



Investigating the Risk of Heavy Metal Contamination in Suspended Sediments and Surface Soil of Laniz Watershed, Karaj

Moslem Borji Hassangavyar¹  | **Ali Akbar Nazari Samani**²  | **Sadat Feiznia**³ 

Abolhasan Fathabadi⁴ 

1. Corresponding Author, Department of Arid and Mountainous Regions Reclamation, Faculty of Natural Resources, University of Tehran, Karaj, Iran. E-mail: mborji68@ut.ac.ir
2. Department of Arid and Mountainous Regions Reclamation, Faculty of Natural Resources, University of Tehran, Karaj, Iran. E-mail: aknazari@ut.ac.ir
3. Department of Arid and Mountainous Regions Reclamation, Faculty of Natural Resources, University of Tehran, Karaj, Iran. E-mail: sfeiz@ut.ac.ir
4. Department of Arid and Mountainous Regions Reclamation, Faculty of Natural Resources, University of Gonbad-e Kavus, Gonbad-e Kavus, Iran. E-mail: fathabadi@gonbad.ac.ir

Article Info

Article type: Research Article

Article history:

Received: Nov. 4, 2022

Revised: Jan. 5, 2023

Accepted: Feb. 6, 2023

Published online: Feb. 20, 2023

Keywords:

contamination index, ecological risk, metals and metalloids, multivariate analysis.

ABSTRACT

Water and soil play an important role in all human environmental activities and controlling physical, chemical and biological processes in the environment. The existence of limitations of water resources, especially the fresh water of rivers and dams, makes it necessary to pay more attention to them against pollution. Contamination of water and soil with heavy metals are serious environmental pollutants that enter the environment in many different ways with natural and human origin and cause serious damage. Karaj Dam is one of the most vital sources of drinking water supply in the metropolis of Tehran, which faces a serious risk of pollution due to the development of human activities. This study investigated the concentrations of heavy metals (Zn, V, Ti, Pb, Ni, Mn, Cu, Cr, and As) in 40 soil samples and sediments, as well as five suspended sediment samples, in the river of the Laniz watershed in Karaj, Iran. Due to the construction activities in the watershed including the construction of the Tehran-North Freeway, the natural condition has been affected over the past decade and therefore need to use and new inventory method to separate the effects of natural geochemical from human effects. The single-element indices of contamination factor (CF), geoaccumulation index (Igeo), normalized enrichment factor (EF), and ecological risk potential factor (ER), as well as two multi-element indices of pollution load index (PLI) and ecological risk index (RI), were employed. At first the elements and samples were grouped by principal component analysis (PCA) and cluster analysis. FA distinguished two groups of elements; called natural and human-natural origins. The cluster analysis divided 50% of the freeway-affected samples into two distinct clusters. Based on the CF index, the As contamination was extreme in the suspended sediment samples and soil samples related to the Freeway while the Pb and Mn carried out the next rank. Also, the single Igeo index revealed the high As contamination. Moreover, based on the Igeo, most suspended sediment samples related to the Freeway put in the extreme contamination class for all of the elements. However, the Mn-modified enrichment factor showed only one freeway-affected and two freeway-unaffected samples exhibited extreme enrichment, and the enrichment of other samples was low or moderate. Unlike the single-element indices, PLI and RI showed that the suspended sediment and soil samples related to the freeway had low pollution load and ecological risk. Compare of single and multiple contamination indices revealed an inconsistency of pollution risk that can be addressed into the background value (in single indices) and the toxicity response factor of the metals (in multiple indices). Results indicated that due to spatial-temporal changes of human effects, it would be better to use different values for both background and elements toxicity response. Therefore, to reach a reality image of contamination risk, more researches are needed to elucidate the mentioned standard value based on the regional variations.

Cite this article: Borji Hassangavyar, M., Nazari Samani, A. A., Feiznia, S., & Fathabadi, A. (2023). Investigating the Risk of Heavy Metal Contamination in Suspended Sediments and Surface Soil of Laniz Watershed, Karaj, *Iranian Journal of Soil and Water Research*, 53 (12), 2937-2954. <https://doi.org/10.22059/ijswr.2023.351189.669395>

© The Author(s).

Publisher: University of Tehran Press.

DOI: <https://doi.org/10.22059/ijswr.2023.351189.669395>



بررسی خطر آلودگی فلزات سنگین در رسوبات معلق و خاک سطحی (مطالعه موردی: حوزه لانیز، کرج)

مسلم برجی حسن گویار^۱ | علی اکبر نظری سامانی^۲ | سادات فیض نیا^۳ | ابوالحسن فتح آبادی^۴۱. نویسنده مسئول، گروه احیاء مناطق خشک و کوهستانی، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران، کرج، ایران. رایانامه: mborji68@ut.ac.ir۲. گروه احیاء مناطق خشک و کوهستانی، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران، کرج، ایران. رایانامه: aknazari@ut.ac.ir۳. گروه احیاء مناطق خشک و کوهستانی، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران، کرج، ایران. رایانامه: sfeiz@ut.ac.ir۴. گروه منابع طبیعی و کشاورزی، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه گنبد کاووس، گنبد کاووس، ایران. رایانامه: fathabadi@gonbad.ac.ir

چکیده

اطلاعات مقاله

نوع مقاله: مقاله پژوهشی

در این تحقیق محتوای فلزات سنگین (As, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Ti, V, Zn) در ۴۰ نمونه خاک و رسوب به همراه پنج نمونه رسوب معلق در آبراهه‌های حوزه لانیز کرج مورد بررسی قرار گرفت. با توجه به فعالیت عمرانی به ویژه احداث آزادراه تهران - شمال در این حوزه، شاخص‌های آلودگی تک عنصره شامل Contamination Factor (CF)، شاخص زمین انباشتگی (Igeo)، فاکتور غنی شدگی نرمال شده (EF) و فاکتور پتانسیل ریسک اکولوژیک تک عنصره (ER)؛ به همراه دو شاخص چند عنصر Pollution Load Index (PLI) و ریسک اکولوژیک (RI) استفاده شدند. همچنین از تحلیل مولفه‌های اصلی و آنالیز خوشه‌ای برای گروه‌بندی عناصر و نمونه‌ها استفاده شد. نتایج PCA نشان داد که دو گروه از عناصر با منشأ طبیعی و انسانی-طبیعی قابل تفکیک است. نتایج آنالیز خوشه‌ای بیانگر تفکیک ۵۰ درصد نمونه‌های مرتبط با آزادراه در دو خوشه مجزا می‌باشد. براساس شاخص‌های CF، آلودگی شدید آرسنیک و سرب و منگنز در نمونه‌های رسوب معلق و خاک مرتبط با آزادراه حاکم است. این آلودگی در شاخص Igeo برای آرسنیک نیز وجود دارد. همچنین براساس این شاخص اکثر نمونه‌های رسوب معلق مرتبط با آزادراه دارای کلاس شدید آلودگی از همه عناصر هستند. اما براساس شاخص غنی‌شدگی اصلاح‌شده با عنصر منگنز فقط یک نمونه متاثر و دو نمونه غیر متاثر از آزادراه دچار غنی‌شدگی شدید هستند و سایر نمونه‌ها غنی‌شدگی کم یا متوسطی دارند. بر خلاف شاخص‌های تک عنصره، در شاخص‌های تجمعی PLI و RI نمونه‌های رسوب معلق و خاک مرتبط با آزادراه دارای بار آلودگی و ریسک اکولوژیک پایینی هستند. نتایج این تحقیق نشان داد که استفاده جداگانه از شاخص‌های منفرد یا شاخص‌های یکپارچه آلودگی نمی‌تواند واقعیت آن در حوزه را نشان دهد.

تاریخ دریافت: ۱۴۰۱/۸/۲۳

تاریخ بازنگری: ۱۴۰۱/۱۰/۱۵

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۱/۱۱/۱۷

تاریخ انتشار: ۱۴۰۱/۱۲/۱

واژه‌های کلیدی:

فلزات سنگین،

آلودگی،

شاخص آلودگی،

ریسک اکولوژیک،

آنالیز چند متغیره.

استناد: برجی حسن گویار؛ مسلم، نظری سامانی؛ علی اکبر، فیض نیا؛ سادات، فتح آبادی؛ ابوالحسن، (۱۴۰۱) بررسی خطر آلودگی فلزات سنگین در رسوبات معلق و خاک سطحی (مطالعه موردی: حوزه لانیز، کرج)، مجله تحقیقات آب و خاک ایران، ۵۳ (۱۲)، ۲۹۵۴-۲۹۳۷.

<https://doi.org/10.22059/ijswr.2023.351189.669395>

© نویسندگان.

ناشر: مؤسسه انتشارات دانشگاه تهران.

DOI: <https://doi.org/10.22059/ijswr.2023.351189.669395>

مقدمه

رشد روزافزون جمعیت جهان و رشد فعالیت‌های صنعتی در قرن ۲۱ مانند توسعه صنعتی، سوخت‌های فسیلی، استخراج معادن، کشاورزی شدید و تولیدات دامی همراه با افزایش غلظت آلاینده‌های سمی در محیط‌های آبی و خاکی سراسر جهان بوده است (Taghipour et al., 2011). آلودگی خاک به وسیله فلزات سنگین به عنوان یکی از مشکلات اساسی محیط زیست معرفی شده است (Saxena et al., 2019). براساس مطالعات زیاد انجام شده، آلودگی فلزات سنگین ناشی از فعالیت‌های انسانی و همچنین غلظت طبیعی زیاد آنها به همراه ماندگاری زیاد و تجزیه ناپذیری در محیط‌های طبیعی، اصلاح آن را سخت کرده و ریسک اکولوژیکی و انسانی را بیشتر کرده است (Jaishankar et al., 2014; Paul et al., 2021). آلاینده‌های خاک و رسوب به وسیله مواد سمی و تولید ترکیبات خطرناک، موجب از دست رفتن بسیاری از قابلیت‌های خاک می‌شود. ارتباط بین خاک و محیط‌های طبیعی دیگر (آب و اتمسفر) و همچنین پراکندگی آلاینده‌ها و منشاء طبیعی آنها، بررسی خطرات زیست محیطی و اثرات منفی آن بر انسان را با چالش همراه کرده است (Weissmannová and Pavlovský, 2017; Hou et al., 2017). در واقع، فلزات آزاد شده از طریق فرآیندهای هوازدگی طبیعی یا فعالیت‌های انسانی در رسوبات خشکی و آبی تجمع می‌یابند. براساس تحقیقات Yujun و همکاران (2008) در بعضی از سیستم‌های رودخانه‌ای غلظت فلزات سنگین تجمع یافته در ستون‌های رسوب ۱۰۰ تا ۱۰۰۰۰ برابر بیشتر از غلظت آن در ستون آب است. این باعث تولید آلودگی ثانویه در بدنه‌های آبی خواهد شد (Linnik and Zubenko, 2000).

فلزات سنگین، اصطلاحی در شیمی است که به فلزها یا شبه‌فلزهای دارای اثرات زیست‌محیطی اشاره دارد. خاستگاه این واژه، از خطرناکی و آسیب‌زایی فلزهای سنگین در محیط زیست برآمده است و منظور از آن بیشتر سرب، جیوه و کادمیوم بوده است (به دلیل چگالی بیشتر آن‌ها نسبت به آهن). با این حال، امروزه همه فلزها و شبه‌فلزهای آسیب‌رسان و سمی (فارغ از مقدار چگالی) نظیر آرسنیک را در بر می‌گیرد، که اجزاء پوسته زمین را تشکیل می‌دهند (Hashim et al., 2011). سمی‌ترین شکل این فلزات حالت یونی آنها است، که اکسیداسیون پایدار دارند. به طور مثال، تجمع عناصر Cd^{2+} ، Pb^{2+} ، Hg^{2+} ، Cr^{6+} و As^{3+} در بدن باعث واکنش با مولکول‌های بدن شده و ترکیبات سمی پایدار و غیر قابل تفکیک ایجاد می‌کند (Ma et al., 2016).

