ، $Zn=1$ ، $Cu=5$ ، $Ni=5$ ، $Pb=5$) مقدار CF شاخص عامل آلودگی است و RI شاخص خطر می‌باشد (Hakanson., 1980). طبقه‌بندی و تفسیر مقادیر شاخص‌های E_r^i و RI در جدول ۵ ارائه شده است.

جدول ۵- طبقه‌بندی شاخص‌های پتانسیل خطر و میزان خطر اکولوژیکی (Hakanson, 1980)

Table 5. Classification of Ecological Risk Potential and Risk Levels (Hakanson, 1980)

E_r^i value	Ecological risk	RI value	Ecological risk
$E_r^i \leq 40$	Low	$RI \leq 150$	Low
$40 \leq E_r^i \leq 80$	Moderate	$150 \leq RI \leq 300$	Moderate
$80 \leq E_r^i \leq 160$	Appreciable	$300 \leq RI \leq 600$	Considerable
$160 \leq E_r^i \leq 320$	High	$RI \geq 600$	Very high
$E_r^i \geq 320$	Serious	-	-

۲-۲-۳- تجزیه و تحلیل‌های آماری

به‌منظور بررسی تفاوت غلظت فلزات سنگین در کاربری‌های مختلف اراضی و تعیین منشأ احتمالی آن‌ها، مجموعه‌ای از آزمون‌های آماری و چندمتغیره مورد استفاده قرار گرفت. ابتدا داده‌های خام از نظر نرمال بودن با آزمون کولموگروف-اسمیرنوف و شاخص‌های چولگی و کشیدگی بررسی شدند. برای مقایسه میانگین غلظت عناصر در کاربری‌های مرتع، زراعت و باغ، آزمون تحلیل واریانس یک‌طرفه به کار گرفته شد (Zar., 2010). به‌منظور شناسایی الگوهای همبستگی و خوشه‌بندی عناصر، تحلیل مؤلفه‌های اصلی (PCA) با چرخش Varimax و همچنین تحلیل خوشه‌ای سلسله‌مراتبی بر اساس فاصله اقلیدسی و روش Ward انجام شد (Clarke, 1993; Liu et al., 2003). این روش‌ها امکان تفکیک منابع زمین‌زاد و انسان‌زاد فلزات سنگین را فراهم می‌سازند. تمامی تحلیل‌های آماری

با استفاده از نرم‌افزار SPSS v.26 انجام شد. سطح معنی‌داری آزمون‌ها در حد آلفای 0/05 در نظر گرفته شد.

۳- نتایج و بحث

۳-۱- غلظت کل فلزات سنگین خاک و تحلیل آماری تأثیر کاربری اراضی

داده‌های آماری توصیفی غلظت فلزات سنگین (شامل کمترین، بیشترین و میانگین) در کاربری‌های اراضی مرتع، زراعی و باغ در جدول 6 ارائه شده است. تحلیل واریانس یک‌طرفه (ANOVA) به‌منظور ارزیابی تأثیر فاکتور نوع کاربری اراضی بر غلظت فلزات انجام شده است. نتایج این تحلیل‌ها (df و P-Value) و همچنین گروه‌بندی آماری بر اساس آزمون مقایسه میانگین دانکن، در این جدول نیز ارائه شده‌اند.

جدول 6- غلظت فلزات سنگین (میلی گرم بر کیلوگرم) در کاربری‌های مختلف اراضی همراه با نتایج تحلیل واریانس و آزمون دانکن

Table 6. Heavy Metal Concentrations (mg.kg⁻¹) in Different Land-Use Types with ANOVA and Duncan's Test Results

Elements	Land use	Min	Max	Mean	Standard deviation (SD)	Within-groups -df	-Between-groups df	Significance level (P-Value)
Pb	Range	13.00	31.00	19.86	14.28	29	2	0.18
	Agricultural	9.00	73.00	32.38	23.00	29	2	
	Garden	20.00	66.00	31.00	19.90	29	2	
Zn	Range	65.00	118.00	98.29	13.92	29	2	0.66
	Agricultural	79.00	145.00	102.85	14.90	29	2	
	Garden	84.00	106.00	97.80	9.28	29	2	
Ni	Range	49.00	110.00	85.93	15.66	29	2	0.75
	Agricultural	74.00	115.00	87.92	11.23	29	2	
	Garden	66.00	100.00	82.00	13.57	29	2	
Mn	Range	727.00	1395.00	882.14	206.59	29	2	0.27
	Agricultural	631.00	943.00	822.69	88.35	29	2	
	Garden	653.00	905.00	771.40	105.10	29	2	
Cu	Range	17.00	61.00	37.29	13.56	29	2	0.73
	Agricultural	26.00	85.00	38.77	14.51	29	2	
	Garden	28.00	38.00	33.20	4.24	29	2	
Cd	Range	0.05	0.50	0.21	0.16	29	2	0.11
	Agricultural	0.05	0.40	0.22	0.11	29	2	
	Garden	0.05	0.20	0.09	0.03	29	2	
Fe	Range	31828.00	42742.00	38216.50	3776.35	29	2	0.63
	Agricultural	28334.00	44176.00	38238.15	4522.70	29	2	
	Garden	29764.00	42871.00	36066.60	5271.74	29	2	

نتایج نشان داد که غلظت برخی فلزات سنگین تحت تأثیر نوع کاربری اراضی قرار دارد. بیشترین میانگین غلظت کادمیوم (Cd) و مس (Cu) در اراضی زراعی مشاهده شد، در حالی که کمترین مقادیر مربوط به اراضی مرتعی و باغ بود. مقادیر انحراف معیار (SD) نشان‌دهنده تنوع فضایی متوسط تا بالا در داده‌هاست. تحلیل واریانس یک‌طرفه با df بین گروه‌ها برابر با 2 و df درون گروه‌ها برابر با 29 و سطح معناداری (P-Value) نشان داد که اثر نوع کاربری اراضی بر برخی عناصر مانند Cd و Cu معنادار است ($P < 0.05$)، در حالی که عناصر Pb و Zn تفاوت معناداری نداشتند ($P > 0.05$). نتایج آزمون دانکن گروه‌بندی آماری میان کاربری‌ها را مشخص کرد و نشان داد که اراضی زراعی در بسیاری از عناصر با اراضی مرتعی و باغ تفاوت معنی‌دار دارند. بنابراین، ارزیابی اثر کاربری اراضی برای مدیریت و کنترل آلودگی فلزات سنگین ضروری است.

جدول ۷- مقایسه نتایج ارزیابی فلزات سنگین خاک در کاربری های اراضی مختلف طی مطالعه حاضر با پژوهش های پیشین در ایران و سایر کشورها

Table 7- Comparison of heavy metal concentrations ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) of soil in different land uses conducted in this study with those reported worldwide

Location / Land use	Zn	Cu	Ni	Cd	Mn	Fe	Reference
Agricultural	102.85	38.77	87.92	0.22	822.7	38,238	Present study
Garden	97.80	33.20	82.00	0.09	771.4	36,066	
Rangeland	98.29	37.29	85.93	0.21	882.1	38,216	
Kermanshah	74.62	41.21	131.46	—	559.1	25,936	Ahmadi Doabi et al. (2019)
IEQS (Iran)	500	200	110	0.8	—	—	Environmental Protection Organization of Iran (2013)
Tehran (Iran)	217.9	36.1	36.9	0.77	—	—	Hani & Pazira (2011)
Isfahan (Iran)	111.5	35.7	66.2	0.43	649.9	28,000	Esmaceli et al. (2014)
Isfahan (Iran)	23.8	7.0	13.4	2.8	95.7	1,240	Jalali & Hemati (2013)
Shiraz (Iran)	117	96.9	171.4	0.52	—	—	Qishlaqi & Moore (2007)
Argolida basin (Greece)	74.9	74.7	146.8	0.54	1020.5	—	Kelepertzis (2014)
Thiva (Greece)	67	32	1591	—	1010	—	Antibachi et al. (2012)
Dehui (China)	58.9	18.9	20.8	—	—	—	Sun et al. (2013)
Huizhou (China)	57.2	16.7	14.9	0.1	—	—	Cai et al. (2012)
Almeria (Spain)	65.7	25.7	26.9	0.4	—	—	Martin et al. (2013)
Murcia (Spain)*	18.4	11	13.5	0.22	152	—	Acosta et al. (2011)
Alicante (Spain)	52.8	22.5	20.9	0.34	295	—	Micó et al. (2006)
Zagreb (Croatia)	77.9	20.8	49.5	0.66	613	—	Romić & Romić (2003)
Piemonte (Italy)	62.7	58.3	83.2	—	—	—	Facchinelli et al. (2001)

در خاک های منطقه (0.09 mg/kg تا 0.22) پایین بوده و در محدوده یا کمتر از مقادیر گزارش شده در اغلب مطالعات داخلی و خارجی قرار دارد که بیان گر نبود آلودگی قابل توجه کادمیم در منطقه است. از نظر منگنز، مقادیر اندازه گیری شده (mg/kg) $77.9/40$ تا $882.1/14$ بالاتر از مقادیر زمینه ای جهانی، اما کمتر از برخی مناطق یونان و کرواسی گزارش شده است. غلظت آهن در خاک های منطقه مورد مطالعه نیز در محدوده مقادیر گزارش شده برای سایر مناطق ایران قرار داشته و کمتر از مقدار زمینه ای جهانی گزارش شده است (جدول ۷). به طور کلی، مقایسه نتایج این پژوهش با مطالعات پیشین نشان می دهد که خاک های منطقه مورد مطالعه از نظر اغلب فلزات سنگین در محدوده مقادیر گزارش شده در سایر مناطق ایران و جهان قرار دارند. با این حال، غلظت نسبتاً بالای نیکل می تواند نیازمند توجه بیشتر بوده و احتمالاً بیش از آنکه ناشی از فعالیت های انسانی باشد، به شرایط زمین شناسی و ویژگی های طبیعی منطقه مرتبط است.

