Journal of Environmental Studies

Vol. 48, No. 2, Summer 2022

Journal Homepage: www.Jes.ut.ac.ir

Print ISSN: 1025-8620 Online ISSN 2345-6922

Ecological Risk Assessment of Heavy Metals in the Surface Soil of Selected Parks in Tehran, Based on Sampling at Year 1400

Seyedeh Zeynab Yaghoubi [1], Seyyed Abbas Hosseini*[1], Gholamreza Nabi Bidhendi[2], Ahmad Sharafati[1]

1 Department of Civil Engineering, Science and Research Branch, Islamic Azad University, Tehran, Iran

2 Department of Environmental Engineering, Faculty of Environment, University of Tehran, Tehran, Iran

DOI: 10.22059/jes.2022.335276.1008262

Document Type
Research Paper

Received
Desember 31, 2021

Accepted
July 9, 2021

Abstract

Today, with the ever-increasing expansion of urbanization and the resulting pollution, human society has faced various complications and environmental issues. Among these issues, problems related to soil are particularly important. Therefore, soil is an important indicator of human exposure to rare metals in urban environments. Heavy metals in urban parks are one of the most important indicators that reflect the state of pollution in the urban environment. In this study, the concentration of heavy metals in the soil of a number of selected parks in Tehran was evaluated. After sampling and preparing the samples, the total concentration of heavy metals in them was measured and using the existing indicators, the amount of ecological risk and the enrichment of heavy metals were assessed by using various statistical analyses. The results of the enrichment index show significant enrichment of lead, zinc and cadmium with average values of 15.67, 9.72 and 53.46, respectively, due to human activities. In ecological risk calculations, lead and cadmium showed significant and high risk with average values of 8.93 and 194.33 respectively. Finally, according to the statistical analysis, behavioral similarity of pollutants and previous studies, vehicle traffic was introduced as the main source of heavy metal emission in the soils of Tehran parks.

Keywords: Heavy Metals, Ecological Risk, Tehran Metropolis, Enrichment

* Corresponding Author: Email: abbas_hoseyni@srbiau.ir

Extended Abstract

Introduction

Heavy metals are highly toxic, and high levels in the soil can impair plant growth and reproduction. Heavy metal pollution is a constant threat to humans through various sources, the toxicity of which is significantly increasing. Heavy metal contamination can also affect animals and human health through other means, including dust and the food chain. Exposure to surface soils containing heavy metals in the long run can cause severe damage to human health through respiration, ingestion and skin absorption. Heavy metals are generally part of the natural environment. Some of them, like zinc, copper, iron and manganese, are needed in small amounts for living organisms. On the other hand, some metals, such as cadmium and lead, can be toxic to the human body, even in small amounts. Therefore, studying the severity of environmental pollution in urban areas, especially parks, is one of the most important factors in the absorption and redistribution of pollutants, especially metal pollutants. Urban parks are places where locals can relax, play and socialize. With the rapid economic development of recent decades, urban parks have become a very important indicator for assessing the quality of life of urban residents. On the other hand, due to the presence of potentially toxic elements in the park soil of industrial cities, the health risk for children is high due to unwanted consumption of significant amounts of metals and their low tolerance to pollutants. In contrast to agricultural soils, urban soils, especially park soils that are not used for food products, may have a direct impact on public health and easily transmit contamination to humans. Today, many studies have been done on the concentration and dispersion of heavy metals, and a small number of these studies are related to developed countries. Studies in the central lands of Zanjan province showed that the highest average enrichment factor for the heavy metals cadmium, zinc, lead and copper occurred in urban land use and also the highest pollution index related to cadmium and zinc in urban land use, agriculture and it has been a pasture. Another study was conducted to investigate the level of soil pollution in urban parks in 2016 by Ms. Dawtalab Nezam et al. with the title of pollution, origin and health risk assessment of potential elements in the soil of Park Shahr and Laleh Park, Tehran. The results of geochemical indicators and principal component analysis confirmed that the source of soil pollution in these two traffic parks was fertilizer, garbage, corrosion of metal surfaces of vehicles and additives to automobile fuel. In 2020, Liu et al. examined the concentration of heavy metals in the surface soils of urban parks in Beijing, China. In this study, the concentration of heavy metals, sources of pollution and related risks were evaluated. The results of this study showed that the amounts of arsenic, chromium and lead are mainly derived from the main soil materials, coal combustion, pesticides and fertilizers. In 2019, Wong et al. conducted a study to find the difference between the risk assessment of heavy metals in the soil of new and natural artificial parks in Jiaozuo, Henan Province, China. The results showed that the concentrations of zinc, manganese, arsenic, lead, chromium and nickel in the newly built parks were higher than the four main parks. In this study, the concentration of heavy metals in the soil of a number of parks in Tehran has been studied and using existing indicators, the amount of ecological risk and enrichment of heavy metals availing various statistical analyzes of sources of pollutants were identified. Although the subject of the present study is important and practical due to air pollution in Tehran, little research has been done on surface soil pollution with heavy metals. In this study, the concentration of heavy metals in the soil of a number of parks in the metropolis of Tehran has been studied and using existing indicators, the amount of ecological risk and enrichment of heavy metals availing various statistical analyzes of sources of pollutants were identified.