بنابراین، ضروریست که برای انجام برنامه ریزی درست در جهت کاهش یا اصلاح آلودگی ناشی از این فلزات و کاهش تاثیر آنها بر انسان و محیط زیست، میزان غلظت، ریسک اکولوژیکی و میزان و الگوی پراکندگی آنها در رسوبات موجود در آب و پوسته بالای زمین بررسی گردد (قربان زاده و همکاران، ۲۰۲۱). در دهه اخیر شاخص‌های متعددی برای بررسی خطرات زیست محیطی در محیط‌های مانند: خاک (Dash et al., 2021; Proshad, 2021; Jorfi et al., 2017; Izah et al., 2018; Kumar et al., 2019; Kaur et al., 2020)، آب زیرزمینی (Long et al., 2021; Ukah et al., 2019; Wen et al., 2019)، آب‌های سطحی (Egbueri and Ota et al., 2021; Jeong et al., 2021; Ayyanar and Thatikonda, 2021) و ذرات گرد و غبار (Kamani et al., 2017; Xiong et al., 2017; Castillo-Nava et al., 2020) توسعه داده شده است. بیشتر این شاخص‌ها براساس غلظت یک یا چند آلاینده (فلز سنگین) توسعه داده شده‌اند، به همین خاطر، این شاخص از حیث روش‌شناسی به دو دسته شاخص‌های چندعنصره و تک‌عنصر تقسیم شده‌اند (Weissmannová and Pavlovský, 2017). به دلیل اینکه هر کدام از این دو دسته شاخص‌ها دارای نقاط ضعف هستند، در تحقیقات گسترده انجام شده در مناطق مختلف جهان از هر دو نوع شاخص‌های چندعنصره و تک‌عنصره استفاده شده است. Zhao و همکاران (۲۰۱۲) ریسک شش فلز سنگین (As, Cu, Mn, Pb, Sb and Zn) در رسوبات مصب رودخانه Yangtze را با استفاده از مجموعه‌ای از شاخص‌های یک و چند عنصره بررسی کرده است. شاخص‌های تجمعی (یا کل محتوا) استفاده شده شامل: ICF (Individual Contamination Factor)، GCF (Global Contamination Factor)، RAC (Risk Assessment Codes) و RI؛ همچنین، شاخص‌های منفرد شامل: Igeo، EF، CF و DC (Degree of Contamination) می‌باشند. شاخص‌های دیگری مانند PLI (Liu et al., 2016; Jorfi et al., 2017; Rahmanian and Safari, 2020)، SPI (Singh et al., 2002) و سایر شاخص (Hassan et al., 2016; Kumar and Kumar, 2018) در زمینه ریسک آلودگی زیست محیطی به دفعات زیاد در سال‌های اخیر مورد استفاده قرار گرفته‌اند. یک نکته مهم در استفاده از مجموعه شاخص‌های آلودگی این است که اگر غلظت آلاینده‌های عناصر بصورت جداگانه کم باشد، شاخص‌های چند عنصره نیز طبیعتاً آلاینده‌های کم را نشان می‌دهند. همچنین، در صورتی که تعداد زیادی از عناصر دارای کلاس بالای آلاینده‌گی باشند، انتظار می‌رود سطح آلاینده‌گی معرفی شده با شاخص‌های چند عنصره نیز تا حدودی بالا باشد (Trujillo-González et al., 2016). اما، براساس مرور منابع انجام شده مشخص گردید که در حالت



دوم یک نقص در مطالعات اخیر وجود دارد. نتایج مطالعات زیادی که از این شاخص‌ها استفاده کرده‌اند، بیانگر این واقعیت است که به رغم غلظت آلاینده‌گی جداگانه تعداد زیادی از عناصر، اما در شاخص‌های چندعنصره آلودگی در سطح بسیار پایینی وجود دارد (Huang et al., 2016). این نقص به استفاده غیر صحیح از اعداد ارائه شده مقادیر زمینه و فاکتور سمیت عناصر سنگین توسط منابع قدیمی‌تر برمی‌گردد (Dung et al., 2013). رویکردهای مختلفی مانند روش‌های آماری (غیر مستقیم، تئوری) و تجربی (مستقیم، ژئوشیمی) (Desaules, 2012)، و یا رویکرد تلفیقی از هر دور روش آماری و تجربی برای تعیین غلظت زمینه عناصر فلزی توسط محققین انتخاب شده است (Qi et al., 2010). عناصر سنگین در محیط‌های مختلف عامل سمیت و مقادیر زمینه متفاوت دارند. مواردی که سمیت یک عنصر سنگین را تحت تاثیر قرار داده شامل: شکل عنصر (ارگانیک-غیرارگانیک)، وجود مواد دیگر (هم افزا، اضافه کننده و تضاد)، سیستم آبی (موقعیت جغرافیایی، سنگ‌شناسی، مورفومتری و شرایط هیدرولوژیکی) و سیستم بیولوژیکی هستند (Hakanson, 1980). بنابراین انتظار می‌رود که نتایج انواع شاخص‌ها بسته به شرایط محیطی مختلف متفاوت باشد.

حوزه سد کرج یکی از حوزه‌های آبخیز مهم ایران از حیث تامین آب شرب کلان شهر تهران و قسمتی از شهر کرج است، که در سه دهه اخیر دو مولفه فشارهای انسانی و ارزش‌های اکولوژیکی آن به سمت برهم زدن تعادل و برخورد پیش رفته‌اند. به دلیل تراکم زیاد فعالیت‌های انسانی مانند راه‌سازی و توسعه مناطق مسکونی در حاشیه آبراه‌ای این حوزه، خطر بالقوه زیست محیطی به طور فزاینده رشد کرده است. آزادراه تهران - شمال که از سال ۱۳۵۷ عملیات اجرایی آن شروع شده است، بزرگترین پروژه صنعتی فعال در این حوزه است که سطحی حدود ۴۰۰ هزار هکتار از مناطق حفاظت شده ایران را در بر گرفته است. تاسیساتی همچون بچینگ، مواد انفجاری، عبور و مرور وسایل نقلیه سنگین در جاده‌های حفاظت نشده، ضایعات و پسماندهای متنوع خطرناک به وفور در سرتاسر قطعه یک و دو آزادراه دیده می‌شود. مواد سمی ناشی از این فعالیت‌ها به راحتی در اختیار سیستم هیدرولوژیکی زیرحوزه‌های رودخانه کرج قرار می‌گیرد. علاوه بر این، ساختار زمین‌شناسی، ویژگی‌های جغرافیایی منحصر به فرد و اقلیم محلی (سیلاب) همگی نقش بسزایی در غلظت و توزیع زیست محیطی فلزات سنگین ایفا کرده‌اند. هدف از این تحقیق، پهنه‌بندی و بررسی آلودگی فلزات سنگین در رسوبات معلق و خاک سطحی با استفاده از شاخص‌های آلودگی تک و چند عنصره متعدد از قبیل CF، PLI، Igeo، ER و RI می‌باشد. به این منظور از ۹ فلز سنگین شامل Zn، V، Ti، Pb، Ni، Mn، Cu، Cr و As برای محاسبه غلظت آلاینده‌گی و همچنین شاخص‌های ریسک اکولوژیکی استفاده شده است. علاوه بر این، روابط بین هر کدام از شاخص‌ها و آنالیز خوشه بندی و تحلیل مولفه‌های اصلی برای دسته بندی منابع آلوده کننده استفاده شده است.

مواد و روش‌ها

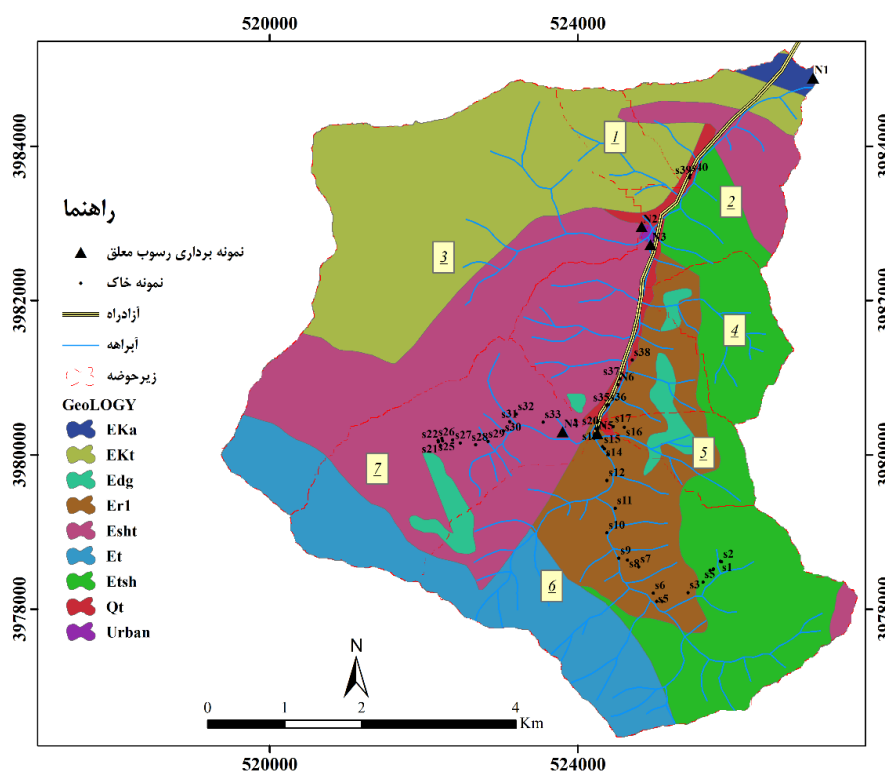
منطقه مورد مطالعه

حوزه آبخیز لانیز، با مساحت ۴۶۱۷ هکتار و متوسط ارتفاع ۲۶۵۰ متر، در ۵۵° ۳۵' و ۴۰° ۳۶' عرض شمالی و ۱۳° ۵۱' و ۱۸° ۵۱' طول شرقی قرار گرفته است. این حوضه در بالادست سد امیر کبیر واقع شده است که به عنوان منبع اصلی تامین آب شرب دوکلان شهر تهران و کرج بحساب می‌آید. متوسط بارش سالانه آن ۵۲۰ میلی‌متر می‌باشد (Sakizadeh, 2015). دلیل انتخاب زیرحوضه لانیز در این تحقیق، احداث یک قسمت از آزادراه تهران شمال در سال‌های اخیر در داخل آن و توسعه شدید فعالیت‌های راه‌سازی است. این پروژه عمرانی با هفت کیلومتر طول در سطح منابع طبیعی بکر، موجب تغییرات عمده‌ای در ساختار خاک و پوشش گیاهی منطقه شده است (شکل ۱). از طرف دیگر به دلیل شرایط آب و هوایی و قرار گرفتن در جبهه‌های مرطوب شمالی و سیلاب ناشی از ذوب برف، پتانسیل انتقال مواد معلق از عرصه‌های تحت تاثیر آزادراه بسیار افزایش پیدا کرده است.

قدیمی‌ترین سازندها و واحدهای رخنمون شده در آن دارای سن سنوزوئیک می‌باشد. حوزه یاد شده در زون ساختاری البرز مرکزی قرار دارد. از لحاظ زمین‌ساختی گسل‌های مهم و تأثیری‌گذاری مانند گسل شمال تهران، گسل مشا-فشم، گسل طالقان و غیره وجود دارد. همچنین چین‌خوردگی‌هایی (تاق‌دیس و ناودیس‌هایی با محورهای عموداً غربی - شرقی) قابل مشاهده است. سازند کرج گسترده‌ترین سازند در این منطقه می‌باشد که تقریباً ۷۱٪ از سطح کل حوضه را پوشانده است. به عبارتی کلیه ارتفاعات از قله توچال تا دو آب شهرستانک را این سازند تشکیل داده است و لیتولوژی آن از تنوع زیادی برخوردار است، که برگرفته از رخصاره‌های رسوبی و ولکانیکی متغیر در دوران ائوسن می‌باشد. لیتولوژی آن شامل توف شیشه‌ای، توف ماسه‌ای، خاکستر توف، توف آهکی، گدازه‌های ریولیتی، سری‌های رسوبی شیل ماسه سنگ و رگه‌های پراکنده آهک در آن می‌باشد. نهشته‌های رسوبی و کوآترنری نیز شامل مخروط افکنه‌ها، واریزه‌ها و رسوبات جوان

آبراهه‌ای دیگر سازند در این منطقه می‌باشد. قابل ذکر است که مورن‌های یخچالی نیز شامل این سازند است، ولی بجز رسوبات ناشی از گذرگاه‌های بهمن برفی آثار رسوبات یخچالی در دره لانیز دیده نمی‌شود و بیشتر آن به قله توچال اختصاص دارد. بیشترین کاربری حوزه مورد مطالعه مرتع می‌باشد که بیشتر آن به دلیل چرای دام و یا خاک نامناسب عاری از پوشش شده است. سطح اندکی از حوزه نیز که بیشتر در حاشیه آبراهه قرار دارد، توسط کاربری باغات احاطه شده است. فعالیت‌های آبخیزداری انجام شده در این محدوده شامل احداث چندین سازه گابیونی در سال‌های گذشته بوده که ۹۰ درصد آنها بر اثر سیلاب و عدم بازسازی و یا فعالیت‌های زیربنایی آزادراه تهران شمال تخریب شده‌اند. خروجی این حوزه دارای ایستگاه هیدرومتری و رسوب سنج نبوده و نزدیکترین ایستگاه رسوب سنجی در روستای سیرا و در مسیر رودخانه اصلی کرج (فاصله از خروجی حوزه ۱۶/۴ کیلومتر) واقع شده است.