۳-۳- تحلیل و تفکیک منشأ (بر اساس تحلیل مؤلفه های اصلی)

برای بررسی واریانس و تعیین منشأ عناصر سنگین با تفکیک منابع انسانی و زمین شناسی، از روش تجزیه مؤلفه های اصلی (PCA) استفاده شد. در این فرآیند، پس از اعمال چرخش واریماکس (Varimax Rotation) که برای ساده سازی روابط بین متغیرها

۳-۲- مقایسه نتایج مطالعه حاضر با پژوهش های پیشین در ایران و سایر کشورها

به منظور ارزیابی جایگاه غلظت فلزات سنگین در منطقه مورد مطالعه، نتایج این پژوهش با مقادیر گزارش شده در مطالعات پیشین از مناطق مختلف ایران و سایر نقاط جهان در جدول ۷ مقایسه شد.

بر اساس نتایج، میانگین غلظت روی در خاک های کشاورزی، باغی و مرتعی منطقه به ترتیب 102.85 mg/kg ، 97.80 و 98.29 است که در محدوده مقادیر گزارش شده برای بسیاری از مناطق ایران و جهان قرار داشته و به طور کلی کمتر از مقادیر ثبت شده برای تهران و شیراز، اما قابل مقایسه با مقادیر گزارش شده برای اصفهان، یونان و برخی مناطق اروپایی است. غلظت مس در منطقه مورد مطالعه (38.216 mg/kg تا 38.238) کمتر از مقادیر گزارش شده برای شیراز، Argolida و Piemonte بوده و با بسیاری از مناطق چین و اسپانیا همخوانی دارد. از سوی دیگر، غلظت نیکل در این مطالعه نسبتاً بالا بوده و در هر سه کاربری اراضی (36.066 mg/kg تا 822.7) از مقادیر گزارش شده برای تهران، اصفهان و اغلب مناطق چین و اسپانیا بیشتر است، اما همچنان کمتر از مقادیر بسیار بالای گزارش شده برای Thiva یونان می باشد. این موضوع می تواند نشان دهنده تأثیر عوامل زمین شناسی و منشأ طبیعی نیکل در منطقه باشد. غلظت کادمیم

ضروری است، سه مؤلفه (عامل اصلی) با مقادیر ویژه (Eigenvalues) بزرگ‌تر از یک استخراج شد. نتایج تحلیل مؤلفه‌های اصلی در جدول ۸ ارائه شده است.

جدول ۸- بار عامل چرخش‌یافته حاصل از آزمون تجزیه مؤلفه‌های اصلی فلزات سنگین در حوزه آبخیز پاکل
Table 8: Rotated Factor Loadings of Heavy Metals Result from PCA analysis in the Pakal Watershed

Heavy Metal	Principal Components		
	PC1 (Anthropogenic)	(Geogenic) PC2	(Mixed) PC3
Cd	0.676	-0.113	0.171
Cu	0.687	0.271	0.314
Fe	0.333	0.501	0.726
Mn	-0.031	0.961	-0.054
Ni	0.291	-0.059	0.708
Pb	0.587	0.002	0.500
Zn	-0.002	-0.042	0.851
(Eigenvalue)	2.133	1.267	1.472
Explained Variance (%)	30.47	18.10	21.02
Cumulative Explained Variance (%)	30.47	48.57	69.59

(۰/۸۵۱)، آهن (۰/۷۲۶) و نیکل (۰/۷۰۸) نشان می‌دهد که این مؤلفه ترکیبی از فرآیندهای مختلط است؛ به این معنا که بخشی از تغییرات عناصر تحت کنترل ساختار زمین‌شناسی بوده و بخشی دیگر می‌تواند ناشی از ورودی‌های انسان‌زاد محدود یا پراکنده باشد که این نتایج هم راستا با پژوهش (Saedpanah et al., 2018) می‌باشد. هم‌انباشتگی هم‌زمان روی با آهن و نیکل می‌تواند بیانگر فرایندهای جذب سطحی مشترک، رسوب‌دهی در محیط‌های اکسیدکننده، یا تأثیر نهاده‌های زراعی غنی از روی باشد؛ موضوعی که در چندین پژوهش مشابه مطالعه (Hosseini and Cheraghi, 2025) به‌عنوان ویژگی مناطق با کاربری کشاورزی گزارش شده است. اگرچه عنصر Fe در مؤلفه سوم تحلیل PCA ظاهر شده است، اما این موضوع با نقش آن به‌عنوان عنصر نرمال‌سازی در محاسبه شاخص EF در تعارض نیست. تحلیل PCA بر اساس همبستگی و تغییرپذیری آماری کل مجموعه داده‌ها عمل می‌کند و بارگذاری یک عنصر در یک مؤلفه لزوماً به معنای منشأ انسان‌زاد آن نیست، بلکه نشان‌دهنده هم‌تغییری آن با سایر عناصر در بخشی از داده‌ها است (Keshavarzi, 2019; Silva, 2012). در مقابل، Fe به‌دلیل غلظت بالا، رفتار ژئوشیمیایی پایدار و تحرک‌پذیری بسیار کم تحت شرایط اکسیدکننده خاک‌های سطحی، همچنان یکی از معتبرترین و پرکاربردترین عناصر مرجع برای نرمال‌سازی در شاخص EF محسوب می‌شود (Ustaoglu, 2021). بنابراین، ظاهر شدن Fe در یک مؤلفه مختلط در PCA تنها بیان‌گر نقش دوگانه آن در فرآیندهای زمین‌زاد و تأثیرات سطحی محدود است و این موضوع اعتبار استفاده از Fe به‌عنوان عنصر مرجع را تضعیف نمی‌کند. در واقع، PCA و EF دو رویکرد مکمل هستند. مجموعه این سه مؤلفه نشان می‌دهد که رفتار عناصر سنگین منطقه از یک‌سو تحت تأثیر فرایندهای طبیعی مرتبط با ساختار زمین، کانی‌شناسی و