Materials and Methods

Case Study

The city of Tehran is located in the area between two mountain and desert valleys and on the southern slopes of Alborz Mountains and has an area of 730 square kilometers. Geographically, it is located at 51 degrees and 17 minutes to 51 degrees and 33 minutes east longitude and 35 degrees and 36 minutes to 35 degrees and 44 minutes north latitude. In order to study the severity of soil pollution in urban areas with heavy metals and to assess the risk of release of pollutants, five main and scattered parks were selected in Tehran. These parks include Chitgar Park, Shahr Park, Mellat Park, Sorkheh Hesar and Velayat Park.

Ecological Risk Index (RI)

The Ecological Risk Index was presented in 1980 by Hakanson based on the results of a study on surface sediment contamination of a number of lakes in Sweden. This index is as follows:

$$RI = \sum_{i=1}^{m} Er \quad E_r = T_r \times C_f \quad C_f = C_s / C_n$$

R_I: the total ecological risk index **E_r**: the amount of ecological risk of each element
C_s: the concentration of elements **C_n**: the concentration of element
T_r: the toxicity coefficient proposed by Hakanson for each one of the metals

Tr levels are higher for cadmium and mercury than for other metals, and as a result these metals will carry more serious hazards. Finally, by measuring the concentration of the desired metals and using the background concentration of metals and toxicity response factor, the values of the coefficient and the ecological risk index are obtained.

Enrichment Index (EF)

One of the common methods for estimating human effects on sediment pollution is to calculate the normalized metal concentration to the background concentration (non-contaminated areas). In this method, the metal concentration is normalized based on the concentration of the reference metal, which can be considered iron or aluminum. The following equation shows how the enrichment index is calculated:

$$EF = \frac{[(C_M / C_S)_x]}{[(C_M / C_S)_c]}$$

CM: The desired heavy metal concentration (m/l)
CS: The concentrations of iron or aluminum (as ground reference elements)
C: the concentrations in the soil or sediment sample (m/l)
X: the concentrations in the earth's crust (m/l).

As stated in the above relation, the normalization of heavy metal concentrations in the enrichment index is done using the average concentration of iron and aluminum and in some sources of manganese in the earth's crust.

Metal Pollution Index (Ipoll)

$$I_{poll} = Log_2\left[B_c / L_p\right]$$

B_c: total metal concentration in sediment samples
L_p: The natural contribution of metal in sediment samples

Geochemical accumulation index (Igeo)

$$I_{geo} = \log_2(C_n / 1.5B_n)$$

(I_{geo}) Geochemical accumulation index of metal or pollution intensity index.
C_n: Concentration of heavy metal in soil and sediment.
B_n: Heavy metal background concentration.

Discussion and Results

Enrichment index

The results showed that the amount of metal enrichment if manganese is the base metal is different from the amount of enrichment while lithium is selected as the base metal. According to the results of cadmium, lead and zinc are highly enriched, highly and significantly enriched, respectively. Chromium and nickel also show low to moderate enrichment. Copper metal in surface soils of Tehran parks shows low enrichment based on manganese based metal and low to moderate enrichment based on lithium based metal. According to the five different groups defined by the enrichment coefficient, these pollutants have the lowest enrichment rate and are probably more due to natural resources. But if lithium is chosen as the base metal, the maximum enrichment coefficient of nickel is greater than 4 and chromium is closer to 9, resulting in greater enrichment. In this case, the maximum iron enrichment coefficient will be greater than 11 and thus show a significant amount of enrichment. Thus, a general comparison of the two states shows that when lithium is selected as the base metal, nickel, chromium and iron are more likely to be due to human activities. According to the

results of statistical analysis of chromium, nickel and iron metals are mainly from human resources, so lithium as a base metal is more suitable for calculating EF and identifying emission sources. Given that lithium has less human resources than manganese, it makes more sense to choose this element as the base metal.