حوزه لانیز دارای شش زیرحوزه (۱، ۳، ۴، ۵، ۶ و ۷) و یک میان حوزه (۲) می‌باشد (شکل ۱). باند اصلی آزادراه از محل اتصال خروجی زیرحوزه‌های ۵، ۶ و ۷ (تونل تالون) شروع شده است و در داخل و یا کنار رودخانه میان حوزه ۲ امتداد پیدا کرده است. در زیرحوزه‌های ۳، ۴، ۶ و ۷ فعالیت‌های صنعتی و کشاورزی نزدیک به صفر است، و مراتع آن فقط در فصولی از سال به عنوان چراگاه استفاده می‌شود. در زیرحوزه‌های ۱ و ۵ نیز قسمت خروجی آنها توسط فعالیت‌های مختلف آزادراه تهران- شمال اشغال شده است و بالادست آنها بکر باقی مانده است. لازم به ذکر است که مسیر اصلی آبراهه در داخل میان حوزه ۲ کاملاً منحرف شده است و زهکش قسمت‌های از حوزه کاملاً از بین رفته است (شکل h۲).



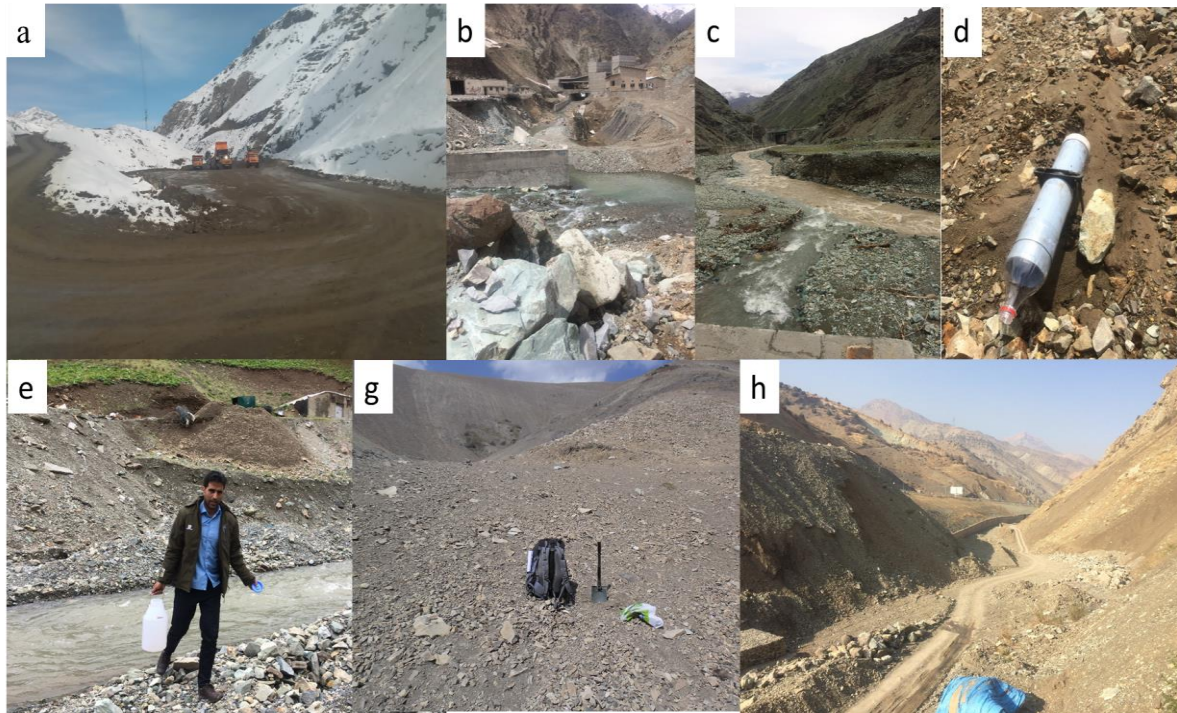
شکل ۱. منطقه مورد مطالعه و نقاط نمونه‌برداری

نمونه‌برداری از خاک و رسوب معلق و آنالیز

نمونه‌های خاک از عمق ۰-۲۰ سانتی‌متری به وسیله بیلچه استیل، با پراکنش مناسب برداشت شده‌اند (شکل 2g). تعداد سایت‌های نمونه برداری از خاک ۴۰ عدد می‌باشد، که در پنج زمان مختلف در سال‌های ۱۳۹۸ و ۱۳۹۹ برداشت گردیده‌اند. در این تحقیق، از رسوبات فرونهبسته^۱ در مسیر آبراهه‌ها نیز به عنوان مناطق نمونه‌برداری استفاده شده است (Nosrati et al., 2021). با توجه به گستردگی بعضی از واحدهای سنگ شناسی حوزه، زیرنمونه‌های بیشتری برداشت و سپس در هم ادغام گردیدند. نمونه‌های خاک برداشت شده، علاوه بر سطوح بکر و طبیعی حوزه، شامل سطوح جاده‌های محافظت نشده، انباشته مصالح استخراج شده از حفاری تونل‌ها، شیروانی خاک آزادراه و محل بچینگ‌های واقع در آن حوزه نیز است (شکل 2a,b,h). نمونه‌های رسوب معلق در شش نقطه (خروجی همه زیرحوزه‌ها) به وسیله

^۱- Drape

نمونه بردار ممتد رسوب معلق و نمونه برداری نقطه‌ای (Phlips et al., 2000) (در چهار رخداد سیل ۲۸ اردیبهشت ۱۳۹۸، ۲۲ فروردین ۱۳۹۹، ۱۰، ۱۷ و ۳۲ اردیبهشت ۱۳۹۹ برداشت گردید (شکل 2d). در مجموع در منطقه مورد مطالعه تعداد ۱۲ نمونه رسوب معلق برداشت گردید. لازم به ذکر است که تعداد زیادی از نمونه بردارهای ممتد توسط سیل یا افراد ناشناس جابجا گردیدند و ناچاراً در بعضی از زیرحوزه‌ها فقط از نمونه برداری نقطه‌ای در حین پیک سیلاب یا زمان فروکش کردن آن استفاده شد (شکل 2e).



شکل ۲. a: زهکش میان حوزه ۲ که به محل انباشته تبدیل شده است (محل نمونه‌های s35 تا s38)؛ b: محل اتصال دو زیرحوزه ۶ و ۷ و شروع باند آزادراه (محل نمونه N4، N5 و s20)؛ c: محل اتصال زیرحوزه‌های ۳ و میان حوزه ۲ بعد از رخداد سیل ۲۲ فروردین ۱۳۹۹ (محل نمونه‌های N2 و N3)؛ d: نمونه بردار ممتد رسوب معلق؛ e: نمونه برداری نقطه‌ای؛ g: نمونه برداری از خاک (محل نمونه s1)؛ h: آبراهه اصلی میان حوزه ۲ که تبدیل به راه دسترسی شده است.

با توجه به اینکه در بعضی از زیرحوزه‌ها که فعالیت‌های ساخت و ساز مربوط به آزادراه تهران-شمال در آنها کم یا وجود ندارد، میزان رسوب معلق در خروجی آنها به هنگام سیلاب بسیار اندک است. به عنوان مثال، در سیلاب ۲۲ فروردین ۱۳۹۹ برخلاف آب آبراهه میان حوزه ۲ که کاملاً گل آلود است، اما گل آلودگی در زیر حوزه ۳ بسیار اندک و تا حدودی آب شفاف است (شکل 2c). این موضوع در ارتباط با زیرحوزه‌های ۴، ۵، ۶ و ۷ نیز تقریباً صدق می‌کند. بنابراین نمونه‌های رسوب معلق که به میزان بیشتر از یک گرم در لیتر غلظت داشته‌اند برای آنالیز عناصر فلزی سنگین انتخاب شده‌اند. در مجموع از ۱۲ نمونه رسوب معلق برداشت شده فقط پنج نمونه قابلیت استفاده را داشتند. نمونه‌های خاک پس از خشک شدن در مجاورت هوا برای جداسازی ذرات زیر ۶۳ میکرون الک خشک گردیدند. به منظور فیلتر رسوبات معلق نیز از کاغذ واتمن با مش ۴۲ استفاده شد و رسوبات مجزا گردید، پس از خشک شدن رسوبات به منظور حداقل کردن اختلاف اندازه ذرات نمونه‌های خاک و رسوب، نمونه‌های رسوب نیز توسط الک با مش ۴۲ الک شدند. سپس، ۱ گرم از نمونه‌های الک شده خاک و رسوب برای اندازه‌گیری غلظت عناصر سنگین (As و Cr، Cu، Mn، Ni، Pb، Ti، V، Zn) مجدداً خشک شده و در اسید (-HCl، 3:1 HNO₃) به مدت ۲ ساعت در دمای ۹۵ درجه سانتی‌گراد هضم گردید (Nosrati and Collins, 2019). بعد از فیلتر کردن نمونه‌ها با کاغذ فیلتر Schlicher، غلظت عناصر هدف به وسیله دستگاه طیف سنج جرمی پلاسما (ICP-MS) بر حسب قسمت در میلیون (ppm) قرائت شد.

شاخص‌های ریسک آلودگی

در این تحقیق برای بررسی آلودگی فلزات سنگین در رسوبات و خاک سطحی حوزه لاینز از شش شاخص استفاده گردید. این شاخص‌ها

شامل CF، Igeo، EF، ER، PLI و RI می‌باشند. فاکتور آلودگی (CF) به عنوان شاخص تک عنصره، بیانگر میزان آلودگی یک فلز سنگین در رسوب/خاک است، که توسط Hakanson (1980) ارائه شده است. این شاخص حاصل نسبت غلظت هر عنصر به عنصر زمینه است. مقدار زمینه برابر با حدود بالایی از فلزات سنگین در رسوبات و پوسته زمین می‌باشد (Martin and Meybeck, 1979). مقادیر زمینه انتخاب شده برای عناصر Zn، V، Ti، Pb، Ni، Mn، Cu، Cr و As به ترتیب بر حسب قسمت در میلیون (ppm) برابر با ۱/۸، ۱۰۰، ۵۵، ۸۵۰، ۷۵، ۱۳، ۲۳۰۸/۵۴۹، ۵۳ و ۷۰ می‌باشد (Hu and Gao, 2008; Birch, 2017; قربان زاده و همکاران، ۲۰۲۱). شاخص زمین انباشتگی (Igeo) یک شاخص تک عنصره، که توسط Muller (1969) ارائه شده است. این شاخص براساس رابطه ۱ حاصل می‌شود.

$$Igeo = \log_2\left(\frac{Cn}{1.5Bn}\right) \quad \text{رابطه ۱}$$

که در آن، Cn غلظت فلز سنگین "n" در رسوب/خاک و Bn غلظت زمینه فلز است. ضریب ۱/۵، ضریب تصحیح تاثیر لیتولوژیک مقدار غلظت زمینه می‌باشد.

شاخص تک عنصر بعدی که در این تحقیق استفاده شده، فاکتور غنی شدگی نرمال شده (EF) فلزات سنگین است که از رابطه ۲ حاصل می‌شود.

$$EF = \frac{(Ci/C(Mn))}{(Bi/B_{Mn})} \quad \text{رابطه ۲}$$

که در آن، Ci غلظت فلز سنگین "i" در نمونه، C(Mn) غلظت عنصر منگنز در نمونه؛ Bi غلظت زمینه فلز "i"، B(Mn) غلظت زمینه فلز منگنز است. در واقع در این شاخص غلظت فلز مورد نظر در رسوب/خاک با غلظت آن در نمونه زمینه (مقدار طبیعی) مقایسه می‌شود. در این شاخص از یک عنصر که کم‌ترین سطح آلودگی انسانی را دارد (مانند آهن، آلومینیوم، منگنز و ...) برای استاندارد کردن استفاده می‌شود. در این تحقیق از فلز منگنز استفاده شده است. شاخص تک عنصره بعدی، فاکتور پتانسیل ریسک اکولوژیک (ER) است که بر اساس رابطه ۳ محاسبه می‌گردد (Hakanson, 1980).

$$ER^i = C_f^i \times T_f^i \quad \text{رابطه ۳}$$

که در آن C_fⁱ همان Contamination factor است و T_fⁱ نیز فاکتور پاسخ سمیت برای فلز i می‌باشد. مقادیر T_fⁱ برای عناصر Zn، V، Ti، Pb، Ni، Mn، Cu، Cr و As به ترتیب ۱۰، ۲، ۵، ۱، ۵، ۵، ۱ و ۱ در نظر گرفته شده است (Zhang and Liu, 2014).