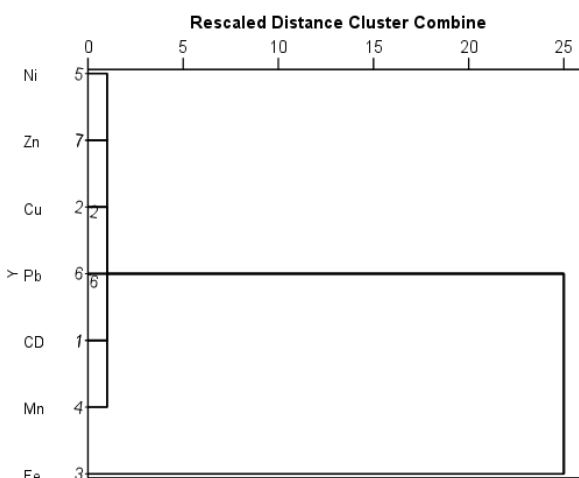
نتایج نشان داد که سه مؤلفه با مقدار ویژه بزرگ‌تر از یک استخراج شد که در مجموع ۶۹/۵۹ درصد از واریانس کل داده‌ها را توضیح می‌دهند و بیانگر آن است که ساختار تغییرات فلزات سنگین منطقه تحت تأثیر چندین فرآیند ژئوشیمیایی و انسان‌زاد است. مؤلفه اول ۳۰/۴۷ درصد از واریانس را به خود اختصاص داده است. این مؤلفه با بارهای عاملی بالا در عناصر کادمیوم (۰/۶۷۶)، مس (۰/۶۸۷) و سرب (۰/۵۸۷) مشخص می‌شود و این هم‌رفتاری عناصر نشان‌دهنده نقش برجسته ورودی‌های انسان‌زاد در کنترل غلظت آن‌هاست. این الگو غالباً از کاربرد مداوم نهاده‌های کشاورزی شامل کودهای فسفاته، آفت‌کش‌ها، فاضلاب‌ها یا رسوبات سطحی ناشی از فعالیت‌های کشاورزی تأثیر می‌پذیرد و مشابه با یافته‌های (Marrugo-Negrete et al., 2017) است که گزارش کردند عناصر مس و کادمیوم معمولاً تحت تأثیر دخالت‌های انسانی و اعمال مدیریتی اراضی زراعی تجمع می‌یابند. همچنین بار عاملی بالای سرب در این مؤلفه می‌تواند ناشی از نفوذ منابع آلودگی مرتبط با فعالیت‌های انسان‌زاد از جمله سوخت‌های فسیلی، ماشین‌آلات کشاورزی یا جابجایی رسوبات سطحی باشد. مؤلفه دوم با ۱۸/۱۰ درصد از واریانس کل، بار عاملی بسیار بالای منگنز (۰/۹۶۱) را نشان می‌دهد که بیانگر ماهیت کاملاً زمین‌زاد این مؤلفه است؛ به‌گونه‌ای که الگوی توزیع منگنز عمدتاً تحت کنترل ساختار زمین‌شناسی، ویژگی‌های سنگ مادر، فرآیندهای تغییرپذیری طبیعی و تحرک‌پذیری محدود این عنصر در محیط خاک قرار دارد. این نتیجه هم‌سو با گزارش‌های (Hosseini and Cheraghi, 2025) است که طی پژوهشی در دشت شازند با تمرکز بر فلزات سنگین و نقشه‌برداری خطر آلودگی، منشأ منگنز را به عوامل ژئوشیمیایی داخلی و وابسته به سنگ مادر نسبت داده‌اند. مؤلفه سوم نیز ۲۱/۰۲ درصد از واریانس را تبیین می‌کند و بارهای عاملی بالا در روی

در نتیجه، الگوی استخراج شده از PCA تصویری جامع از ماهیت دوگانه و چندمنشایی آلودگی فلزی در منطقه ارائه می دهد و اهمیت پایش مداوم و مدیریت کاربری اراضی در کاهش مخاطرات محیط زیستی را برجسته می سازد.

۳-۳- تحلیل خوشه ای سلسله مراتبی و تبیین منشأ عناصر

جهت تأیید الگوهای هم انباشتگی و تفکیک پذیری عناصر که توسط تحلیل مؤلفه های اصلی (PCA) شناسایی شده بودند، تحلیل خوشه ای سلسله مراتبی روی متغیرهای غلظت فلزات سنگین اجرا گردید. دندوگرام حاصل، تفکیک عناصر را در دو خوشه اصلی با منشأ متفاوت نشان داد (شکل ۲).

ویژگی های سنگ مادر است و از سوی دیگر فعالیت های انسان زاد، به ویژه عملیات کشاورزی، نقش مهمی در افزایش غلظت برخی عناصر مانند کادمیوم، مس و سرب دارند. اگرچه نتایج آزمون ANOVA نشان داد که اختلاف غلظت فلزات بین کاربری های مختلف از نظر آماری معنی دار نیست ($P > 0.05$)، این آزمون تنها تفاوت های نسبی بین گروه ها را بررسی می کند و لزوماً نشان دهنده نبود آلودگی مطلق نیست. در مقابل، شاخص های آلودگی نظیر CF، EF و PLI میزان غنی شدگی عناصر نسبت به غلظت زمینه را ارزیابی کرده و می توانند وجود آلودگی انسان زاد را حتی در نبود تفاوت آماری بین کاربری ها نشان دهند. بنابراین، نتایج ANOVA و شاخص های آلودگی مکمل یکدیگر بوده و با هم در تناقض نیستند.



شکل ۲- دندروگرام حاصل از تحلیل خوشه ای سلسله مراتبی (HCA) غلظت فلزات سنگین در خاک های حوزه آبخیز پاکل

Figure 2. Dendrogram of Hierarchical Cluster Analysis (HCA) for heavy metal concentrations in the soils of Pakel Watershed

۳-۴- شاخص های ارزیابی کیفیت خاک

۳-۴-۱- شاخص عامل آلودگی (CF)

برای ارزیابی سطح آلودگی هر فلز به صورت مجزا نسبت به غلظت زمینه، شاخص عامل آلودگی (CF)، در هر سه کاربری زمین محاسبه شد و نتایج آن در جدول ۹ ارائه شد. نتایج (CF) نشان داد که در تمامی کاربری های مورد مطالعه، سرب با مقادیری بین ۱/۴۲ تا ۲/۳۱، بالاترین CF را دارد و در سطح آلودگی متوسط ($1 < CF \leq 3$) طبقه بندی می شود. این امر به وضوح نشان دهنده تأثیر پذیری سرب از فعالیت های انسانی به ویژه در اراضی کشاورزی ($CF = 2.31$) و باغی ($CF = 2.21$) است. پس از آن، فلزاتی مانند مس، آهن، منگنز و روی نیز دارای CF در محدوده آلودگی متوسط (۱/۰۶ تا ۱/۴۳) قرار گرفتند. فلزات آهن حدود ۱/۱۳ تا ۱/۲۰ و منگنز حدود ۱/۰۶

خوشه اول (آنتروپژنیک-مختلط) شامل سرب، کادمیوم، مس، روی و نیکل است که نشان دهنده هم رفتاری ژئوشیمیایی قوی و تأثیر غالب ورودی های انسان زاد بر غلظت آن ها می باشد؛ در مقابل، خوشه دوم (زمین زاد) شامل آهن و منگنز است که در بالاترین سطح فاصله به خوشه اول می پیوندند. این فاصله نشان دهنده منشأ ژئوشیمیایی این عناصر دارد و تأیید می کند که چرخه آهن و منگنز تحت کنترل ساختار طبیعی و کانی شناسی سنگ مادر است. این الگوی خوشه بندی، ساختار دوگانه PCA را تأیید کرده و نشان می دهد که الگوی ژئوشیمیایی منطقه به روشنی به دو گروه اصلی (طبیعی و انسانی) تقسیم می شود.

تا (۱/۲۱) که عمدتاً منشأ زمین زاد دارند، آستانه $CF=1$ را با اندکی تجاوز عبور کرده اند. در مقابل، فلز کادمیوم در تمام کاربری ها بین ۰/۲۳ تا ۰/۵۵ و نیکل در کاربری باغ ($CF=1.00$) با $CF \leq 1$ ، در سطح آلودگی پایین قرار گرفتند.

جدول ۹- شاخص عامل آلودگی (CF) فلزات سنگین در خاک های سطحی بر اساس کاربری اراضی و طبقه بندی کیفی آلودگی
Table 9. Contamination Factor (CF) of Heavy Metals in Surface Soils Based on Land-Use Types and Their Qualitative Pollution Classification

Heavy Metal	Range		Agriculture		Garden	
	CF	Contamination level	CF	Contamination level	CF	Contamination level
Cd	0.53	Low	0.55	Low	0.23	Low
Cu	1.38	Moderate	1.43	Moderate	1.25	Moderate
Fe	1.20	Moderate	1.20	Moderate	1.13	Moderate
Mn	1.21	Moderate	1.13	Moderate	1.06	Moderate
Ni	1.05	Moderate	1.07	Moderate	1.00	Low
Pb	1.42	Moderate	2.31	Moderate	2.21	Moderate
Zn	1.16	Moderate	1.21	Moderate	1.15	Moderate

(۱/۰۵) اندکی بالاتر از مقدار آستانه بوده و بیانگر آلودگی این دو کاربری است، در حالی که اراضی باغی با مقدار PLI برابر ۰/۹۴ همچنان در رده غیر آلوده قرار دارند. بر این اساس، اراضی کشاورزی با مقادیر بالاتر شاخص درجه آلودگی (۹/۷۷) و شاخص بار آلودگی (۱/۱۵) بیشترین درجه و بار آلودگی را در منطقه مورد مطالعه به خود اختصاص داده اند در مقابل شاخص درجه آلودگی اصلاح شده (mCd) در هر سه کاربری حدود (۱/۱۳ تا ۱/۴۰) را نشان داد که در رده آلودگی بسیار پایین قرار می گیرد و بیانگر توزیع یکنواخت تر آلودگی در میان عناصر است.