Potential ecological risk

To assess the ecological risk of each heavy metal and the set of metals that indicate the risk of sampling areas and stations, Er and RI values were calculated using the ecological risk calculation relationship. The results showed that the highest amounts of ecological risk are related to the samples taken from the soils of the Shahr Park, which seems reasonable because this area is one of the busiest areas of Tehran in terms of traffic of different types of vehicles. The lowest risk belongs to soil samples inside Sorkheh Hesar Park and Velayat Park. Due to less traffic at this point, high green space and distance of sampling point from the perimeter lines of the park and surrounding streets compared to other sampling points, the result seems quite logical.

Geochemical accumulation index (Igeo)

Based on the results, it can be acknowledged that cadmium has the highest index of geochemical accumulation in surface soil samples of Tehran parks. Maximum cadmium levels were observed at stations in the Shahr Park, which according to the classification provided by Ibrahim and Parker in 2008, are highly contaminated soils.

Conclusions

The results of this study show that the ecological risk assessment index shows the low risk of most sampling areas, while the highest risk is related to the Shahr Park and Mellat Park, respectively. They also have a high ecological risk compared to other metals, cadmium and lead. The enrichment index also shows a significant accumulation of cadmium, lead and zinc and to some extent iron, chromium and nickel in soil samples of the study area due to human activities. Cadmium has the highest index of geochemical accumulation in surface soil samples of Tehran parks. Maximum cadmium levels were observed at stations in the Shahr Park, which are based on the classification of highly contaminated soils. Based on the results of statistical analysis and the enrichment coefficient of potential emission sources are identified as follows:

Large amounts of copper, cadmium, lead and zinc enrichment coefficient indicate that human resources are the main source of these metals. Significant positive correlation and behavioral similarity of nickel and chromium with the mentioned metals show that nickel and chromium have the same emission sources with this group. Although these two metals have common sources with other metals, the low coefficients indicate that nickel and chromium may also have natural resources in relation to the surface soil samples of the sampling area. (The results of sequential extraction experiments of these metals also showed the existence of natural resources along with human resources for these metals, also considering that the concentration of these elements is lower than the average concentration in the earth's crust, the result is quite reasonable). Examination of the results for the concentrations of cadmium, lead, copper, chromium, nickel, zinc and iron shows that the main common source of these metals can be due to the combustion of fossil fuels. The main fossil fuels that are burned every day in Tehran are gasoline and diesel, which are used to generate light, heat and fuel for cars. Some previous studies have shown that the main source of lead emissions in soil and dust samples is car fuel additives. The highest concentration of pollutants in this group is related to the surface soils of the Shahr Park, which is busier than other areas, so the high rate of vehicle traffic is one of the main sources of emissions of this group of pollutants. The results of the modified pollution index showed that due to this issue, most of the soil samples in Tehran parks have low pollution and some of them (samples related to Mellat Park and Shahr Park) have severe pollution. The results of the Ipoll contamination index showed that the three metals lead, cadmium and zinc had the highest levels of contamination in the sampling areas.

محیط‌شناسی، دورهٔ ٤٨، شمارهٔ ٢، تابستان ١٤٠١، صفحهٔ ١٧٩ – ١٩٦

ارزیابی ریسک اکولوژیک فلزات سنگین در خاک سطحی پارک‌های منتخب کلان شهر تهران بر اساس نمونه برداری سال ۱۴۰۰

سیده زینب یعقوبی[۱]، سید عباس حسینی*[۱]، غلامرضا نبی بیدهندی[۲]، احمد شرافتی[۱]

۱ گروه مدیریت ساخت و آب، دانشکده عمران هنر و معماری، واحد علوم تحقیقات، دانشگاه آزاد اسلامی، تهران، ایران
۲ گروه مهندسی، دانشکده محیط زیست، پردیس دانشکده های فنی، دانشگاه تهران، تهران، ایران