اما، به دلیل ضعف‌های شاخص‌های تک عنصره مانند نادیده گرفتن تغییرات فلزات سنگین نسبت به مرجع، تنوع ژئوشیمیایی و ... (Dung et al., 2013) از شاخص‌های چند عنصره نیز استفاده شده است. شاخص تجمعی بار آلودگی (PLI) که براساس رابطه ۴ حاصل شده است، همگی فلزات سنگین را در یک شاخص تجمیع کرده است و توانایی مقایسه آلودگی در سایت‌های مختلف را به کاربر می‌دهد (Dung et al., 2013).

$$PLI = (CF1 \times CF2 \times \dots \times CFn)^{1/n} \quad \text{رابطه ۴}$$

که در آن CF همان فاکتور آلودگی و n تعداد عناصر استفاده شده می‌باشد. شاخص چند عنصره بعدی، شاخص چند فلزه ریسک اکولوژیک (RI) است. این شاخص از جمع شاخص ER برای همه عناصر در یک نمونه حاصل شده است (Zhao et al., 2012). طبقه بندی هر کدام از شاخص‌ها در جدول ۱ نشان داده شده است.

آنالیزهای آماری

در این تحقیق، از آنالیز خوشه‌ای برای کلاس بندی عناصر و نمونه‌ها براساس تشابه ویژگی عناصر استفاده شده است. همچنین از تحلیل مولفه‌های اصلی (PCA) برای پیدا کردن عناصر با منشاء مشابه و همچنین گروه بندی نمونه‌های مرتبط و غیر مرتبط با آزادراه استفاده شد. این دو روش با استفاده از نرم افزار SPSS24 انجام شده است.

۱- Contamination Factor

۲- Geo-accumulation index

۳- Enrichment factor

۴- Ecological risk

۵- Pollution Load Index



جدول ۱. طبقه‌بندی شاخص‌های استفاده شده (Dung et al., 2013)

EF		Igeo		CF	
کلاس غنی‌شدگی	Category	کلاس آلودگی	Category	کلاس آلودگی	Category
کمبود غنی‌شدگی	EF≤2	مشخصاً فاقد آلودگی	Igeo≤0	آلودگی کم	CF≤1
متوسط	2<EF≤5	فاقد آلودگی تا متوسط	0<Igeo≤1	آلودگی متوسط	1<CF≤3
معنی‌دار	5<EF≤20	متوسط	1<Igeo≤2	آلودگی قابل توجه	3<CF≤6
خیلی زیاد	20<EF≤40	متوسط تا سنگین	2<Igeo≤3	آلودگی خیلی زیاد	6<CF
شدید	40<EF	سنگین	3<Igeo≤4		
		سنگین تا شدید	4<Igeo≤5		
		شدید	5<Igeo		
RI		PLI		ER	
ریسک کم	RI≤150	غیرآلوده	PLI<0	ریسک کم	ER≤40
متوسط	150<RI≤300	سطوح اولیه آلاینده موجود	0<PLI≤1	متوسط	40<ER≤80
قابل توجه	300<RI≤600	آلوده	1<PLI≤10	قابل توجه	80<ER≤160
زیاد	600<RI	آلودگی زیاد	10<PLI≤100	زیاد	160<ER≤320
		زوال تدریجی محیط زیست	100<PLI	خیلی زیاد	320<ER

نتایج و بحث

آمار تشریحی

خصوصیات آماری مقادیر عناصر اندازه‌گیری شده در نمونه‌ها در جدول ۲ نشان داده شده است. از بین نه فلز سنگین مورد بررسی، Ti با غلظت ppm ۲۲۵۲/۲۶ بیشترین و Ni با مقدار ppm ۲۳/۸ کمترین میانگین را در بین ۴۵ نمونه مورد بررسی را دارا هستند. ترتیب میانگین فلزات به شرح $Ti > Mn > Zn > V > As > Cr > Pb > Cu > Ni$ است. همچنین کمینه غلظت ثبت شده مربوط به فلز روی و بیشترین مقدار کمینه نیز عنصر Ti است. ترتیب مقدار غلظت کمینه به شرح $Ti > V > Cr > Cu > Mn > Ni > As > Pb > Zn$ است. بیشینه غلظت ثبت شده نیز فلز Ti است. ترتیب مقادیر بیشینه $Ti > Mn > As > Zn > Pb > V > Cr > Cu > Ni$ است. بررسی مقادیر چولگی داده‌ها نشان داد که بجز فلز آرسنیک و روی که دارای چولگی مثبت هستند، مابقی عناصر مقدار چولگی آنها در دامنه +۲ و -۲ قرار گرفته‌اند. همچنین، از نظر کشیدگی داده‌ها نیز آرسنیک و روی به همراه سرب و منگنز دارای کشیدگی معنی‌دار هستند. نتایج انحراف از معیار نشان داد که عناصر Ti و Mn دارای بیشترین میزان پراکندگی هستند. بعد از این دو فلز، آرسنیک، روی، سرب، وانادیم، کروم، نیکل و کبالت به ترتیب بیشترین انحراف از معیار را داشته‌اند. بر اساس مطالعات Wilding (1985) بر مبنای مقادیر ضریب تغییرات، سه گروه: تغییر پذیری کم ($CV < 15$)، تغییر پذیری متوسط ($15 < CV < 35$) و تغییر پذیری زیاد ($CV > 35$) وجود دارد. نتایج نشان داد که نه عنصر مورد بررسی دارای ضریب تغییرات کم هستند.

جدول ۲. توصیف مقادیر آماری مربوط به غلظت عناصر در کل نمونه‌های رسوب/ خاک (تعداد نمونه=۴۵)

Zn	V	Ti	Pb	Ni	Mn	Cu	Cr	As	آمار توصیفی
۹۸/۱۱	۵۴/۰۶	۲۲۵۲/۲۶	۲۸/۵۱	۲۳/۸	۹۴۵/۹۹	۲۶/۲۴	۳۵/۵۳	۴۰/۷۸	میانگین
۰/۸۸	۱۱/۸۸	۲۰۳/۸۳	۱/۷	۳/۵۲	۳/۵۳	۳/۸۸	۴/۸	۲/۱۳	کمینه
۵۲۹/۴۹	۹۲/۷۷	۴۰۷۰/۶۴	۱۲۰/۱۲	۵۲/۴۴	۳۴۶۳/۳۸	۵۸/۹۳	۶۴/۲۲	۶۲۵	بیشینه
۳/۹	-۰/۴۲	-۰/۳۲	۱/۵۳	۰/۵۱	۱/۶۳	۰/۶۲	۰/۱۶	۵/۷۹	چولگی
۷۷/۳۹	۱۶/۶۴	۹۱۷/۵۵	۲۴/۶۴	۱۱	۶۱۵/۷۳	۱۰/۷۵	۱۴/۹۴	۹۲/۰۹	انحراف معیار
۲۰/۶۸	-۰/۸۴	-۰/۲۲	۳/۲۱	۰/۰۵	۴/۸۴	۱/۸۱	-۰/۴۷	۳۶/۲۴	کشیدگی
۱/۲۷	۳/۴۳	۲/۴۵	۱/۱۶	۲/۱۶	۱/۵۴	۲/۴۴	۲/۳۸	۰/۴۴	ضریب تغییرات

آنالیز چند متغیره

نتایج تحلیل عاملی نشان داد که از نه مولفه مورد نیاز برای توجیه ۱۰۰ درصدی تغییرپذیری عناصر، تنها در دو عامل نزدیک به ۷۰ درصد واریانس داده‌ها تبیین شده است (جدول ۳). چرخش واریامکس اعمال شده نیز در تغییر این میزان نقشی نداشته است. اما، واریانس موجود در این دو فاکتور را متعادل‌تر کرده است. در حالت بدون چرخش، عامل اول، ۵۰/۱۶۷ درصد و عامل دوم، ۱۸/۹۹۳ درصد از کل واریانس

موجود را بیان می‌کند و مابقی واریانس نیز در هفت عامل دیگر است. بعد از چرخش، این مقدار به ترتیب برای عامل‌های یک و دو ۳۶/۹۵ و ۳۲/۲۱۱ درصد است.

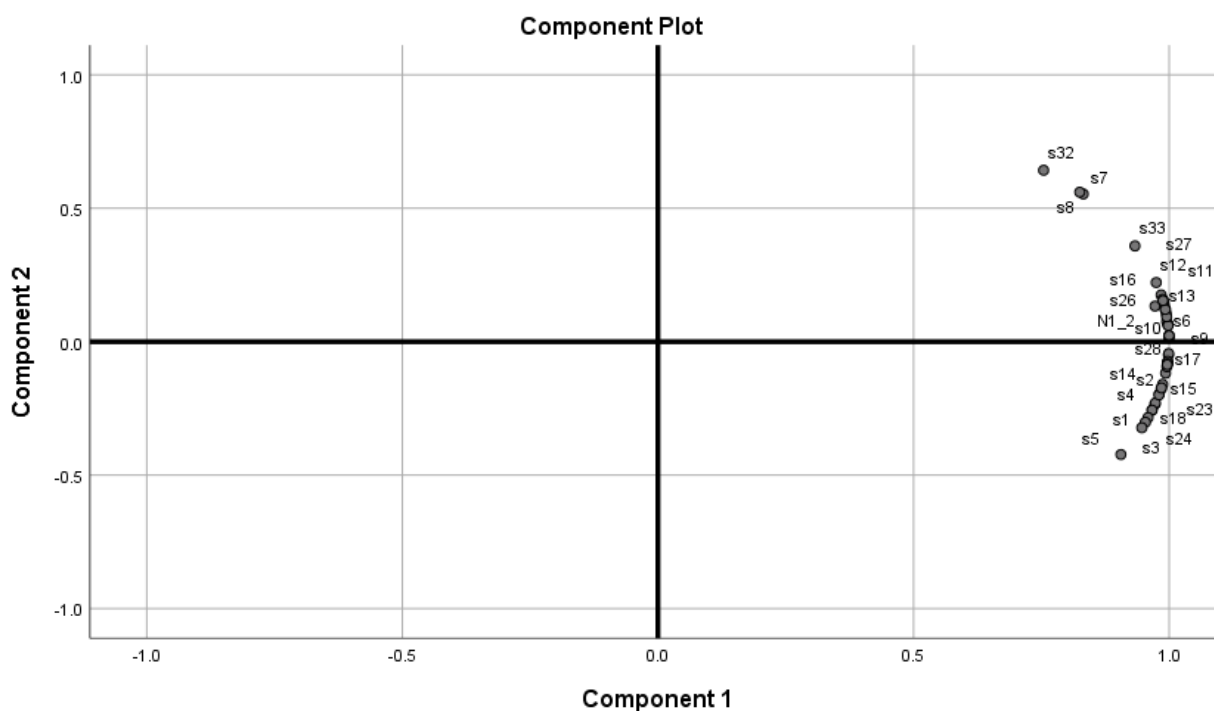
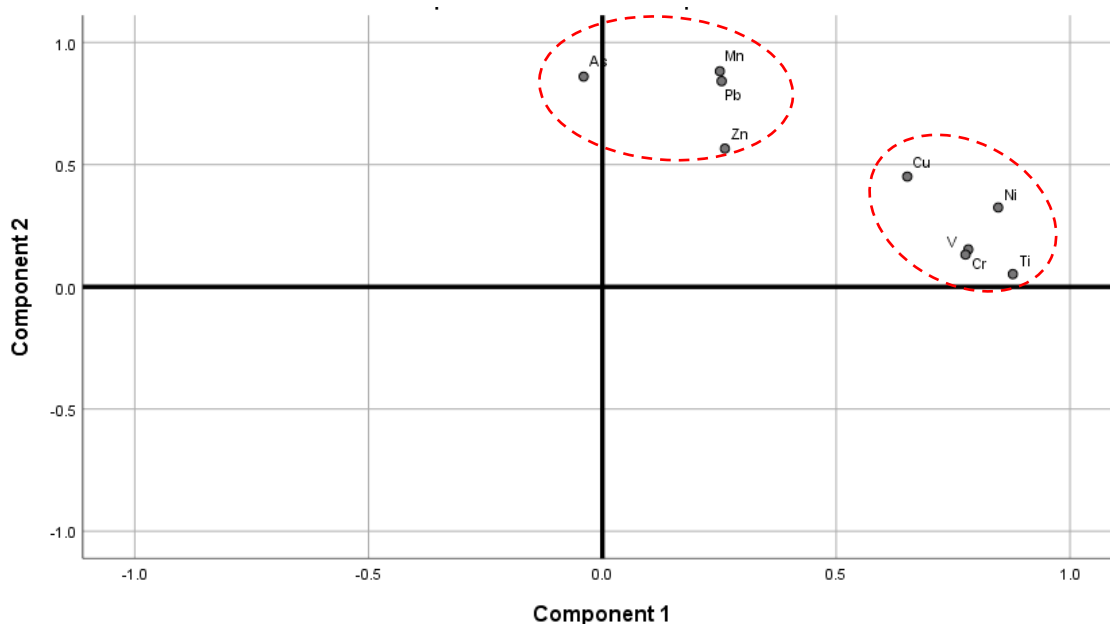
جدول ۳. درصد واریانس و مقادیر ویژه عامل‌های مختلف