۳-۴-۲- ارزیابی عامل آلودگی و درجه آلودگی تجمعی (شاخص Cd و PLI)

به منظور ارزیابی آلودگی کلی و تجمعی خاک ها، شاخص های درجه آلودگی (Cd)، شاخص درجه آلودگی اصلاح شده (mCd) و شاخص بار آلودگی (PLI) محاسبه و نتایج آن در جدول ۱۰ ارائه شد. نتایج شاخص درجه آلودگی (Cd) نشان داد که مقادیر آن در هر سه کاربری بازه بین ۷/۹۳ تا ۹/۷۷ قرار داشته و همگی در محدوده درجه آلودگی متوسط ($6 < Cd \leq 12$) طبقه بندی می شوند. تحلیل شاخص بار آلودگی (PLI) تفاوت مشخصی را میان کاربری ها نشان داد. به طوری که مقادیر PLI در اراضی کشاورزی (۱/۱۵) و مرتعی

جدول ۱۰- نتایج شاخص های تجمعی آلودگی خاک (Cd ، mCd و PLI) بر اساس کاربری اراضی و طبقه بندی کیفی آن ها
Table 10. Results of Soil Pollution Composite Indices (Cd , mCd , and PLI) Based on Land-Use Types and Their Qualitative Classification

Index	Range		Agriculture		Garden	
	Value	Contamination level	Value	Contamination level	Value	Contamination level
Cd (Degree of Contamination)	8.24	Moderate	9.77	Moderate	7.93	Moderate
mCd (Modified Degree of Contamination)	1.18	Very low	1.40	Very low	1.13	Very low
PLI (Pollution Load Index)	1.05	Polluted	1.15	Polluted	0.94	Polluted

مقادیر پایین تر شاخص های تجمعی در اراضی باغی را می توان به شیوه مدیریت متفاوت، وجود پوشش گیاهی دائمی و کاهش شدت عملیات زراعی نسبت داد؛ موضوعی که با نتایج Dong et al. (2021) همخوانی دارد. در مجموع، نوع کاربری اراضی عامل تعیین کننده ای در وضعیت آلودگی تجمعی خاک منطقه بوده و اراضی کشاورزی در شرایط حساس تری نسبت به سایر کاربری ها قرار دارند، همان گونه که توسط Zhang et al. (2025) نیز تأکید شده است.

بالاتر بودن مقادیر شاخص های Cd و PLI در اراضی کشاورزی نسبت به سایر کاربری ها، نشان دهنده نقش فعالیت های انسان زاد و نوع بهره برداری از زمین در افزایش تجمع فلزات سنگین در خاک است که توسط Liu et al. (2023) گزارش شده است. همچنین، مصرف مداوم نهاده های شیمیایی در اراضی زراعی به عنوان یکی از عوامل مؤثر در افزایش تدریجی بار آلودگی فلزات سنگین معرفی شده است که توسط Wan et al. (2024) تأیید شده است. در مقابل،

۳-۴-۳- شاخص تجمع زمینی (Igeo)

اعتبار این روش با یافته‌های مقاله حاضر نیز هم‌سو است، علیرغم اعمال این معیار سخت‌گیرانه، نتایج Igeo برای غالب عناصر در کلاس غیرآلوده ($Igeo < 0$) باقی ماند، که غلبه کنترل زمین‌زاد را تأیید نمود (جدول ۱۱).

شاخص‌های زمین‌شیمیایی نظیر Igeo بر اساس غلظت‌های پایه منطقه‌ای تعیین شده از نمونه‌های مرجع اراضی بکر محاسبه شدند. این روش یک مقیاس مرجع دقیق و محافظه‌کارانه را برای مشاهده‌ی اولین نشانه‌های غنی‌شدگی انسان‌زاد فراهم می‌آورد.

جدول ۱۱- شاخص‌های زمین‌شیمیایی شامل عامل غنی‌سازی (EF) و شاخص تجمع زمینی (Igeo) فلزات سنگین به تفکیک کاربری اراضی.

Table 11. Geochemical Indices Including Enrichment Factor (EF) and Geo-accumulation Index (Igeo) of Heavy Metals across Different Land-Use Types

Heavy Metal	Land use	EF	Pollution Status	Igeo	Contamination level
Cd	Range	0.44	No enrichment	-1.52	Unpolluted
	Agricultural	0.45	No enrichment	-1.45	Unpolluted
	Garden	0.21	No enrichment	-2.74	Unpolluted
Cu	Range	1.14	Minor enrichment	-0.12	Unpolluted
	Agricultural	1.18	Minor enrichment	-0.06	Unpolluted
	Garden	1.09	Minor enrichment	-0.29	Unpolluted
Fe	Range	1	Minor enrichment	-0.32	Unpolluted
	Agricultural	1	Minor enrichment	-0.32	Unpolluted
	Garden	1	Minor enrichment	-0.40	Unpolluted
Mn	Range	1.02	Minor enrichment	-0.31	Unpolluted
	Agricultural	0.95	No enrichment	-0.41	Unpolluted
	Garden	0.94	No enrichment	-0.50	Unpolluted
Ni	Range	0.87	No enrichment	-0.52	Unpolluted
	Agricultural	0.90	No enrichment	-0.48	Unpolluted
	Garden	0.88	No enrichment	-0.58	Unpolluted
Pb	Range	1.18	Minor enrichment	-0.09	Unpolluted
	Agricultural	1.89	Minor enrichment	0.62	Unpolluted to moderate
	Garden	2.09	Minor enrichment	0.56	Unpolluted to moderate
Zn	Range	0.95	Minor enrichment	-0.38	Unpolluted
	Agricultural	1.00	Minor enrichment	-0.31	Unpolluted
	Garden	1.01	Minor enrichment	-0.38	Unpolluted

فلز سرب در کاربری مرتع (۰/۰۹-) که کمتر تحت تأثیر فعالیت‌های انسانی است، همچنان در رده غیر آلوده باقی مانده است.

۳-۴-۴- شاخص عامل غنی‌سازی (EF)

به‌منظور تعیین سهم ورودی‌های انسان‌زاد (آنتروپوژنیک) شاخص عامل غنی‌سازی (EF) محاسبه و نتایج آن برای کاربری‌های اراضی و فلزات مختلف، در جدول ۱۱ ارائه شد. یافته‌ها حاکی از آن بود که برای اکثریت فلزات شامل کادمیم، نیکل، منگنز در کاربری کشاورزی و باغ و روی در مرتع و کشاورزی در محدوده فاقد غنی‌سازی ($EF \leq 1$) قرار گرفت. این مقادیر، که نشان‌دهنده مطابقت تقریباً کامل با ترکیب پس‌زمینه طبیعی است، بر کنترل فرآیندهای ژئوشیمیایی منطقه بر غلظت این عناصر تأکید دارد. در مقابل، چهار فلز سرب، مس، منگنز، روی دارای EF اندکی بیشتر از یک بودند که آن‌ها را در رده غنی‌شدگی کم ($1 < EF \leq 3$) قرار می‌دهد. این غنی‌شدگی‌ها به‌ویژه در مس در هر سه کاربری، منگنز در مرتع و روی در باغ مشاهده شد. این غنی‌شدگی‌های ناچیز ممکن است ناشی از تغییرات جزئی در ترکیب کانی‌شناسی زمین‌زاد یا آغاز تأثیرات نامحسوس انسان‌زاد باشند. بالاترین میزان غنی‌شدگی در

نتایج شاخص تجمع زمینی (Igeo) برای ارزیابی میزان انباشتگی فلزات نسبت به غلظت‌های پس‌زمینه نشان داد که اغلب عناصر در رده غیر آلوده طبقه‌بندی می‌شوند. به این ترتیب، مقادیر Igeo برای تمامی فلزات، به‌جز سرب در دو کاربری، دارای مقادیر منفی بوده و در رده غیر آلوده قرار دارند. این نتیجه تأیید می‌کند که آلودگی زمین‌زاد بر آلودگی انسان‌زاد برتری داشته و غلظت فلزات هنوز پایین‌تر از آستانه خطر انباشتگی است. تنها استثناء قابل توجه مربوط به Igeo سرب در اراضی کشاورزی (۰/۶۲) و باغ (۰/۵۶) بود که در محدوده $0 < Igeo \leq 1$ قرار گرفته و در رده غیر آلوده تا آلودگی متوسط (کلاس ۱) طبقه‌بندی شدند که Hosseini and (2025) و Cheraghi. در پژوهش خود شاخص زمین‌انباشتگی برای سرب را نیز در این رده گزارش کردند. این یافته، در کنار EF بالای سرب، به‌عنوان یک هشدار علمی، نشان می‌دهد که اگرچه آلودگی گسترده نیست، فلز سرب در نواحی تحت کشت و کار به میزان متوسطی انباشت یافته و شایسته توجه و پایش بیشتر است. در مقابل، Igeo