تاریخ وصول مقاله: ۱٤۰۰/۱۰/۱۰ تاریخ پذیرش مقاله: ۱٤۰۱/٤/۱۸

چکیده

امروزه با گسترش روزافزون شهرنشینی و آلودگی ناشی از آن، جامعه بشری را با عوارض و مسائل زیست محیطی گوناگونی مواجه ساخته است. از این مسائل، مشکلات مرتبط با خاک اهمیت ویژه‌ای دارد. از این رو خاک، شاخص مهمی برای در معرض قرارگیری انسان به فلزات کمیاب در محیط های شهری است. فلزات سنگین موجود در پارک‌های شهری یکی از مهمترین شاخص‌های منعکس کننده وضعیت آلودگی در محیط زیست شهری هستند. در این مطالعه غلظت فلزات سنگین در خاک تعدادی از پارک‌ها ی منتخب شهر تهران مورد ارزیابی قرار گرفت. پس از نمونه‌گیری و آماده‌سازی نمونه‌ها، غلظت کلی فلزات سنگین در آن‌ها اندازه‌گیری و با استفاده از شاخص‌های موجود میزان ریسک اکولوژیکی و غنی‌شدگی فلزات سنگین با بهره‌گیری از تحلیل‌های آماری مختلف مورد ارزیابی ریسک قرار گرفت. نتایج شاخص غنی‌سازی، غنی‌شدگی قابل توجه سرب، روی و کادمیم با مقادیر میانگین به ترتیب ۱۵٫۶۷، ۹٫۷۲ و ۵۳٫۴۶ را بر اثر فعالیت‌های انسانی نشان می‌دهد. در محاسبات ریسک اکولوژیکی نیز، سرب و کادمیم با مقادیر میانگین به ترتیب ۸٫۹۳ و ۱۹۴٫۳۳ ریسک قابل توجه و بالایی را نشان دادند. در انتها با توجه به تحلیل‌های آماری، شباهت رفتاری آلاینده‌ها و مطالعات پیشین، تردد وسایل نقلیه به عنوان اصلی‌ترین منبع انتشار فلزات سنگین در خاک های مربوط به پارک‌ها ی تهران معرفی گردید.

کلید واژه‌ها: فلزات سنگین، ریسک اکولوژیک، کلان‌شهر تهران، غنی‌شدگی

سرآغاز

فلزات سنگین بسیار سمی هستند که میزان بالای می‌تواند باعث اختلال در رشد و تکثیر گیاهان و آسیب به گیاهان می‌شود (Park et al., 2011). آلودگی محیط زیست ناشی از فلزات سنگین از طریق منابع مختلف تهدید مستمر برای انسان می‌باشد، که سمیت ناشی از آنها به طور معنی‌داری در حال افزایش است (Kaydan et al., 2016 ؛ Nazarpour et al., 2017). همچنین آلودگی ناشی از فلزات سنگین می‌تواند از طریق دیگری از جمله گرد و غبار و زنجیره غذایی، بر حیوانات و سلامت انسان تأثیر بگذارد.

* نویسنده مسئول: Email: abbas_hoseyni@srbiau.ir

DOI: 10.22059/jes.2022.335276.1008262
DOR: 20.1001.1.10258620.1401.48.2.2.7

قرارگرفتن در معرض خاک‌های سطحی که حاوی فلزات سنگین می‌باشد در طولانی مدت می‌تواند باعث ایجاد آسیب‌های شدیدی بر سلامت انسان از طریق تنفس، بلع و جذب پوستی شود (Ghanavati et al., 2019). بطورکلی فلزات سنگین بخشی از محیط زیست طبیعی محسوب می‌شوند. تعدادی از آنها همانند روی، مس، آهن و منگنز در مقادیر کم برای ارگانیسم‌های زنده مورد نیاز می‌باشند (Oudeh et al., 2002). از سویی دیگر، بعضی از فلزات همانند کادمیوم و سرب حتی در مقادیرکم نیز می‌توانند برای بدن انسان سمی باشند (Rout and Das, 2003).