عامل	مقدار ویژه			واریانس تبیین شده عامل‌های استخراج شده			مجموع مقادیر عامل‌های استخراج شده		
	کل	درصد واریانس	درصد تجمعی	کل	درصد واریانس	درصد تجمعی	کل	درصد واریانس	درصد تجمعی
۱	۴/۵۱۵	۵۰/۱۶۷	۵۰/۱۶۷	۴/۵۱۵	۵۰/۱۶۷	۵۰/۱۶۷	۳/۳۲۶	۳۶/۹۵	۳۶/۹۵
۲	۱/۷۰۹	۱۸/۹۹۳	۶۹/۱۶۱	۱/۷۰۹	۱۸/۹۹۳	۶۹/۱۶۱	۲/۸۹۹	۳۲/۲۱۱	۶۹/۱۶۱
۳	۰/۸۵۲	۹/۴۶۷	۷۸/۶۲۸	۰/۸۵۲	۹/۴۶۷	۷۸/۶۲۸			
۴	۰/۶۱۴	۶/۸۲	۸۵/۴۴۸	۰/۶۱۴	۶/۸۲	۸۵/۴۴۸			
۵	۰/۴۵۹	۵/۱۰۲	۹۰/۵۵	۰/۴۵۹	۵/۱۰۲	۹۰/۵۵			
۶	۰/۲۹۵	۳/۲۷۳	۹۳/۸۲۳	۰/۲۹۵	۳/۲۷۳	۹۳/۸۲۳			
۷	۰/۲۷۸	۳/۰۹	۹۶/۹۱۳	۰/۲۷۸	۳/۰۹	۹۶/۹۱۳			
۸	۰/۱۶۲	۱/۸۰۳	۹۸/۷۱۶	۰/۱۶۲	۱/۸۰۳	۹۸/۷۱۶			
۹	۰/۱۱۶	۱/۲۸۴	۱۰۰	۰/۱۱۶	۱/۲۸۴	۱۰۰			

جدول ۴ عامل‌های که مقدار ویژه^۱ آنها بیشتر از ۰/۱ بوده است را نشان می‌دهد. در عامل یک عناصر Cr، Cu، V، Ni و Ti بیشترین بار عاملی را دارند. در عامل دو نیز چهار عنصر As، Mn، Pb و Zn بیشترین بار عاملی را دارند. شکل 3a موقعیت مکانی دو عامل اصلی را نشان می‌دهد. براساس مطالعات انجام شده پنج عنصر عامل اول دارای منشأ آلودگی غیر نقطه‌ای هستند و تحت تاثیر ساختارهای لیتولوژیک قرار دارند (Facchinelli et al., 2001). بنابراین عامل یک به اختصار لیتولوژیک نامیده می‌شود. همچنین براساس مطالعات گذشته عناصر عامل دوم دارای منشأ انسانی-طبیعی هستند و اصطلاح عامل انسانی-طبیعی به آنها تلقی می‌شود (Taghipour et al., 2011). نتایج PCA برای گروه بندی نمونه‌ها نیز حاوی دو عامل است که ۹۹ درصد واریانس تجمعی را تبیین می‌کند. باتوجه به اینکه تمامی نمونه‌های با بارعاملی زیاد در عامل یک قرار گرفتند، بنابراین آنالیز PCA قادر به جداسازی نمونه‌های متاثر و غیر متاثر با آزادراه نمی‌باشد. همانطور که در شکل 3b مشاهده می‌گردد تمامی نمونه‌ها در یک موقعیت نزدیک به همدیگر قرار دارند.

جدول ۴. مقادیر بارهای عاملی عناصر اندازه‌گیری شده در دو عامل اول

متغیر	عوامل	
	لیتولوژیک	انسانی طبیعی
As	-۰/۰۴	۰/۸۶
Cr	۰/۷۸۳	۰/۱۵۳
Cu	۰/۶۵۲	۰/۴۵۱
Mn	۰/۲۵۱	۰/۸۸۲
Ni	۰/۸۴۶	۰/۳۲۵
Pb	۰/۲۵۵	۰/۸۴۲
Ti	۰/۸۷۸	۰/۰۵۲
V	۰/۷۷۷	۰/۱۳۲
Zn	۰/۲۶۲	۰/۵۶۶

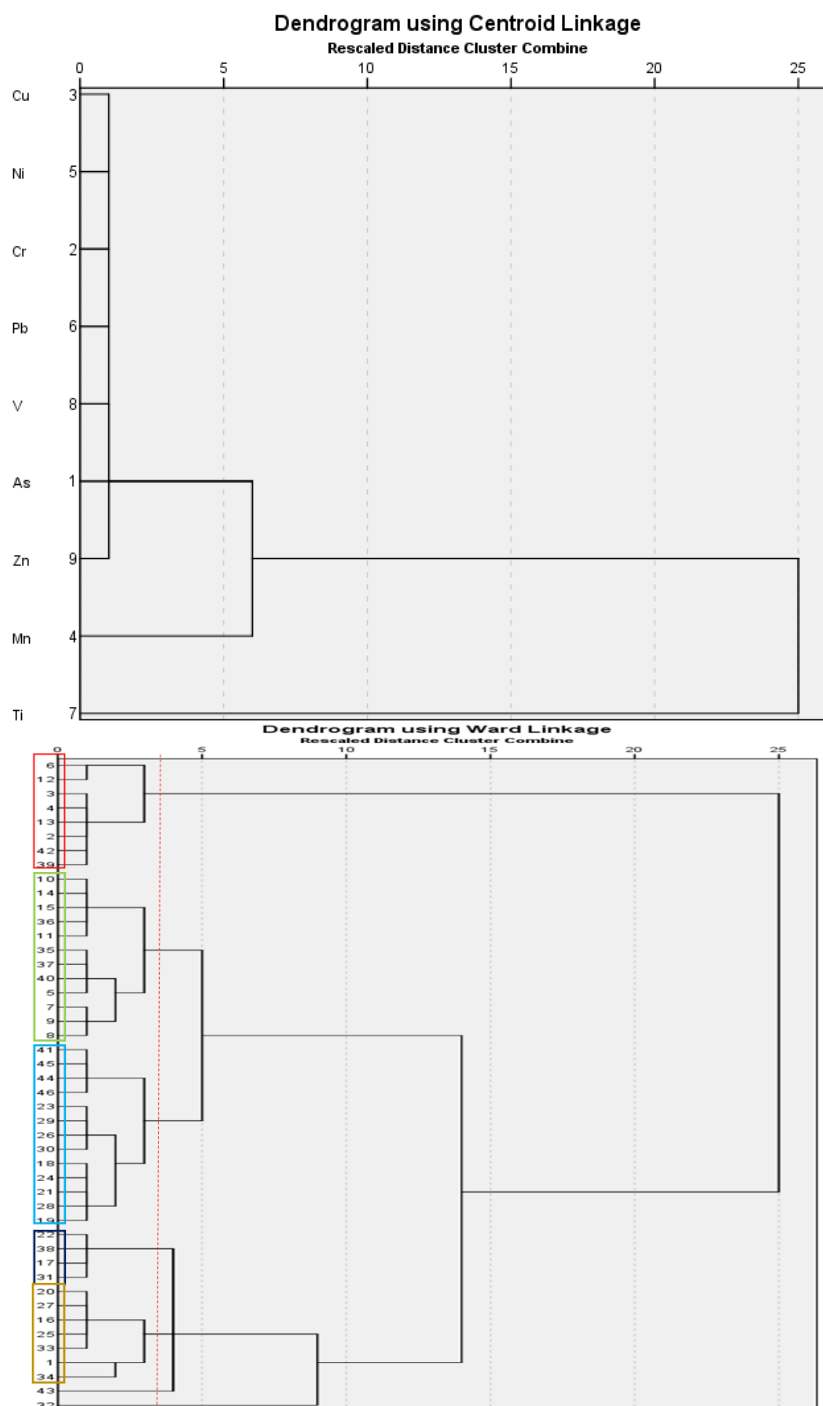


شکل ۳. نمودار پراکنش متغیرها (a) و نمونه‌ها (b) نسبت به عامل‌های استخراج شده

آنالیز خوشه‌ای

از آنالیز خوشه‌ای برای دسته بندی نمونه‌ها و عناصر در کلاس‌های مشابه استفاده شد. روش خوشه بندی سلسله مراتبی از نوع خوشه‌بندی متمرکز در این تحقیق استفاده شده است. سپس، از معیار فاصله اقلیدسی برای تشابه یا عدم تشابه بین مشاهدات استفاده شد. با توجه به اینکه غلظت داده‌های عناصر در بازه‌های متنوعی قرار دارند، قبل از خوشه بندی، تمامی داده‌ها بین صفر و یک استاندارد گردیدند. شکل ۴ نمودار شاخه درختی حاصل از خوشه بندی عناصر (4a) و نمونه‌ها (4b) را نشان می‌دهد. تعداد مطلوب خوشه‌ها بر روی دندوگرام بر اساس $d = \sqrt{N/2}$ انتخاب شده است، که در آن d فاصله ادغام خوشه‌ها و N تعداد کل نمونه‌ها که برابر با ۴۵ می‌باشد (زارع چاهوکی، ۱۳۸۹). در واقع فاصله بین دو خوشه، فاصله بین میانگین‌های آنهاست. نتایج نشان داد که عناصر براساس تشابه در سه خوشه قرار می‌گیرند. خوشه اول شامل: As، Cu، Cr، V، Ni، Pb و Zn خوشه دوم شامل Mn و خوشه سوم شامل Ti است. این نتایج نشان دهنده منشاء متفاوت

(سنگ مادری، نوع فرسایش، کاربری و ...) در بین این سه گروه است. نتایج این بخش با نتایج روش تحلیل عاملی متفاوت است. نتایج خوشه بندی نمونه‌ها نشان داد که هفت خوشه که بیشترین تشابه را با هم دارند قابل تفکیک است. به رغم اینکه تعداد نمونه‌های مرتبط با آزادراه ۳۰ درصد از کل نمونه‌ها هستند، اما، آنالیز خوشه‌ای سایت‌ها نشان داد که، ۲۸ درصد از این نمونه‌ها در خوشه دو و ۲۱ درصد در خوشه سه تفکیک شده‌اند. به عبارتی دیگر، ۵۰ درصد نمونه‌های مرتبط با آزادراه در دو خوشه و مابقی در خوشه‌های دیگر قرار گرفته‌اند.



شکل ۴. نمودار شاخه‌ای آنالیز خوشه‌ای عناصر (a) و سایت‌های نمونه‌برداری (b) در منطقه مورد مطالعه

شاخص‌های آلودگی

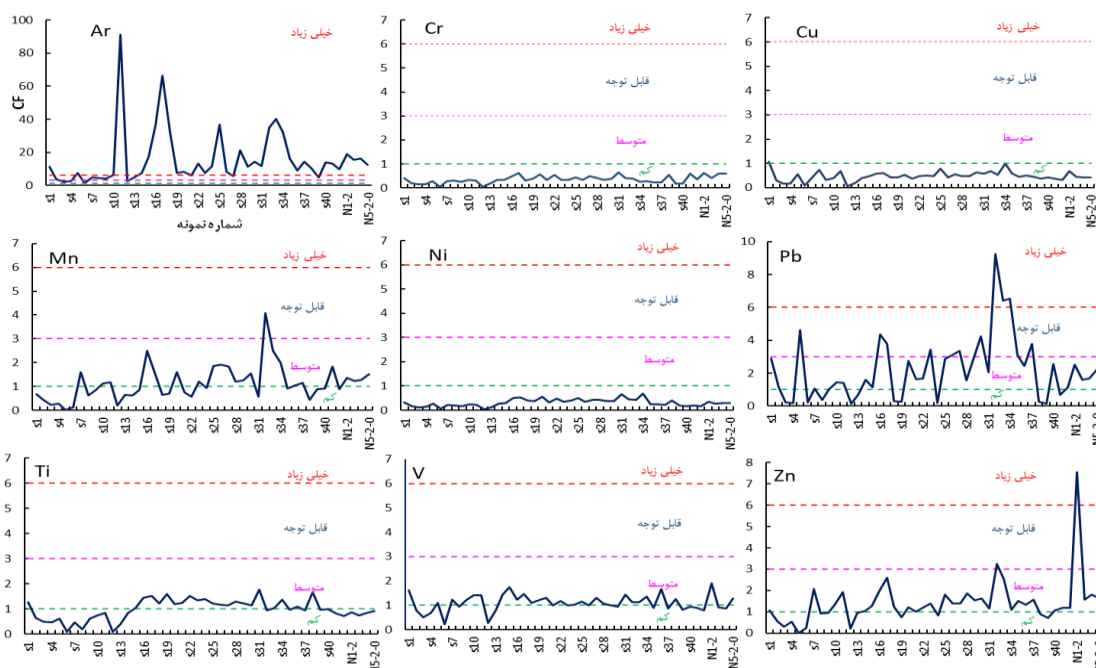
شکل ۵ مقادیر آلودگی فلزات سنگین براساس شاخص CF را نشان می‌دهد. نتایج نشان داد که مقادیر غلظت عنصر آرسنیک در حوزه باعث ایجاد آلودگی خیلی زیاد شده است (شکل 5a). لازم به ذکر است که در تمامی نمودارهای بخش نتایج این تحقیق، محور افقی به ترتیب از نمونه s1 تا s40 قرار گرفته است و در ادامه نیز به رسوبات معلق به ترتیب N1-0, N1-1, N1-2, N3-N-0, N3-2 و N5-