بحرانی نرسیده است. با این حال، تحلیل میزان مشارکت فلزات در خطر تجمعی، یک نابرابری شدید را آشکار می سازد و دو عنصر کادمیم و سرب را برجسته می کند. کادمیم به عنوان بحرانی ترین عنصر در مجموعه داده شناسایی شد. با وجود CF متوسط، به دلیل برخورداری از بالاترین عامل سمیت ($T_r^I = 30$)، دارای بالاترین Eri (۱۶/۴۴ در کشاورزی) است. این یافته تأکید می کند که حتی غلظت های اندک کادمیم نیز پتانسیل خطر اکولوژیکی بالایی دارند و پایش این عنصر صرفاً بر اساس غلظت فیزیکی، می تواند خطر را دست کم بگیرد. پس از آن، سرب قرار دارد که با Er (۱۱/۵۷ در کشاورزی)، بیشترین سهم را در خطر فردی ایفا می کند. این پتانسیل خطر، مستقیماً با انباشتگی انسان زاد تأیید شده در تحلیل های EF (غنی شدگی کم) و Igeo (غیر آلوده تا متوسط) همبستگی قوی دارد. این همبستگی نشان می دهد که فعالیت های کشاورزی و شهری، به ویژه در کاربری کشاورزی و باغ، موجب افزایش خطر بیولوژیکی ناشی از سرب شده اند. در نهایت، فلزاتی نظیر آهن، منگنز، روی، مس و نیکل با مقادیر Eri بسیار پایین (نزدیک به ۱ تا ۷)، ریسک اکولوژیکی ناچیزی دارند و تأثیر آن ها در خطر کل، حاشیه ای است.

کل مجموعه داده به فلز سرب اختصاص دارد، به ویژه در کاربری های باغ (۲/۰۹) و کشاورزی (۱/۸۹) (جدول ۱۱). اگرچه این مقادیر از نظر طبقه بندی در رده غنی شدگی کم باقی می ماند، اما به وضوح نشان می دهند که سرب در مقایسه با سایر فلزات، بیشترین میزان انباشت را از منابع انسان زاد مانند آلودگی ناشی از احتراق سوخت های حاوی سرب در گذشته یا استفاده از نهاده های آلوده تجربه کرده است. این یافته ها مشابه با نتایج گزارش شده توسط Yun and Son. (2024) است. پژوهش آن ها نیز نشان داد سرب اغلب بالاترین میزان غنی شدگی را در خاک های کشاورزی و باغی نشان می دهد که عمدتاً ناشی از منابع انسان زاد است.

۳-۴-۵- پتانسیل خطر اکولوژیکی فردی (Eri)

شاخص Eri با اعمال عامل سمیت (T_r^I) به عامل آلودگی (CF)، شدت خطر بیولوژیکی هر فلز را تعیین می کند. نتایج این شاخص در جدول ۱۲ ارائه شده است. نتایج نشان داد که مقادیر Eri برای تمامی فلزات در هر سه کاربری زمین، به وضوح در رده خطر پایین (کمتر از آستانه ۴۰) قرار گرفت. این موضوع تأکید می کند که هیچ کدام از عناصر به تنهایی، یک تهدید شدید و فوری برای اکوسیستم منطقه محسوب نمی شوند و میزان انباشتگی سمی آن ها هنوز به سطح

جدول ۱۲- نتایج پتانسیل خطر فردی (E_r^I) و شاخص پتانسیل خطر اکولوژیکی (RI) فلزات سنگین در کاربری های مختلف زمین

Table 12. Individual Potential Ecological Risk (Eri) and Ecological Risk Index (RI) of Heavy Metals Across Different Land Uses

Heavy Metal	Range		Agriculture		Garden		Toxic Response Factor (T_r^I)
	E_r^I	Ecological risk	E_r^I	Ecological risk	E_r^I	Ecological risk	
Cd	15.54	Low	16.44	Low	6.75	Low	30
Cu	6.90	Low	7.18	Low	6.15	Low	5
Fe	1.20	Low	1.20	Low	1.13	Low	1
Mn	1.21	Low	1.13	Low	1.06	Low	1
Ni	5.24	Low	5.36	Low	5.00	Low	5
Pb	7.09	Low	11.57	Low	11.07	Low	5
Zn	1.14	Low	1.20	Low	1.14	Low	1
RI	38.33	Low	44.08	Moderate	32.30	Low	-

طبقه بندی می شوند. این نتیجه نتیجه گیری اصلی بخش های قبلی را تأیید می کند که آلودگی فلزات سنگین در منطقه مورد مطالعه تهدیدی گسترده و جدی برای سلامت اکولوژیک محسوب نمی شود. بالاترین RI در کاربری کشاورزی ($RI=44.08$) مشاهده شد که نشان دهنده آن است که مدیریت کاربری زمین و نهاده های کشاورزی، عامل اصلی تعیین کننده ریسک نسبی در منطقه است.

۳-۴-۶- پتانسیل خطر اکولوژیکی کل (RI)

نتایج شاخص خطر اکولوژیکی کل (RI)، که ارزیابی نهایی خطر تجمعی است، در جدول ۱۲ ارائه شد. یافته ها نشان داد که شاخص برای هر سه کاربری زمین مقادیر بسیار پایینی (۳۲/۳۰ تا ۴۴/۰۸) را نشان داده است. این مقادیر به مراتب پایین تر از آستانه خطر (۱۵۰) قرار دارند و همگی در رده خطر اکولوژیک پایین

۴- نتیجه گیری

این پژوهش به طور جامع وضعیت آلودگی فلزات سنگین در خاک های سطحی زیرحوضه بالادست پاکل و تأثیر کاربری های مختلف اراضی را بررسی کرد. مقایسه با مطالعات پیشین نشان داد که به جز نیکل، غلظت سایر فلزات سنگین در خاک های منطقه مورد مطالعه با مقادیر گزارش شده در ایران و جهان همخوانی داشته و عمدتاً در محدوده طبیعی قرار دارند. دیگر یافته ها نشان داد که عناصر انسان زاد شامل Zn، Cu، Cd، Pb و Ni نسبت به سایر عناصر حساسیت بیشتری به فعالیت های انسانی دارند و شاخص های EF، CF و PLI سطح آلودگی متوسط در اراضی کشاورزی و مرتع را نشان دادند، در حالی که باغ ها کمتر تحت تأثیر قرار گرفتند. تحلیل های چندمتغیره (PCA و خوشه بندی) تسلط منابع زمین زاد در توزیع Fe و Mn و نقش ترکیبی عوامل طبیعی و انسانی در توزیع سایر عناصر را آشکار ساخت. این یافته ها نشان می دهد که عوامل طبیعی کنترل کننده اصلی توزیع فلزات هستند، اما اثرات تجمعی فعالیت های انسانی، به ویژه در اراضی کشاورزی، قابل توجه است. با این حال، نمونه برداری تنها از لایه سطحی خاک (۳۰-۰ سانتی متر) انجام شد، تعداد نمونه ها محدود و داده ها تنها مربوط به یک بازه زمانی مشخص هستند، بنابراین تغییرات فصلی و سالانه آلودگی بررسی نشده است. همچنین، ارزیابی قابلیت دسترسی زیستی فلزات و داده های زمینه طبیعی عناصر می تواند با مطالعات طولانی مدت و گسترده تر تکمیل شود. با توجه به این محدودیت ها، مطالعات آینده بهتر است شامل افزایش تعداد و عمق نمونه ها، تلفیق تحلیل های ژئوشیمیایی با مدل های انتقال آلاینده، بررسی قابلیت دسترسی زیستی فلزات و ارزیابی ریسک انسانی و اکولوژیکی باشد. همچنین، انجام مقایسه میان مناطق بالادست و پایین دست و تحلیل دقیق سنگ مادر و منابع ورودی کشاورزی می تواند به درک بهتر روند تجمع آلودگی کمک کند. در مجموع، این پژوهش نشان می دهد که حتی زیرحوضه های بالادست با فشار انسانی کمتر نیز ممکن است تحت تأثیر تجمع فلزات انسان زاد قرار گیرند و اقدامات پیشگیرانه و پایش مستمر برای حفظ کیفیت خاک و سلامت اکوسیستم ضروری است. یافته های این مطالعه می تواند به عنوان مرجع غلظت زمینه محلی برای ارزیابی آلودگی های آینده و تدوین سیاست های مدیریتی کاربردی مورد استفاده قرار گیرد.

سپاس گذاری

بدین وسیله از دانشگاه کاشان و اداره کل منابع طبیعی و آبخیزداری استان مرکزی به دلیل پشتیبانی های مادی، فنی و معنوی سپاسگزاری به عمل می آید.

تضاد منافع نویسندگان

نویسندگان این مقاله اعلام می دارند که هیچ گونه تضاد منافی در خصوص نگارش و انتشار مطالب و نتایج این پژوهش وجود ندارند.

دسترسی به داده ها

تمام داده های تولید شده در متن مقاله حاضر ارائه شده است.