بطور کلی در سال‌های گذشته آلودگی خاک بر اثر افزایش فعالیت‌های صنعتی و استفاده از خودروها به خصوص در شهرهای بزرگ موجب بروز خطرات زیست محیطی و بیماری‌های مختلفی شده است. بنابراین مطالعه شدت آلودگی محیط‌زیستی خاک های مناطق شهری بخصوص پارک ها به عنوان یکی از عوامل جذب و انتشار مجدد آلاینده ها بخصوص آلاینده‌های فلزی دارای اهمیت بسیار است. این موضوع اخیراً با توجه به میزان آلودگی ها بخصوص در شهرهای بزرگ مورد توجه قرار گرفته است. آلودگی خاک از عوامل مهم در به همزدن تعادل و توازن طبعیت است. مهمترین آلاینده های خاک شهری عبارتند از فلزات سنگین، بارش‌های اسیدی و موادآلی، که از میان آنها، فلزات سنگین و برخی شبه فلزات مانند آرسنیک به دلیل خصوصیات غیرقابل تجزیه بودن، سمی بودن، اثرات تجمعی و سرطانزایی مورد توجه هستند (Wei et al., 2010). غلظت زیاد فلزات سنگین و شبه فلزات در خاک شهری نه تنها تخریب کیفیت خاک را به همراه دارد، بلکه در رشد گیاهان سبز شهری و کاهش عملکرد زیست محیطی خاک نیز تأثیرگذار است. همچنین فلزات سنگین و شبه فلزات کیفیت آب وهوا را در محیط های شهری به شدت تحت تأثیر قرار می‌دهند. ورود عناصر بالقوه سمی به خاک شهری در نتیجه ترافیک، فعالیت‌های صنعتی (انتشار داخلی و هوازدگی ساختمان‌ها و سطح پیاده‌روها، سوزاندن سوخت‌های فسیلی، فرسودگی قطعات یدکی و نشت روغن‌های موتور حاوی فلزات سنگین، رهاسازی پساب‌های شهری سوزاندن و دفن بهداشتی است (Khan et al., 2008). پارک‌ها به عنوان فضاهای سبز و عمومی در شهرها ارزش اقتصادی و اجتماعی زیادی دارند و محلی بسیار مهم برای سرگرمی و مسافرت با سلامت و زندگی روزمره انسان‌ها ارتباط دارند. آلودگی خاک به فلزات سنگین می‌تواند بر رشد ریشه و برگ گیاه تاثیر بگذارد و همچنین می‌تواند از طریق زنجیره غذایی تاثیر منفی بر بقاء بیولوژکی و سلامت انسان داشته باشد (Jaishankar et al., 2016). پارک‌های شهری مکانی است که جمعیت محلی می‌توانند به استراحت، بازی و اجتماع بپردازند (Yi et al., 2011). با توسعه سریع اقتصادی دهه‌های اخیر، پارک های شهری به یک شاخص بسیار مهم برای ارزیابی کیفیت زندگی ساکنان مناطق شهری تبدیل شده‌اند (Xiaoli et al., 2013). از طرفی به دلیل وجود آلودگی عناصر بالقوه سمی در خاک پارک شهرهای صنعتی، خطر سلامت برای کودکان به دلیل مصرف ناخواسته مقادیر چشمگیری از فلزات و تحمل کم آنها نسبت به آلاینده ها، زیاد است. در تضاد با خاک‌های کشاورزی، خاک‌های شهری به ویژه خاک پارک‌ها که برای محصولات غذایی استفاده نمی‌شوند ممکن است بصورت گرد و غبار و ریزگرد از طریق تنفس تأثیر مستقیم بر سلامت عمومی داشته باشند و به راحتی آلودگی را به انسان انتقال دهند. امروزه مطالعات زیادی در مورد غلظت و پراکندگی فلزات سنگین انجام شده است که تعداد اندکی از این مطالعات مربوط به کشورهای توسعه یافته است (Nazarpour et al., 2018). Kaydan و همکاران(2016) سطح آلودگی فلزات سنگین شهر اهواز را بر اساس فاکتورهای غنی‌شدگی، شاخص زمین انباشتگی، شاخص آلودگی و شاخص جامع آلودگی نمرو برآورد نمودند. نتایج آنها نشان داد که میانگین غلظت تمام فلزات سنگین به جز مس و وانادیوم در منطقه چندین برابر بیشتر از مقدار زمینه است.همچنین بر اساس میانگین فاکتور غنی شدگی(EF) و شاخص آلودگی (PI)در مورد مطالعه، فلزات