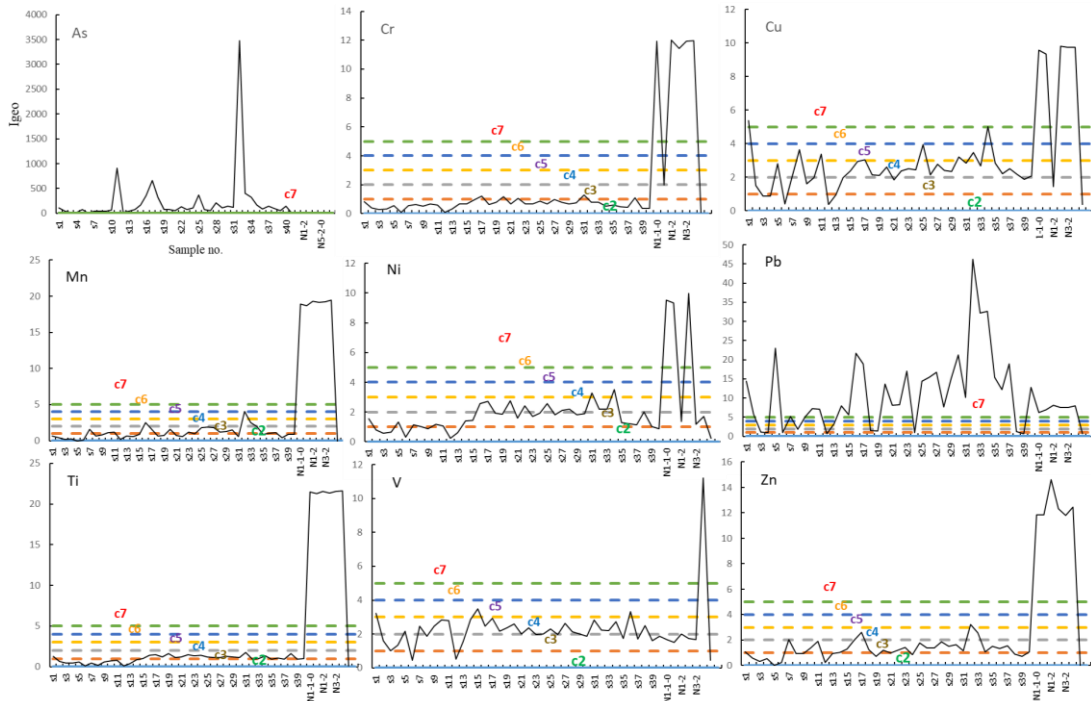
2-0 بر روی محور افقی نمودارها قرار گرفته‌اند. براساس نتایج به غیر از ۱۲ نمونه در مابقی نمونه‌ها شاخص آلاینده‌های آرسنیک خیلی زیاد بوده است. این آلاینده‌ها در نمونه‌های خاک بیشتر از رسوب معلق بوده است، اما در تمامی نمونه‌های رسوب معلق برداشت شده نیز شاخص آلاینده‌های آرسنیک زیاد است. بیشترین میزان این شاخص در نمونه‌های رسوب مربوط به نمونه برداشت شده در تاریخ ۲۲ فروردین ۱۳۹۹ از خروجی حوزه (N1-2) بوده است. نکته قابل توجه، کلاس خیلی زیاد آلودگی در نمونه‌های متاثر از فعالیت آزادراه است (نمونه‌های S32 تا S40 بجز S39). برخلاف آرسنیک، شاخص آلاینده‌ها برای عناصر کروم (شکل 5b)، مس (شکل 5c) و نیکل (شکل 5e) در تمامی نمونه‌ها در کلاس آلاینده‌ها کم قرار گرفته‌اند. نتایج بررسی شاخص آلاینده‌ها منگنز نشان داد که، کل نمونه‌های رسوب معلق برداشت شده در کلاس متوسط آلاینده‌ها منگنز قرار دارند (شکل 5d). نکته قابل توجه، تفاوت اندک بین شاخص CF در نمونه‌های رسوب معلق غیر متاثر (N5-2-0) و متاثر از فعالیت‌های آزادراه (N3-N0، N1-1-0، N1-1، N1-2، N3-N0) است. به عبارت دیگر نمی‌توان از مقادیر شاخص CF منگنز در رسوب معلق، به میزان دخالت در آلودگی این فلز توسط فعالیت‌های عمرانی فعال در حوزه پرداخت. اما، زیادترین مقدار کلاس آلودگی منگنز (آلودگی قابل توجه) در نمونه S32 که از رسوبات فرو نهشته کف آبراهه در فاصله نزدیک به محل انباشته آزادراه برداشت گردیده مشاهده شد. شیرابه‌های حاصل از شستشوی نخاله‌ها در این محدوده مستقیماً به داخل آبراهه وارد می‌شود. نتایج شاخص CF برای عنصر سرب نشان داد که آلوده‌ترین نمونه‌ها مربوط به نخاله‌ها، شیروانی جاده و رسوبات فرونهشته در حفاصل باند اصلی آزادراه می‌باشند (شکل 5f). مشابه عنصر منگنز، در عنصر سرب نیز نمونه S32 زیادترین کلاس آلودگی را در بین کل نمونه‌ها دارد. هر چقدر به خروجی حوزه نزدیک‌تر می‌شویم از مقدار CF نمونه‌های خاک و رسوب فرونهشته کاسته می‌شود. کلاس شاخص آلودگی عناصر تیتانیم (شکل 5g) و وانادیم (شکل 5h) در اکثر نمونه‌های رسوب معلق و خاک کم و متوسط بوده است. بنظر می‌رسد که غلظت این دو فلز در حد مقدار طبیعی در پوسته زمین هستند. یکی از مهمترین فلزات مورد بررسی در این تحقیق روی می‌باشد. این عنصر به همراه آرسنیک تنها عناصری هستند که کلاس آلاینده‌ها در آنها در نمونه رسوب معلق (خروجی حوزه N1-2) مقدار خیلی زیاد بوده است. مقادیر شاخص CF برای سایر نمونه‌های برداشت شده بجز نمونه S32 (محل تلاقی گذرگاه بهمین و آبراهه) در کلاس کم و متوسط بوده‌اند (شکل 5j). بطور کلی، از حیث شاخص CF فقط عناصر آرسنیک، سرب، منگنز و روی در بعضی از نمونه‌ها در کلاس خطرناک و فراتر از استاندارد قرار داشتند. چونکه میزان فاکتور آلودگی زیاد عنصر آرسنیک در نمونه‌های داخل و خارج از تاثیر آزادراه مشاهده شده، نمی‌توان به طور قطعی فعالیت‌های آزادراه تهران-شمال را دلیل آن دانست. بطور طبیعی آرسنیک در خاک‌های مختلف وجود دارد، اما آزاد شدن آن تحت تاثیر عواملی مانند pH، ماده آلی، پتانسیل ریداکس، بافت خاک و کانی شناسی قرار دارد. هیدروکسیدهای آهن رایج در خاک مثل گاتایت و فری‌هیدرات مهم‌ترین تاثیر را بر تحرک و فراهمی آرسنیک دارند (Miretzky and Cirelli, 2010). فراوانی عنصر آرسنیک در پوسته زمین حدود ۲ ppm است و بیستمین عنصر فراوان در پوسته محسوب می‌شود (Wang and Mulligan, 2006). تقریباً یک سوم آرسنیک موجود در جو زمین از منابع طبیعی مانند آتشفشان‌ها حاصل می‌شود، اما بیشتر این عنصر از فعالیت‌های انسانی مانند ذوب، استخراج معادن (به ویژه استخراج مس) و نیروگاه‌های برق با سوخت زغال سنگ منتشر می‌شود. در محدوده مورد بررسی هرکدام از دلایل بالا می‌تواند دلیلی بر آلودگی زیاد این شبه فلز باشد، اما نوسان مقادیر آن در طی نمونه‌برداری‌های مختلف رسوب می‌تواند به شرایط کاهش و اجزاء آرسنیت‌ها حوزه مرتبط باشد (Yan-Chu, 1994). اگرچه زمان دو ساله پایش این عناصر نیز مدت کافی برای تکمیل این فرآیندها نیست.

شکل ۶ نتایج مربوط به بررسی شاخص زمین‌انباشتی را برای نه عنصر نشان می‌دهد. نتایج این شاخص برای عنصر آرسنیک در شکل 6a نشان داده شده است. همانطور که از نتایج پیداست، فقط در نمونه رسوب معلق خارج از محدوده آزادراه (N5-2-0) کلاس آلاینده‌های آرسنیک خیلی شدید (c7) نبوده است. همانطور که در شاخص CF اشاره شد، در این شاخص نیز نمونه S32 دارای مقادیر بسیار زیادی از آلاینده‌ها است. نکته قابل توجه، زیاد بودن مقدار Igeo برای نمونه‌های خارج از محدوده فعالیت آزادراه است. نتایج این شاخص برای عنصر کروم نشان داد که کلاس آلاینده‌ها در نمونه‌های داخل و خارج از محدوده فعالیت آزادراه از غیر آلوده تا متوسط (کلاس c2 و c3) تغییر می‌کند. اما نتایج برای نمونه‌های رسوب معلق متفاوت بوده است. در ایستگاه‌های یک (N1)، دو (N2) و سه (N3) که متاثر از فعالیت آزادراه هستند، در کلاس شدید آلوده به کروم گزارش شده است (شکل 6b). در ایستگاه پنج (N5) کلاس غیر آلوده تا آلودگی متوسط (کلاس c2) است. نمونه برداشت شده در رخداد سیل ۲۲ فروردین ۱۳۹۹ از خروجی حوزه (N1-2) نیز در کلاس آلودگی متوسط (c3) قرار گرفته است. این نشان دهنده متغیر بودن غلظت کروم در حوزه لانیز است. این تغییرات در رسوبات معلق، در عنصر مس نیز تقریباً تکرار شده است (شکل 6c). اما مقدار شاخص Igeo در نمونه‌های خاک از کلاس c2 تا آلودگی سنگین تا شدید (c6) متغیر است.