مشارکت نویسندگان

فروزان آذرینوند: روش کار، تجزیه و تحلیل و بررسی، منابع، نگارش پیش نویس اصلی؛ ویرایش و بازبینی مقاله؛ **ابراهیم امیدوار:** مفهوم سازی، راهنمایی، تجزیه و تحلیل و بررسی، ویرایش و بازبینی مقاله؛ **حمید غلامی:** روش کار، تجزیه و تحلیل و بررسی، ویرایش و بازبینی مقاله.

منابع

- افشاری، علی، خادمی، حسین و حجتی، سعید. (۱۳۹۴). ارزیابی پتانسیل خطرپذیری آلودگی فلزات سنگین در خاک های مرکزی استان زنجان بر اساس شاخص های آلودگی. *پژوهش های حفاظت آب و خاک*. ۲۲(۶)، ۴۰-۲۱. doi: 20.1001.1.23222069.1394.22.6.2.4
- حسینی، سمیه، و چراغی، مهدی (۱۴۰۴). بررسی آلودگی خاک دشت شازند با فلزات سنگین و تهیه نقشه آلودگی خاک با استفاده از کریگینگ شاخصی. *مدیریت خاک و تولید پایدار*، ۱۴(۴)، ۹۷-۱۱۴. doi: 10.22069/EJSMS.2025.22052.2130
- صابری، عارف، وهاب زاده کبریا، قربان، حجتی، سیدمحمد، موسوی، سیدرمضان (۱۴۰۲). تأثیر معدن کاری زغال سنگ بر انباشت سرب و روی و پراکنش مکانی آن ها در خاک سطحی منطقه کارمزد. *مدل سازی و مدیریت آب و خاک*، ۳(۳)، ۵۶-۷۱. doi: 10.22098/mmws.2022.11395.1128
- عباسی کلو، آیدا (۱۴۰۳). ارزیابی خطر اکولوژیکی پتانسیل و شاخص جامع آلودگی فلزات سنگین در اطراف برخی واحدهای صنعتی در دشت اردبیل. *مدل سازی و مدیریت آب و خاک*، ۱۲(۴)، ۴۵-۳۰. doi: 10.30466/asr.2025.55090.1838
- عنایت، اکرم، عین الهی پیر، فاطمه، پاکزاد توچایی، ساحل، و عرفانی، ملیحه (۱۴۰۳). سنجش و پهنه بندی غلظت فلزات سنگین در آب چاهک های امتداد رودخانه سیستان از نقطه صفر مرزی تا تالاب بین المللی هامون. *مدل سازی و مدیریت آب و خاک*، ۱۴(۱)، ۵۲-۶۹. doi: 10.22098/mmws.2023.12096.1215
- نصریان، امیر، اکبری، مهدی، فریدحسینی، آرش، و نعمت اللهی، احسان (۱۴۰۱). پایش فضایی-زمانی تغییرات آب های

doi: 20.1001.1.23222069.1393.21.6.13.8

زیرزمینی بر شدت بیابان‌زایی در اراضی کشاورزی دشت درگز، استان خراسان رضوی. مهندسی اکوسیستم بیابان، ۲۱(۷)، ۷۵-۹۰.

References

- Aadiwal, V., Meher, K., Kalidhas, A. M., & Mishra, A. K. (2025). Spatial Modeling of Soil Salinity and Its Impact on Nutrient Availability and Agricultural Productivity. *Natural and Engineering Sciences*, 10(1), 312-324. doi:10.28978/nesciences.1648720
- Abbasi-Kalo, A. (2025). Evaluation of Potential Ecological Risk and Comprehensive Pollution Index of Heavy Metals around some Industrial units at Ardabil Plain. *Applied Soil Research*, 12(4), 30-45. doi: 10.30466/asr.2025.55090.1838 [In Persian]
- Abraham, G. M. S., & Parker, R. J. (2008). Assessment of heavy metal enrichment factors and the degree of contamination in marine sediments from Tamaki Estuary, Auckland, New Zealand. *Environmental monitoring and assessment*, 136(1), 227-238. doi:10.1007/S10661-007-9678-2
- Acosta JA, Faz A, Martínez-Martínez S, Arocena JM (2011) Enrichment of metals in soils subjected to different land uses in a typical Mediterranean environment (Murcia City, southeast Spain). *Appl Geochem*, 26:405-414. doi:10.1016/j.apgeochem.2011.01.023
- Adigun, O. J., & Odeleye, D. A. (2025). The devastating consequences of environmental pollution on human health. *British Journal of Multidisciplinary and Advanced Studies*, 6(1), 37-46. doi:10.37745/bjmas.2022.04230
- Afshari, A., Khademi, H. and Hojjati, S. (2016). Assessment of Heavy Metals Pollution Risk in Soils of Central Zanjan Province Based on Pollution Indices. *Journal of Water and Soil Conservation*, 22(6), 21-40. doi: 20.1001.1.23222069.1394.22.6.2.4 [In Persian]
- Agyeman, P. C., John, K., Kebonye, N. M., Borůvka, L., Vašát, R., Drábek, O., & Němeček, K. (2021). Human health risk exposure and ecological risk assessment of potentially toxic element pollution in agricultural soils in the district of Frydek Mistek, Czech Republic: a sample location approach. *Environmental Sciences Europe*, 33(1), 137. doi:10.1186/s12302-021-00577-w
- Ahmadi Doabi, S., Karami, M., & Afyuni, M. (2019). Heavy metal pollution assessment in agricultural soils of Kermanshah province, Iran. *Environmental Earth Sciences*, 78(3), 70.
- Akhand, K. K., Singh, Y. V., Bharteey, P. K., Kumar, R., Singh, K., Bahuguna, A., & Meena, R. (2024). Assessment of Soil Quality of Different Villages in Chauth Ka Barwara Block in Sawai Madhopur District, Rajasthan. *Environment and Ecology*, 42(4B), 1843-1852. doi:10.60151/envec/ucpi2827
- Anaya-Raymundo, M. A., Ruiz-Janje, A., Blas-Montenegro, L. P., Angulo-Valdivia, R. M., & De la Cruz Cámara, D. P. (2025). Origen, distribución y dinámica de metales pesados en suelos agrícolas: implicaciones edáficas y ambientales. *Manglar*, 22(2), 287-301.
- Antibachi D, Kelepertzis E, Kelepertsis A (2012) Heavy metals in agricultural soils of the Mouriki-Thiva area (central Greece) and environmental impact implications. *Soil & Sediment Contamination*, 21:434-450. doi:10.1080/15320383.2012.672493
- Bai, L. Y., Zeng, X. B., Li, L. F., Chang, P. E. N., & Li, S. H. (2010). Effects of land use on heavy metal accumulation in soils and sources analysis. *Agricultural Sciences in China*, 9(11), 1650-1658. doi:10.1016/S1671-2927(09)60262-5
- Blaser, P., Zimmermann, S., Luster, J., & Shotyk, W. (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. doi:10.1016/S0048-9697(99)00522-7
- Brady, J. P., Ayoko, G. A., Martens, W. N., & Goonetilleke, A. (2014). Enrichment, distribution and sources of heavy metals in the sediments of Deception Bay, Queensland, Australia. *Marine pollution bulletin*, 81(1), 248-255. doi:10.1016/j.marpolbul.2014.01.031
- Busse, M. D., Sanchez, F. G., Ratcliff, A. W., Butnor, J. R., Carter, E. A., & Powers, R. F. (2009). Soil carbon sequestration and changes in fungal and bacterial biomass following incorporation of forest residues. *Soil Biology and Biochemistry*, 41(2), 220-227. doi:10.1016/J.SOILBIO.2008.10.012
- Cai L, Xu Z, Ren M, Guo Q, Hu X, Hu G, Wan H, Peng P (2012). Source identification of eight hazardous heavy metals in agricultural soils of Huizhou, Guangdong Province, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 78:2-8. doi:10.1016/j.ecoen.2011.07.004
- Chandrasekaran, A., Ravisankar, R., Harikrishnan, N., Satapathy, K. K., Prasad, M. V. R., & Kanagasabapathy, K. V. (2015). Multivariate statistical analysis of heavy metal concentration in soils of Yelagiri Hills, Tamilnadu, India—Spectroscopical approach. *Spectrochimica Acta Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy*, 137, 589-600. doi:10.1016/j.saa.2014.08.093
- Chen, S., Zhang, X., Lin, J., Huang, J., Zhao, D., Yuan, T., ... & Xie, L. (2019). Fugitive road dust