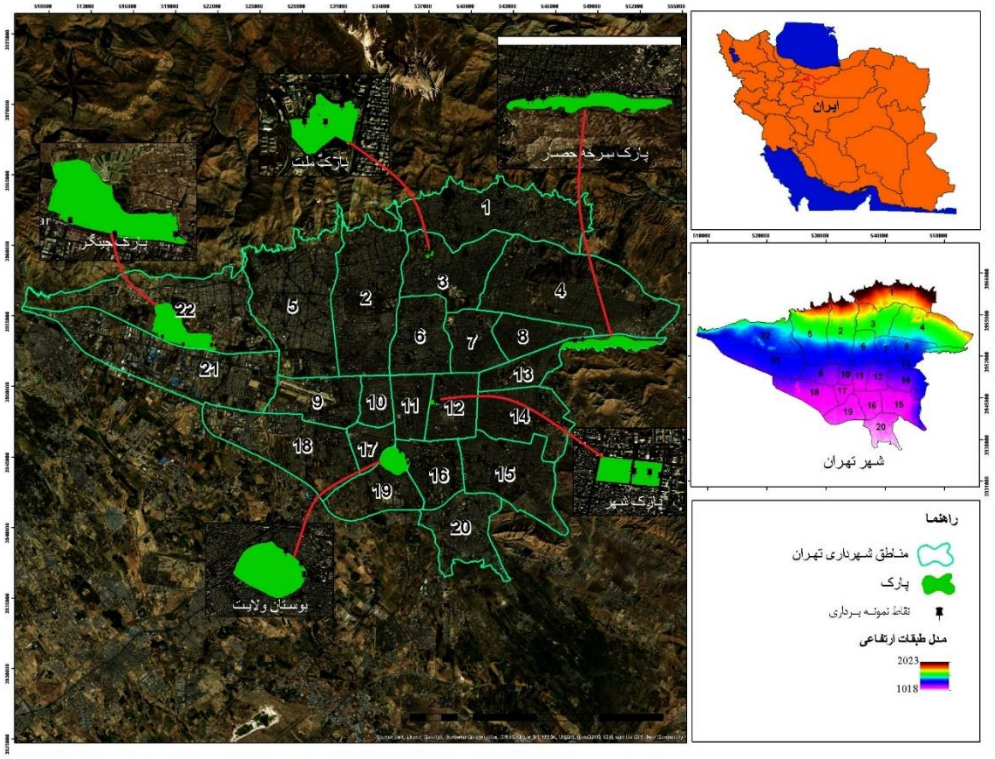
سنگین نیکل، روی و سرب دارای آلودگی بالایی می‌باشند (Kaydan et al., 2016). Fallah و همکاران (2020) در مطالعه ارزیابی فلزات سنگین در خاک شهری کرج به نتیجه رسیدند که که توزیع فلزاتی مانند کادمیم، کروم، مس، نیکل و روی در خاک‌های شهر کرج شبیه به هم بوده و اغلب در مرکز شهر کرج نسبت به سایر مناطق شهر بیشتر است و همچنین خاک زمین‌های کشاورزی دارای فلزات سنگین کمتری نسبت به سایر زمین‌ها (پارک‌ها و باغ‌ها) است (Fallah et al., 2020). در مطالعه‌ای دیگر در اراضی مرکزی استان زنجان نتایج نشان داد که بالاترین میانگین فاکتور غنی شدگی برای فلزات سنگین کادمیوم، روی، سرب و مس در کاربری شهری اتفاق افتاده است و همچنین بالاترین شاخص آلودگی مربوط به کا دمیوم و روی به ترتیب در کاربری اراضی شهری، کشاورزی و مرتع بوده است (Afshari et al., 2016). Davtalabneza*m* و همکاران (۲۰۱۷) در تحقیق دیگری به‌منظور بررسی میزان آلودگی خاک پارک‌ها ی شهری، با عنوان آلودگی، منشأ و ارزیابی ریسک سلامت عناصر بالقوه در خاک پارک شهر و پارک لاله، شهر تهران انجام دادند. نتایج حاصل از این تحقیق نشان داد که حدود ۵۰ درصد از نمونه ها نسبت به عناصر کادمیوم، کروم، مس، سرب و روی غنی شده اند. این موضوع نشان دهنده منشاء انسان ساخت بودن آلودگی فلزات سنگین در این دو پارک بود. همچنین نتایج شاخص های ژئوشیمیایی و تجزیه و تحلیل مولفه های اصلی تایید کردند که منشا آلودگی خاک این دو پارک ترافیک، کود، زباله، خوردگی سطوح فلزی خودروها و مواد افزودنی به سوخت خودروها بوده است (Davtalabnezam et al., 2017). Liu و همکاران (۲۰۲۰) غلظت فلزات سنگین را در خاک های سطحی پارک های شهری شهر پکن کشور چین مورد بررسی قرار دادند. در این تحقیق غلظت فلزات سنگین، منابع آلودگی و ریسک های مربوطه ارزیابی شدند. نتایج این تحقیق نشان داد که هر چند فعالیت‌های انسانی هر دو بخش قابلیت دسترسی بیولوژیکی و باقیمانده را تحت تأثیر قرار می‌دهد، اما به طور قابل توجهی بر میزان قابلیت دسترسی بیولوژیکی تأثیر می‌گذارد. همچنین نتایج این تحقیق نشان داد که مقادیر آرسنیک، کروم و سرب عمدتاً از مواد اصلی خاک، احتراق ذغال سنگ، سموم دفع آفات و کودها ناشی می شوند (Liu et al., 2020). Wang و همکاران (۲۰۱۹) مطالعه ای را برای پیدا کردن اختلاف میان ارزیابی ریسک فلزات سنگین موجود در خاک پارک های مصنوعی جدید و طبیعی شهر جیاژو استان هنان کشور چین انجام دادند. نتایج نشان داد که غلظت روی، منگنز، آرسنیک، سرب، کروم و نیکل در پارک های تازه ساخته شده بالاتر از چهار پارک اصلی بود (Wang et al., 2020). هر چند موضوع تحقیق حاضر با توجه به آلودگی هوای شهر تهران دارای اهمیت و کاربرد زیادی می باشد، لیکن تحقیقات کمی در خصوص آلودگی خاک سطحی به فلزات سنگین انجام شده است. در این مقاله غلظت فلزات سنگین در خاک تعدادی از پارک‌ها ی کلان‌شهر تهران مورد مطالعه قرار گرفته است و با استفاده از شاخص‌های موجود میزان ریسک اکولوژیکی و غنی‌شدگی فلزات سنگین با بهره‌گیری از تحلیل‌های آماری مختلف تعیین و بر اساس همبستگی بین نقاط با غلظت بالا و موقعیت مکانی این نقاط، منابع انتشار آلاینده‌ها شناسایی گردید.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