اکثر نمونه‌های مرتبط با فعالیت آزادراه دارای کلاس آلودگی متوسط تا سنگین (c4)، سنگین (c5) و سنگین تا شدید هستند. نمونه s1 به عنوان آلوده ترین نمونه خارج از فعالیت آزادراه شناسایی شد. مقادیر Igeo برای عنصر منگنز در رسوبات معلق مشابه تغییرات Cr و Cu است با این تفاوت که در منگنز نمونه N1-2 نیز در کلاس c7 قرار گرفته است (شکل 6d). بیشترین مقدار Igeo در بین نمونه‌های خاک مربوط به نمونه s32 است که در کلاس c5 قرار دارد. مابقی نمونه‌ها خاک نیز در طبقه c2 تا c3 متغیر است. نتایج شاخص Igeo برای عنصر نیکل در شکل 6e نشان داده شده است. در این عنصر نیز مشابه سه عنصر منگنز، کروم و مس، نمونه‌های رسوب معلق بجز (نمونه شماره ۲ از خروجی حوزه (N1-2)، نمونه شماره N3-N و نمونه N5-2-0) که به ترتیب در کلاس c3، c3 و c2 قرار دارند، مابقی در طبقه آلودگی زمین انباشتی شدید نیکل قرار دارند. در نمونه‌های خاک نیز از s15 تا s31 که خارج از محدوده فعالیت آزادراه هستند، کلاس آلودگی نیکل c4 است، و در نمونه‌های خاک متأثر از آزادراه، نمونه‌های s32 و s35 دارای کلاس آلودگی سنگین هستند و نمونه‌های s36 تا s40 نیز در کلاس c3 قرار گرفته‌اند. بررسی نتایج شاخص Igeo برای عنصر سرب نشان داد که آلودگی در نمونه‌های رسوب معلق متأثر از آزادراه در کلاس c7 قرار دارند. ذکر این نکته الزامیست که زیادتین مقادیر شاخص Igeo سرب در نمونه‌های رسوب متأثر از آزادراه تشخیص داده شده است (شکل ۶). به عبارت دیگر همه نمونه‌های تحت تاثیر آزادراه دارای کلاس آلودگی شدید هستند. اگرچه، این کلاس آلودگی در نمونه‌های غیر متأثر از محدوده فعالیت‌های آزادراه نیز مشاهده شده است. رفتار این شاخص برای عنصر تیتانیوم در نمونه‌های رسوب معلق، مشابه آن در عنصر منگنز بوده و نمونه‌های متأثر از فعالیت‌های عمرانی در کلاس آلودگی شدید قرار دارند. برای نمونه‌های خاک تفاوت زیادی بین نمونه‌ها دیده نمی‌شود و همگی در کلاس c2 و c3 قرار دارند (شکل ۶). شاخص زمین انباشتی و نادیم در رسوبات معلق، بر خلاف سایر عناصر فقط در رسوبات جمع آوری شده در تاریخ ۲۲ فروردین ۱۳۹۹ از داخل آبراهه (N3-N) دارای کلاس آلودگی شدید بوده است. سایر نمونه‌های مرتبط با آزادراه در کلاس c3 قرار گرفته‌اند. در نمونه‌های خاک نیز فقط نمونه s32 از محدوده آزادراه و نمونه s15 از محدوده خارج از فعالیت آزادراه دارای کلاس آلودگی c5 بوده‌اند (شکل ۶). در عنصر روی نیز نمونه‌های رسوب معلق مرتبط با آزادراه در کلاس زمین انباشتی شدید قرار گرفته‌اند و نمونه غیر متأثر از محدوده فعالیت در کلاس غیرآلوده قرار دارند (شکل ۶). در نمونه‌های خاک نیز بجز نمونه s32 و s15 مابقی نمونه‌ها در کلاس c2 یا c3 قرار گرفته‌اند و تفاوت چندانی با همدیگر ندارند.

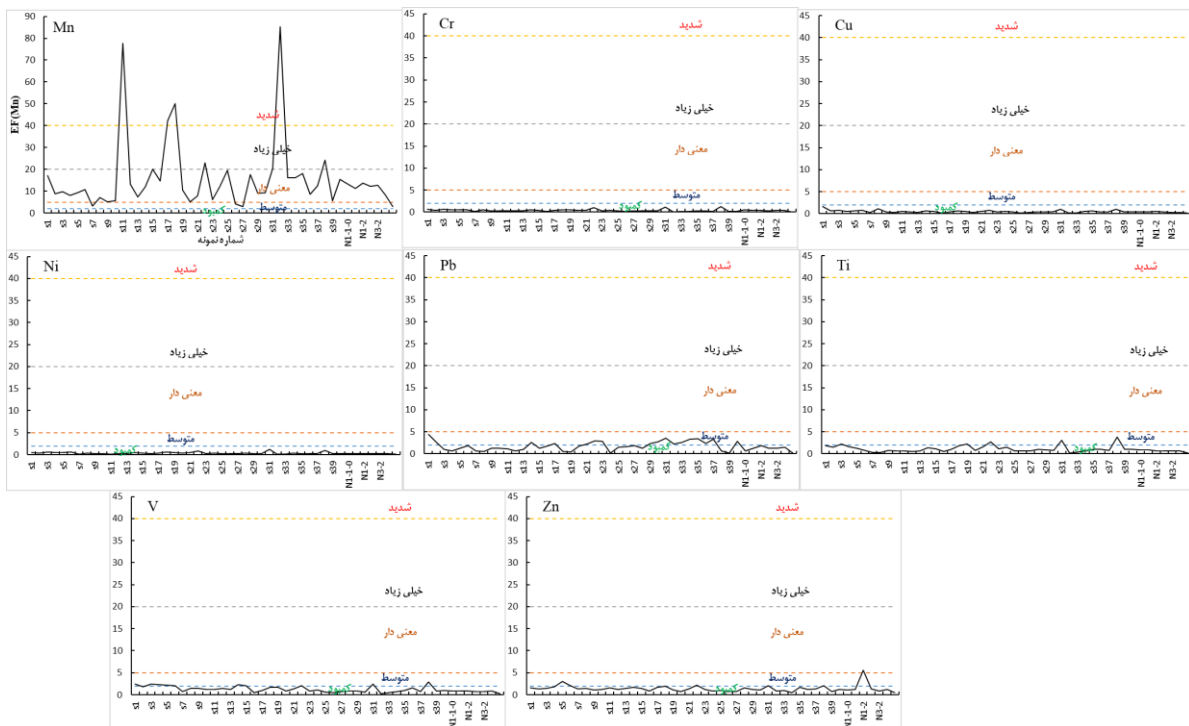


شکل ۵. تغییرات شاخص CF به همراه طبقه‌بندی کلاس‌های آلودگی برای فلزات سنگین



شکل ۶. تغییرات شاخص Igeo به همراه طبقه‌بندی کلاس‌های آلودگی برای فلزات سنگین

شکل ۷ مقادیر شاخص غنی‌شدگی استاندارد شده با عنصر منگنز را نشان می‌دهد. همانطور که نتایج نشان داده است بجز عنصر آرسنیک که نمونه‌ها در کلاس‌های غنی‌شدگی متوسط تا شدید قرار دارند، در مابقی عناصر کم یا متوسط بوده‌اند. با این حال نمونه‌های مرتبط با آزادراه در بیشتر عناصر دارای مقادیر شاخص غنی‌شدگی استاندارد شده با منگنز بیشتری بوده‌اند.

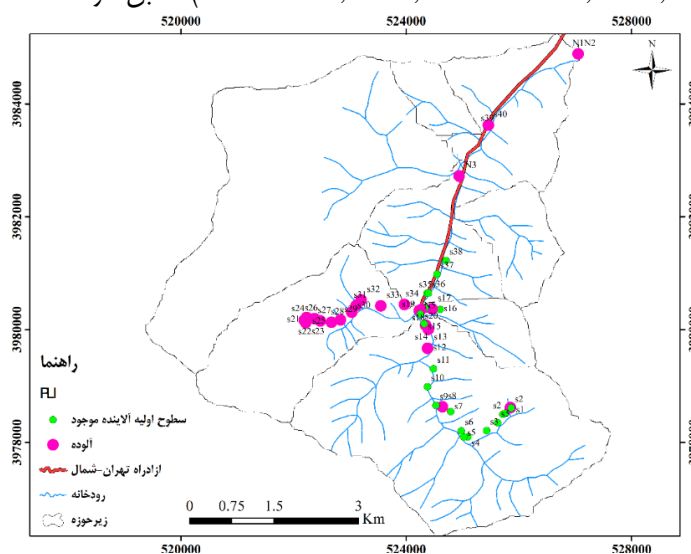


شکل ۷. تغییرات شاخص EF(Mn) به همراه طبقه‌بندی کلاس‌های غنی‌شدگی برای فلزات سنگین

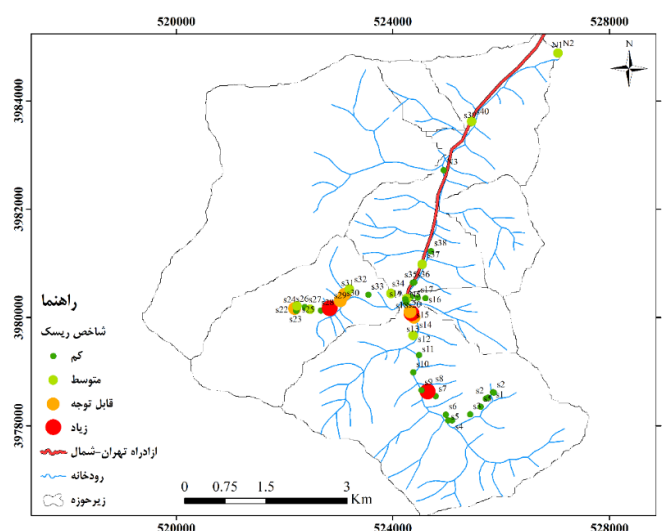
شکل ۸ نتایج توزیع مکانی شاخص چند عنصری PLI را نشان می‌دهد. نتایج نشان داد که مقدار آلاینده‌گی چند عنصری PLI در حوزه مورد مطالعه در دو کلاس غیر آلوده و سطوح اولیه آلاینده موجود قرار دارند. براساس این شاخص توزیع آلاینده‌گی در سطح حوزه یکنواخت

است.

در شاخص چند عنصره RI چهار کلاس از ریسک در بین نمونه‌ها وجود دارد (شکل ۹). نتایج نشان داد که کلیه نمونه‌های رسوب معلق بجز N1-2 و N3-N که دارای شاخص ریسک متوسط هستند، در سایر نمونه‌های متاثر و غیر متاثر از فعالیت‌های آزادراه تهران - شمال دارای شاخص ریسک اکولوژیک کم هستند. بر خلاف انتظار، مقدار این شاخص در نمونه‌های خاک مرتبط با آزادراه در کلاس ریسک کم قرار دارند، این در حالیست که، نمونه‌های برداشت شده از دو زیر حوزه شماره ۷ و ۸ دارای مقادیر ریسک متوسط تا زیادی هستند. بطور کلی، فقط در نمونه‌های S11، S17، S32 و S33 شاخص RI در طبقه ریسک زیاد قرار داشته‌اند. که از این بین فقط S32 متاثر از فعالیت‌های آزادراه بوده است. همچنین، نمونه‌های S33 و S34 از محدوده فعالیت‌های آزادراه و نمونه‌های S16، S18 و S25 از مناطق خارج از فعالیت آزادراه، دارای شاخص ریسک اکولوژیک قابل توجه بوده‌اند. نمونه‌های خاک S16، S18، S25، S33، S34، S15، S22، S35، S30، S28 و S37 دارای شاخص ریسک متوسط هستند. در سایر نمونه‌ها مقدار شاخص ریسک در کلاس کم قرار دارد. این نتایج با یافته‌های (Zhu et al., 2012; El Nemret al., 2016; Elkaee et al., 2020) تطابق دارد.



شکل ۸. تغییرات طبقه‌بندی شاخص PLI در مکان‌های نمونه‌برداری



شکل ۹. تغییرات طبقه‌بندی شاخص RI در مکان‌های نمونه‌برداری

نتیجه‌گیری

در این تحقیق محتوای فلزات و شبه فلزات سنگین (As, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Ti, V, Zn) در ۴۰ نمونه خاک و رسوب به تله افتاده و پنج نمونه رسوب معلق در آبراه‌های حوزه لانیز، کرج مورد بررسی قرار گرفت. همچنین از آنالیز چند متغیره PCA و آنالیز خوشه‌ای برای تفسیر داده‌ها استفاده گردید. به منظور بررسی آلودگی رسوبات و خاک منطقه به فلزات و شبه فلزات سمی از شاخص‌های تک



عنصره (Eri و CF, EF, Igeo) و چند عنصره (RI و PLI) استفاده شد. نتایج نشان داد که در حوزه لانیز عناصر Ni، V، Cu، Cr، Ti و دارای منشأ آلودگی سنگ شناسی هستند و چهار عنصر Mn، As، Pb و Zn دارای منشأ انسانی - طبیعی هستند. ویژگی عناصر مورد بررسی نشان داد که بیشتر نمونه‌های خاک و رسوب تحت تاثیر آزادراه از طریق آنالیز خوشه‌ای قابل تفکیک هستند. نتایج شاخص‌های آلودگی نشان داد که حوزه لانیز دارای آلودگی خیلی زیاد آرسنیک است. این آلودگی از هردو منشأ حاصل شده است و نمی‌توان صرفاً فعالیت آزادراه را دلیل آن دانست. وجود آلودگی شدید سرب در بیشتر شاخص‌ها و برای تعداد زیادی از نمونه‌ها تحت تاثیر آزادراه، بیانگر تاثیر انسان بر آلودگی آن در حوزه لانیز است. نوسان در کلاس آلودگی نمونه‌های رسوب معلق در شاخص‌های آلودگی مختلف در رخدادهای بارندگی مختلف بیانگر دوره‌های فعالیت و سکون منشأ‌های آلودگی در زمان انجام این تحقیق (حدوداً دو سال) است. اگرچه فرآیندهای شیمیایی می‌تواند دلیل این تغییرات باشد، اما مقیاس زمانی کوتاه پایش، باعث رد شدن این فرضیه خواهد شد. زیرا فرآیندهای ژئوشیمیایی برای اینکه یک فلز یا شبه فلز سنگین را در سطح وسیع در دسترس سیستم زهکش قرار دهند یا در زمان کوتاهی آن فلز یا شبه فلز در طبیعت کم شود نیازمند به مدت زمان بیشتر از دو سال است. نتایج این تحقیق نشان داد که در صورت استفاده همزمان از شاخص‌های چندعنصره و تک عنصره تا زمانی که فاکتور سمیت و غلظت زمینه بصورت محلی تعیین نشده باشد، ممکن است مقادیر واقعی آلودگی را کمتر از حد واقعی نشان دهند یا بالعکس. جمع آوری غلظت‌های ثبت شده در مطالعات مختلف قبلی در هر زون زمین شناسی در بدست آوردن مقدار زمینه نزدیک به واقعیت موجود هر عنصر، قدم مهمی در بررسی آلودگی فلزات و شبه فلزات سنگین با شاخص‌های آلودگی در مطالعه موردی است.