- PM2. 5 emissions and their potential health impacts. *Environmental Science & Technology*, 53(14), 8455-8465. doi:10.1021/acs.est.9b00666
- Chen, Y., Shi, W., Aihemaitijiang, G., Zhang, F., Zhang, J., Zhang, Y., ... & Li, J. (2025). Hyperspectral inversion of heavy metal content in farmland soil under conservation tillage of black soils. *Scientific Reports*, 15(1), 354. doi:10.1038/s41598-024-83479-0
- Clarke, K.R. (1993). Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18(1), 117-143. doi:10.1111/J.1442-9993.1993.TB00438.X
- Dahaina, D. C., Mbaigane, J. C. D., Ouanmini, B., & Tsamo, C (2024). Physico-Chemical Properties of Soils from Diguel and Koudalwa Tchad, and Phytoremediation Potentials of Acasia and Kinkeliba Plants in Removing Cr and Cu from These Soils. doi:10.17265/2162-5298/2024.05.003
- Donald, A. N., Raphael, P. B., Olumide, O. J., & Amarachukwu, O. F. (2022). The synopsis of environmental heavy metal pollution. *American Journal of Environmental Science*, 18, 125-134. doi:10.3844/ajessp.2022.125.134
- Dong, H., Zhao, J., & Xie, M. (2021). Heavy metal concentrations in orchard soils with different cultivation durations and their potential ecological risks in Shaanxi province, northwest China. *Sustainability*, 13(9), 4741. doi:10.3390/SU13094741
- Du, W., Zeng, P., Yu, S., Liu, F., & Sun, P. A. (2025). Distribution, risk assessment, and quantitative source analysis of soil heavy metals in a typical agricultural city of east-central China. *Land*, 14(1), 66. doi:10.3390/land14010066
- Enayat, A., Einollahipeer, F., Pakzad Tochaie, S., & Erfani, M. (2024). Survey and zoning the concentration of heavy metals in water of wells along the Sistan River from zero point border to Hamoun International Wetland. *Water and Soil Management and Modeling*, 4(1), 52-69. doi:10.22098/mmws.2023.12096.1215 [In Persian]
- Environmental Protection Organization of the Islamic Republic of Iran (2013) Environmental Quality Standard (EQS) for agricultural soils.
- Esmacili, A., Moore, F., Keshavarzi, B., Jaafarzadeh, N., & Kermani, M. (2014). A geochemical survey of heavy metals in agricultural and background soils of the Isfahan industrial zone, Iran. *Catena*, 121, 88-98. doi:10.1016/j.catena.2014.05.003
- Facchinelli A, Sacchi E, Mallen L (2001) Multivariate statistical and GIS-based approach to identify heavy metal sources in soils. *Environmental pollution*, 114 (3), 313-324. doi:10.1016/S0269-7491(00)00243 -8
- Ferati, F., Kerolli-Mustafa, M., & Kraja-Ylli, A. (2015). Assessment of heavy metal contamination in water and sediments of Trepça and Sitnica rivers, Kosovo, using pollution indicators and multivariate cluster analysis. *Environmental monitoring and assessment*, 187(6), 338. doi:10.1007/s10661-015-4524-4
- Fu, B., Chen, L., Ma, K., Zhou, H., & Wang, J. (2000). The relationships between land use and soil conditions in the hilly area of the loess plateau in northern Shaanxi, China. *Catena*, 39(1), 69-78. doi:10.1016/S0341-8162(99)00084-3
- Galuszka, A. (2007). A review of geochemical background concepts and an example using data from Poland. *Environmental geology*, 52(5), 861-870. Doi: 10.1007/s00254-006-0528-2
- Ghadimi F. 2014. Assessment of heavy metals contamination in urban topsoil from Arak industrial City, Iran. *Journal of Tethys*, 2(3): 196-209.
- Gorham, C., Lavery, P., Kelleway, J. J., Salinas, C., & Serrano, O. (2021). Soil carbon stocks vary across geomorphic settings in Australian temperate tidal marsh ecosystems. *Ecosystems*, 24(2), 319-334. doi:10.1007/s10021-020-00520-9
- Hakanson, L. (1980). An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water research*, 14(8), 975-1001.
- Hani A, Pazira E (2011). Heavy metals assessment and identification of their sources in agricultural soils of Southern Tehran, Iran. *Environmental Monitoring and Assessment*, 176:677-691. doi:10.1007/s10661-010-1612-3.
- He, M., Chen, B., Wang, H., & Hu, B. (2019). Microfluidic chip-inductively coupled plasma mass spectrometry for trace elements and their species analysis in cells. *Applied Spectroscopy Reviews*, 54(3), 250-263.
- Hosseini, S., & Cherghi, M. (2025). Investigation of soil pollution Shazand plain with heavy metal and preparing a soil pollution map using indicator kriging. *Journal of Soil Management and Sustainable Production*, 14(4), 97-114. doi:10.22069/EJSMS.2025.22052.2130. [In Persian]
- Hu, W., Chen, Y., Huang, B., & Niedermann, S. (2014). Health risk assessment of heavy metals in soils and vegetables from a typical greenhouse vegetable production system in China. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 20(5), 1264-1280. doi:10.1080/10807039.2013.831267
- Jalali M, Hemati N (2013) Chemical fractionation of seven heavy metals (Cd, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, and Zn) in selected paddy soils of Iran. *Paddy and Water Environment*, 11:299-309. doi:10.1007/s10333-012-0320-8
- Kassie, A. A., Fetene, E. M., & Tilahun, Z. A. (2025). Effect of land use types on selected soil

- properties in the Asabla watershed, northern highlands of Ethiopia. *Soil Use and Management*, 41(1), e70035. doi:10.1111/sum.70035
- Kelepertzis E (2014) Accumulation of heavy metals in agricultural soils of Mediterranean: insights from Argolida basin. Pelopon- nese Greece *Geoderma*, 221:82–90. doi:10.1016/j.geoderma.2014.01.007
- Keshavarzi, A., & Kumar, V. (2019). Ecological risk assessment and source apportionment of heavy metal contamination in agricultural soils of Northeastern Iran. *International journal of environmental health research*, 29(5), 544-560. doi:10.1080/09603123.2018.1555638
- Lasota, J., Błońska, E., Łyszczarz, S., & Tibbett, M. (2020). Forest humus type governs heavy metal accumulation in specific organic matter fractions. *Water, Air, & Soil Pollution*, 231(2), 80. doi:10.1007/s11270-020-4450-0
- Liang, S. X., Wang, X., Wu, H., & Sun, H. W. (2012). Determination of 9 heavy metal elements in sediment by ICP-MS using microwave digestion for sample preparation. *Spectroscopy and Spectral Analysis*, 32(3), 809-812.
- Liu, C.W., Lin, K.H., & Kuo, Y.M. (2003). Application of factor analysis in the assessment of groundwater quality in a blackfoot disease area in Taiwan. *Science of the Total Environment*, 313(1–3), 77–89. doi:10.1016/S0048-9697(02)00683-6
- Liu, Z., Bai, Y., Gao, J., & Li, J. (2023). Driving factors on accumulation of cadmium, lead, copper, zinc in agricultural soil and products of the North China Plain. *Scientific Report 13*: 7429. . doi:10.1038/s41598-023-34688-6
- Lubal, M. J. (2024). Impact of heavy metal pollution on the environment. *Uttar Pradesh Journal of Zoology*, 45(11), 97-105. doi:10.56557/upjz/2024/v45i114074
- Marrugo-Negrete, J., Pinedo-Hernández, J., & Díez, S. (2017). Assessment of heavy metal pollution, spatial distribution and origin in agricultural soils along the Sinú River Basin, Colombia. *Environmental research*, 154, 380-388. doi:10.1016/j.envres.2017.01.021
- Martín, J. R., Ramos-Miras, J. J., Boluda, R., & Gil, C. (2013). Spatial relations of heavy metals in arable and greenhouse soils of a Mediterranean environment region (Spain). *Geoderma*, 200, 180-188. doi: 10.1016/j.geoderma.2013.02.014
- Masha, M., Belayneh, M., Bojago, E., Tadiwos, S., & Dessalegn, A. (2023). Impacts of land-use and topography on soil physicochemical properties in the Wamancho watershed, Southern Ethiopia. *Journal of Agriculture and Food Research*, 14, 100854. doi:10.1016/j.jafr.2023.100854
- Micó C, Recatalá L, Peris M, Sánchez J (2006) Assessing heavy metal sources in agricultural soils of an European Mediterranean area by multivariate analysis. *Chemosphere*, 65:863–872. doi: 10.1016/j.chemosphere.2006.03.016
- Molla, E., Getnet, K., & Mekonnen, M. (2022). Land use change and its effect on selected soil properties in the northwest highlands of Ethiopia. *Heliyon*, 8(8). doi:10.1016/j.heliyon.2022.e10157
- Monib, A. W., Niazi, P., Azizi, A., Sediqi, S., & Baseer, A. Q. (2024). Heavy metal contamination in urban soils: health impacts on humans and plants: a review. *European Journal of Theoretical and Applied Sciences*, 2(1), 546-565. doi:10.59324/ejtas.2024.2(1).48
- Muller, G. (1969). Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. *Geojournal*, 2(3), 108-118.
- Moreira, R. S., Chiba, M. K., Nunes, S. B., & Maria, I. D. (2017). Air-drying pretreatment effect on soil enzymatic activity. doi:10.17221/656/2016-PSE
- Nabulo, G., Young, S. D., & Black, C. R. (2010). Assessing risk to human health from tropical leafy vegetables grown on contaminated urban soils. *Science of the Total Environment*, 408(22), 5338-5351. doi:10.1016/j.scitotenv.2010.06.034
- Nasrian, A., Akbari, M., Faridhosseini, A., & Neamatollahi, E. (2022). Spatio-temporal monitoring of groundwater changes on desertification intensity in agricultural areas in Dargaz plain, Khorasan Razavi province. *Desert Ecosystem Engineering*, 7(21), 75-90. [In Persian]
- Papadopoulos, I., Golia, E. E., Kantzou, O. D., Papadimou, S. G., & Bourliva, A. (2025). Exploring Heavy Metals Exposure in Urban Green Zones of Thessaloniki (Northern Greece): Risks to Soil and People's Health. *Toxics*, 13(8), 632. doi:10.3390/toxics13080632
- Prasher, D. (2009). Heavy metals and noise exposure: health effects. *Noise and Health*, 11(44), 141-144. doi:10.4103/1463-1741.53358
- Proshad, R., Ahmed, S., Rahman, M., & Kumar, T. (2017). Apportionment of hazardous elements in agricultural soils around the vicinity of brick kiln in Bangladesh. *Journal of Environmental and Analytical Toxicology*, 7(439), 2161-0525. doi:10.4172/2161-0525.1000439
- Qishlaqi, A., & Moore, F. (2007). Statistical analysis of accumulation and sources of heavy metals occurrence in agricultural soils of Khoshk River Banks, Shiraz, Iran. *American Eurasian Journal of Agricultural an Environmental Sciences*, 2(5), 565-573.
- Radziemska, M., & Fronczyk, J. (2015). Level and contamination assessment of soil along an expressway in an ecologically valuable area in Central Poland. *International journal of environmental research and public*