شهر تهران در پهنه‌ای بین دو وادی کوه و کویر و در دامنه‌های جنوبی البرز گسترده شده است و ۷۳۰ کیلومتر مربع مساحت دارد. از نظر جغرافیایی نیز در ۵۱ درجه و ۱۷ دقیقه تا ۵۱ درجه و ۳۳ دقیقه طول خاوری و ۳۵ درجه و ۳۶ دقیقه تا ۳۵ درجه و ۴۴ دقیقه عرض شمالی قرار دارد. گستره کنونی تهران از ارتفاع ۹۰۰ تا ۱۸۰۰ متری از سطح دریا امتداد یافته‌است، این ارتفاع از شمال به جنوب کاهش می‌یابد. برای مثال، ارتفاع در میدان تجریش، در شمال شهر حدود ۱۳۰۰ متر و در میدان راه‌آهن که ۱۵ کیلومتر پایین‌تر است، ۱۱۰۰ متر است. از دید ناهمواری‌های طبیعی، تهران به دو ناحیه

کوهپایه‌ای و دشتی تقسیم می‌شود. بمنظور امکان مطالعه شدت آلودگی خاک مناطق شهری به فلزات سنگین و ارزیابی ریسک آزادشدن آلودگی‌ها تعداد پنج پارک اصلی و پراکنده در شهر تهران انتخاب گردید. این پارک‌ها شامل پارک چیتگر، پارک شهر، پارک ملت، سرخه حصار و بوستان ولایت می‌باشند (شکل ۱).



شکل ۱. منطقه مورد مطالعه (پارک‌ها ی منتخب کلان‌شهر تهران)

نمونه‌برداری و تجزیه و تحلیل نمونه‌ها

با توجه به موضوع تحقیق و همچنین مطالعات انجام شده در گذشته درخصوص تعیین میزان شدت آلودگی خاک مناطق شهری به فلزات سنگین سعی گردید در مرحله اول ایستگاه‌ها ی مورد نیاز جهت نمونه برداری تعیین گردند. در انتخاب ایستگاه‌ها ی نمونه‌برداری سعی شده است تا پراکندگی آنها در سطح شهر رعایت شود. همچنین تعدادی از ایستگاه‌ها در نواحی شلوغ و پرتردد و آلوده انتخاب شده‌اند. پس از مشخص شدن ایستگاه‌ها نسبت به تهیه وسایل مورد نیاز جهت انجام نمونه‌برداری ، نگهداری از نمونه‌ها و سپس انتقال آنها به آزمایشگاه اقدام گردید. عملیات نمونه‌برداری از خاک در روزهای فاقد بارندگی حد فاصل تیرماه تا مهرماه سال ۱۴۰۰ از خاک پارک‌ها و بوستان‌ها انجام گردید. تعداد ایستگاه‌ها ی نمونه‌برداری عبارتند از: ۱۵ ایستگاه از ۵ پارک و بوستان که در جدول شماره ۱ نام و مشخصات ایستگاه‌ها ی نمونه‌برداری از خاک‌های ارائه شده است. موقعیت مکانی ایستگاه‌ها ی نمونه‌برداری در نقشه شکل ۱ به صورت utm ارائه شده است. آماده‌سازی نمونه‌ها ی خاک بر اساس روش استاندارد ایزو ۱۱۴۶۶ انجام شد. به این منظور gr ۳ نمونه خاک از الک ۲ μ m عبور داده شد و پس از افزودن ml ۲۱ اسید کلریدریک و ml ۷ اسید نیتریک به مدت h ۱۶ در دمای اتاق نگهداری و در ادامه h ۲ در دستگاه حرارت ملایم قرار گرفت. سپس نمونه‌ها ی خنک شده از کاغذ صافی واتمن ۴۲ عبور داده و با آب مقطر به حجم ml ۱۰۰ رسانده شد و در نهایت عناصر فلز سنگین با استفاده از دستگاه ICP-OES اندازه‌گیری شد. تضمین کیفیت (QA) و کنترل کیفیت (QC) توسط اندازه‌گیری نمونه‌ها ی شاهد و نمونه‌ها ی تکراری با