"هیچ‌گونه تعارض منافع بین نویسندگان وجود ندارد"

REFERENCES

- Ayyanar, A., & Thatikonda, S. (2021). Enhanced Electrokinetic Removal of Heavy Metals from a Contaminated Lake Sediment for Ecological Risk Reduction. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*, 30(1), 12-34.
- Birch, G. F. (2017). Determination of sediment metal background concentrations and enrichment in marine environments—a critical review. *Science of the total environment*, 580, 813-831.
- Castillo-Nava, D., Elias-Santos, M., López-Chuken, U. J., Valdés-González, A., de la Riva-Solís, L. G., Vargas-Pérez, M. P., ... & Luna-Olvera, H. A. (2020). Heavy metals (lead, cadmium and zinc) from street dust in Monterrey, Mexico: ecological risk index. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 17(6), 3231-3240.
- Dash, S., Borah, S. S., & Kalamdhad, A. S. (2021). Heavy metal pollution and potential ecological risk assessment for surficial sediments of Deepor Beel, India. *Ecological Indicators*, 122, 107265.
- Desaules A (2012) Critical evaluation of soil contamination assessment methods for trace metals. *Sci Total Environ* 426:120-131
- Dung, T. T. T., Cappuyns, V., Swennen, R., & Phung, N. K. (2013). From geochemical background determination to pollution assessment of heavy metals in sediments and soils. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 12(4), 335-353.
- Egbueri, J. C., & Enyigwe, M. T. (2020). Pollution and ecological risk assessment of potentially toxic elements in natural waters from the Ameka Metallogenic District in southeastern Nigeria. *Analytical Letters*, 53(17), 2812-2839.
- 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.
- Fathabadi, A., Selajeghe, A., Pezeshk, H., Nazari Samani, A.A., Rohani, H. (2016), Origination of suspended sediments and estimation of its uncertainty (case study: Zaydasht-Fashandak basin of Taleghan). *Pasture and Watershed Journal*, 70(1): 57-69. [In Persian]
- Ghorbanzadeh zaferani, S. G., Hoseini tayefeh, F., Azimi, S., Gandomkar, M., & Badamfirooz, J. (2021). Environmental qualitative assessment of Karaj River sediments (Alborz Province). *Iranian Scientific Fisheries Journal*, 30(1), 37-52. doi: 10.22092/isfj.2021.123946 [In Persian]
- Hakanson, L. (1980). An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water research*, 14(8), 975-1001.
- Hashim, M. A., Mukhopadhyay, S., Sahu, J. N., & Sengupta, B. (2011). Remediation technologies for heavy metal contaminated groundwater. *Journal of environmental management*, 92(10), 2355-2388.
- Hassan, M. A., El Nemr, A., & Madkour, F. F. (2016). Environmental assessment of heavy metal pollution and human health risk. *American Journal of Water Science and Engineering*, 2(3), 14-19.

- Hou, D., O'Connor, D., Nathanail, P., Tian, L., & Ma, Y. (2017). Integrated GIS and multivariate statistical analysis for regional scale assessment of heavy metal soil contamination: A critical review. *Environmental Pollution*, 231, 1188-1200.
- Huang, J., Li, F., Zeng, G., Liu, W., Huang, X., Xiao, Z., ... & He, Y. (2016). Integrating hierarchical bioavailability and population distribution into potential eco-risk assessment of heavy metals in road dust: A case study in Xiandao District, Changsha city, China. *Science of the Total Environment*, 541, 969-976.
- Hu, Z., & Gao, S. (2008). Upper crustal abundances of trace elements: A revision and update. *Chemical Geology*, 253(3-4), 205-221.
- Izah, S. C., Bassey, S. E., & Ohimain, E. I. (2018). Ecological risk assessment of heavy metals in cassava mill effluents contaminated soil in a rural community in the Niger Delta Region of Nigeria. *Molecular Soil Biology*, 9.
- Jaishankar, M., Tseten, T., Anbalagan, N., Mathew, B. B., & Beeregowda, K. N. (2014). Toxicity, mechanism and health effects of some heavy metals. *Interdisciplinary toxicology*, 7(2), 60.
- Jeong, H., Choi, J. Y., Choi, D. H., Noh, J. H., & Ra, K. (2021). Heavy metal pollution assessment in coastal sediments and bioaccumulation on seagrass (*Enhalus acoroides*) of Palau. *Marine Pollution Bulletin*, 163, 111912.
- Jorfi, S., Maleki, R., Jaafarzadeh, N., & Ahmadi, M. (2017). Pollution load index for heavy metals in Mian-Ab plain soil, Khuzestan, Iran. *Data in brief*, 15, 584-590.
- Kamani, H., Mahvi, A. H., Seyedsalehi, M., Jaafari, J., Hoseini, M., Safari, G. H., ... & Ashrafi, S. D. (2017). Contamination and ecological risk assessment of heavy metals in street dust of Tehran, Iran. *International journal of environmental science and technology*, 14(12), 2675-2682.
- Kaur, M., Kumar, A., Mehra, R., & Kaur, I. (2020). Quantitative assessment of exposure of heavy metals in groundwater and soil on human health in Reasi district, Jammu and Kashmir. *Environmental geochemistry and health*, 42(1), 77-94.
- Kumar, A., & Kumar, V. (2018). Heavy metal pollution load in the sediment of the river mahananda within Katihar district, Bihar, India. *International journal of basic and applied research*, 8(11), 515-532.
- Kumar, V., Sharma, A., Kaur, P., Sidhu, G. P. S., Bali, A. S., Bhardwaj, R., ... & Cerda, A. (2019). Pollution assessment of heavy metals in soils of India and ecological risk assessment: A state-of-the-art. *Chemosphere*, 216, 449-462.
- Lim, K. Y., Zakaria, N. A., & Foo, K. Y. (2021). Geochemistry pollution status and ecotoxicological risk assessment of heavy metals in the Pahang River sediment after the high magnitude of flood event. *Hydrology Research*, 52(1), 107-124.
- Linnik, P. M., & Zubenko, I. B. (2000). Role of bottom sediments in the secondary pollution of aquatic environments by heavy-metal compounds. *Lakes & Reservoirs: Research & Management*, 5(1), 11-21.
- Liu, D., Ma, J., Sun, Y., & Li, Y. (2016). Spatial distribution of soil magnetic susceptibility and correlation with heavy metal pollution in Kaifeng City, China. *Catena*, 139, 53-60.
- Long, X., Liu, F., Zhou, X., Pi, J., Yin, W., Li, F., ... & Ma, F. (2021). Estimation of spatial distribution and health risk by arsenic and heavy metals in shallow groundwater around Dongting Lake plain using GIS mapping. *Chemosphere*, 269, 128698.
- Ma, Y., Egodawatta, P., McGree, J., Liu, A., & Goonetilleke, A. (2016). Human health risk assessment of heavy metals in urban stormwater. *Science of the Total Environment*, 557, 764-772.
- Martin, J. M., & Meybeck, M. (1979). Elemental mass-balance of material carried by major world rivers. *Marine chemistry*, 7(3), 173-206.
- Miretzky, P., & Cirelli, A. F. (2010). Remediation of arsenic-contaminated soils by iron amendments: a review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 40(2), 93-115.
- Muller, G. (1969). Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. *Geojournal*, 2, 108-118.
- Nosrati, K., & Collins, A. L. (2019). Investigating the importance of recreational roads as a sediment source in a mountainous catchment using a fingerprinting procedure with different multivariate statistical techniques and a Bayesian un-mixing model. *Journal of hydrology*, 569, 506-518.
- Nosrati, K., Akbari-Mahdiabad, M., Fiener, P., & Collins, A. L. (2021). Using different size fractions to source fingerprint fine-grained channel bed sediment in a large drainage basin in Iran. *CATENA*, 200, 105173.
- Ota, Y., Suzuki, A., Yamaoka, K., Nagao, M., Tanaka, Y., Irizuki, T., ... & Nishimura, O. (2021). Geochemical distribution of heavy metal elements and potential ecological risk assessment of Matsushima Bay sediments during 2012–2016. *Science of The Total Environment*, 751, 141825.
- Paul, V., Sankar, M. S., Vattikuti, S., Dash, P., & Arslan, Z. (2021). Pollution assessment and land use land cover influence on trace metal distribution in sediments from five aquatic systems in southern



- USA. *Chemosphere*, 263, 128243.
- Phillips, J. M., Russell, M. A., & Walling, D. E. (2000). Time-integrated sampling of fluvial suspended sediment: a simple methodology for small catchments. *Hydrological Processes*, 14(14), 2589-2602.
- Proshad, R., Kormoker, T., & Islam, S. (2021). Distribution, source identification, ecological and health risks of heavy metals in surface sediments of the Rupsa River, Bangladesh. *Toxin reviews*, 40(1), 77-101.
- Rahmanian, M., & Safari, Y. (2020). Contamination factor and pollution load index to estimate source apportionment of selected heavy metals in soils around a cement factory, SW Iran. *Archives of Agronomy and Soil Science*.
- Saxena, G., Purchase, D., Mulla, S. I., Saratale, G. D., & Bharagava, R. N. (2019). Phytoremediation of heavy metal-contaminated sites: eco-environmental concerns, field studies, sustainability issues, and future prospects. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology Volume 249*, 71-131.
- Singh, M., Müller, G., & Singh, I. B. (2002). Heavy metals in freshly deposited stream sediments of rivers associated with urbanisation of the Ganga Plain, India. *Water, Air, and Soil Pollution*, 141(1), 35-54.
- Taghipour, M., Ayoubi, S., & Khademi, H. (2011). Contribution of lithologic and anthropogenic factors to surface soil heavy metals in western Iran using multivariate geostatistical analyses. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*, 20(8), 921-937.
- Trujillo-González, J. M., Torres-Mora, M. A., Keesstra, S., Brevik, E. C., & Jiménez-Ballesta, R. (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.
- Yan- Chu, H. (1994). Arsenic Distribution in Soils. In: Arsenic in The Environment, Part I, Cycling and Characterization, Ed. J. O. Nriagu, p. 17- 51.
- Ukah, B. U., Egbueri, J. C., Unigwe, C. O., & Ubido, O. E. (2019). Extent of heavy metals pollution and health risk assessment of groundwater in a densely populated industrial area, Lagos, Nigeria. *International Journal of Energy and Water Resources*, 3(4), 291-303.
- Weissmannová, H. D., & Pavlovský, J. (2017). Indices of soil contamination by heavy metals—methodology of calculation for pollution assessment (minireview). *Environmental monitoring and assessment*, 189(12), 1-25.
- Wen, X., Lu, J., Wu, J., Lin, Y., & Luo, Y. (2019). Influence of coastal groundwater salinization on the distribution and risks of heavy metals. *Science of the Total Environment*, 652, 267-277.
- Xiong, Q., Zhao, W., Zhao, J., Zhao, W., & Jiang, L. (2017). Concentration levels, pollution characteristics and potential ecological risk of dust heavy metals in the metropolitan area of Beijing, China. *International journal of environmental research and public health*, 14(10), 1159.
- Yujun, Y. I., Zhaoyin, W., Zhang, K., Guoan, Y. U., & Xuehua, D. (2008). Sediment pollution and its effect on fish through food chain in the Yangtze River. *International Journal of Sediment Research*, 23(4), 338-347.
- Zare Chahoki, M.A. (2011). Data analysis in natural resources research with SPSS software. Academic Jihad Publications, Tehran branch. 310 p. [In Persian]
- Zhang, L., & Liu, J. (2014). In situ relationships between spatial-temporal variations in potential ecological risk indexes for metals and the short-term effects on periphyton in a macrophyte-dominated lake: a comparison of structural and functional metrics. *Ecotoxicology*, 23(4), 553-566.
- Zhao, S., Feng, C., Yang, Y., Niu, J., & Shen, Z. (2012). Risk assessment of sedimentary metals in the Yangtze Estuary: New evidence of the relationships between two typical index methods. *Journal of hazardous materials*, 241, 164-172.
- Qi, S., Leipe, T., Rueckert, P., Di, Z., & Harff, J. (2010). Geochemical sources, deposition and enrichment of heavy metals in short sediment cores from the Pearl River Estuary, Southern China. *Journal of marine systems*, 82, S28-S42.