- health, 12(10), 13372-13387. doi:10.3390/ijerph121013372
- Ray, P. D., Yosim, A., & Fry, R. C. (2014). Incorporating epigenetic data into the risk assessment process for the toxic metals arsenic, cadmium, chromium, lead, and mercury: strategies and challenges. *Frontiers in genetics*, 5, 201. doi:10.3389/fgene.2014.00201
- Reimann, C., & Garrett, R. G. (2005). Geochemical background—concept and reality. *Science of the total environment*, 350(1-3), 12-27. doi: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.01.047
- Ren, S., Li, E., Deng, Q., He, H., & Li, S. (2018). Analysis of the impact of rural households' behaviors on heavy metal pollution of arable soil: Taking lankao county as an example. *Sustainability*, 10(12), 4368. doi:10.3390/SU10124368
- Romic, M., & Romic, D. (2003). Heavy metals distribution in agricultural topsoils in urban area. *Environmental geology*, 43(7), 795-805. doi: 10.1007/s00254-002-0694-9
- Saberi, A., Vahabzadekebriya, G., Hojjati, S. M., & Mosavi, S. R. (2023). The effect of coal mining on the accumulation of Pb and Zn and their spatial distribution in the surface soil of Komarzd. *Water and Soil Management and Modelling*, 3(3), 56-71. doi:10.22098/mmws.2022.11395.1128 [In Persian]
- Saedpanah, K., Aliabadi, M., Motamedzade, M., & Golmohammadi, R. (2019). The effects of short-term and long-term exposure to extreme cold environment on the body's physiological responses: An experimental study. *Human Factors and Ergonomics in Manufacturing & Service Industries*, 29(2), 163-17. doi: 10.1002/hfm.20770
- Sharafi, S., & Salehi, F. (2025). Comprehensive assessment of heavy metal (HMs) contamination and associated health risks in agricultural soils and groundwater proximal to industrial sites. *Scientific Reports*, 15(1), 7518. doi:10.1038/s41598-025-91453-7
- Silva, A. F., Lima, G. R., Alves, J. C., Santos, S. H., Garcia, C. A., Alves, J. P. H., ... & Passos, E. A. (2012). Evaluation of trace metal levels in surface sediments of the Sergipe River Hydrographic Basin, Northeast Brazil. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, 23, 1669-1679. doi:10.1590/S0103-50532012005000028
- Singh, V., & Mishra, V. (2021). Microbial removal of Cr (VI) by a new bacterial strain isolated from the site contaminated with coal mine effluents. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(5), 106279. doi:10.1016/j.jece.2021.106279
- Singh, V., Abhishek, K., Nand Rai, S., Singh, S. K., Vamanu, E., & Kumar, A. (2023). Source of Cr (VI) in the aquatic ecosystem, its genotoxic effects and microbial removal from contaminated water. *Green Chemistry Letters and Reviews*, 16(1), 2267079.
- Sun, C., Liu, J., Wang, Y., Sun, L., & Yu, H. (2013). Multivariate and geostatistical analyses of the spatial distribution and sources of heavy metals in agricultural soil in Dehui, Northeast China. *Chemosphere*, 92(5), 517-523.
- Tarighat, H., Taati, A., & Baghdadi, M. (2024). Quantitative source apportionment and health risk assessment of trace elements in surface soils around the Shazand chemical industrial district, northwestern of Iran. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 30(5-6), 419-435. doi:10.1080/10807039.2024.2370266.
- Ustaoglu, F. (2021). Ecotoxicological risk assessment and source identification of heavy metals in the surface sediments of Çömlekci stream, Giresun, Turkey. *Environmental Forensics*, 22(1-2), 130-142.
- Vaishaly, A. G., Mathew, B. B., & Krishnamurthy, N. B. (2015). Health effects caused by metal contaminated ground water. *International Journal of Advance in Science and Research*, 1(2), 60-64.
- Verma, R., Vijayalakshmy, K., & Chaudhry, V. (2018). Detrimental impacts of heavy metals on animal reproduction: A review. *Journal of Entomology and Zoology Study*, 6(6), 27-30.
- Wan, Y., Liu, J., Zhuang, Z., Wang, Q., & Li, H. (2024). Heavy metals in agricultural soils: Sources, influencing factors, and remediation strategies. *Toxics*, 12(1), 63. doi:10.3390/toxics12010063
- Xie, Z., Xiang, L., Du, Z., Jiang, Y., Zhang, H., Wu, Y., & Long, T. (2016). Accumulation of heavy metals in a coastal wetland natural reserve in the estuarine wetlands of Tianjin, China. In *2016 international congress on computation algorithms in engineering (ICCAE 2016)* (pp. 271-280). doi:10.12783/DTCSE/ICCAE2016/7203
- Xing, M., Yan, D., Zhang, X., Shen, Z., Hai, M., Zhang, Y., ... & Li, F. (2025). The effects of remediation under different substrate conditions and environmental behavior of heavy metals. *International Journal of Phytoremediation*, 27(7), 1021-1031. doi:10.1080/15226514.2025.2468298
- Yang, Z., Zhang, R., Li, H., Zhao, X., & Liu, X. (2022). Heavy metal pollution and soil quality assessment under different land uses in the red soil region, Southern China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19(7), 4125. doi:10.3390/ijerph19074125
- Ye, C., Li, S., Zhang, Y., & Zhang, Q. (2011). Assessing soil heavy metal pollution in the water-level-fluctuation zone of the Three Gorges Reservoir, China. *Journal of hazardous materials*, 191(1-3), 366-372. doi:10.1016/j.jhazmat.2011.04.090

- Yun, S. W., & Son, J. (2024). Contamination and spatial distribution of metal (loid) s in the stream sediment near the greenhouse. *Horticulturae*, 10(4), 312. doi:10.3390/horticulturae10040312
- Zar, J.H. (2010). *Biostatistical Analysis*. 5th Edition. Prentice Hall.
- Zhang, T., Wang, P., Wang, M., Liu, J., Gong, L., & Xia, S. (2023). Spatial distribution, source identification, and risk assessment of heavy metals in riparian soils of the Tibetan plateau. *Environmental Research*, 237, 116977.
- Zhang, Y., Wang, Y., Zhang, Y., Wang, X., Li, M., & Yang, L. (2025). Source Apportionment of Soil Heavy Metals in Urban Agglomerations Based on the APCS-MLR Model. *Sustainability*, 17(21), 9798. doi:10.3390/su17219798
- Zimmie, T. F., & Almaleh, L. J. (1976). Shrinkage of soil specimens during preparation for porosimetry tests. *ASTM International*. doi:10.1520/STP390