دقت ۴ تا ۶ درصد و مواد مرجع NIST 2710 انجام گرفت. تمام مراحل آماده سازی و تجزیه و تحلیل نمونه ها در آزمایشگاه دانشکده محیط زیست دانشگاه تهران انجام گرفت. پس از نمونه برداری و انجام آزمایشات با استفاده از شاخص‌های " ریسک اکولوژیک، شاخص غنی‌سازی، شاخص آلودگی فلزات و شاخص انباشت ژئوشیمیایی" مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفت.

جدول ۱. مشخصات ایستگاه‌ها ی نمونه برداری خاک سطحی تعدادی از پارک‌ها و بوستان‌های شهر تهران

ردیف	نوع نمونه	نام ایستگاه	مختصات LONG y	مختصات LAT x	توضیحات
۱		چیتگر ۱	۵۱/۲۳۸۰۷۵°	۳۵/۷۱۹۶۸۷°	
۲		چیتگر ۲	۵۱/۲۲۳۹۳۴°	۳۵/۷۱۸۵۳۱°	پارک چیتگر
۳		چیتگر ۳	۵۱/۲۱۶۸۵°	۳۵/۷۲۱۲۹۸°	
۴		پارک شهر ۴	۵۱/۴۱۷۶۷۷°	۳۵/۶۸۲۳۹۸°	
۵		پارک شهر ۵	۵۱/۴۱۶۳۴۵°	۳۵/۶۸۲۸۳۱°	پارک شهر
۶		پارک شهر ۶	۵۱/۴۱۴۳۳۱°	۳۵/۶۸۲۹۵۱°	
۷	خاک سطحی	پارک ملت ۷	۵۱/۴۰۷۷۰۸°	۳۵/۷۷۸۳۱۱°	
۸		پارک ملت ۸	۵۱/۴۰۹۸۳۶°	۳۵/۷۷۸۳۱۲°	پارک ملت
۹		پارک ملت ۹	۵۱/۴۱۱۵۱۳°	۳۵/۷۸۰۰۳۸°	
۱۰		پارک سرخه‌حصار ۱۰	۵۱/۵۲۳۰۹۴°	۳۵/۷۲۱۳۹۹°	
۱۱		پارک سرخه‌حصار ۱۱	۵۱/۵۲۴۷۹°	۳۵/۷۲۱۶۰۵°	پارک سرخه‌حصار
۱۲		پارک سرخه‌حصار ۱۲	۵۱/۵۰۲۷۵۵°	۳۵/۷۳۰۹۴۹°	
۱۳		بوستان ولایت ۱۳	۵۱/۳۸۶۲۷۶°	۳۵/۶۵۱۲۳۶°	
۱۴		بوستان ولایت ۱۴	۵۱/۳۹۱۳۵۲°	۳۵/۶۴۷۳۶۷°	بوستان ولایت
۱۵		بوستان ولایت ۱۵	۵۱/۳۹۲۲۱۶°	۳۵/۶۴۳۷۱۷°	

شاخص ریسک اکولوژیک (RI)

شاخص ریسک اکولوژیک در سال ۱۹۸۰ میلادی توسط هاکانسون براساس نتایج حاصل از مطالعه بر روی آلودگی رسوبات سطحی تعدادی از دریاچه‌های کشور سوئد ارائه گردید. این شاخص بصورت زیر می باشد:

$$RI = \sum_{i=1}^{m} Er$$

رابطه ۱

$$E_r = T_r \times C_f$$

رابطه ۲

$$C_f = C_s / C_n$$

رابطه ۳

در این رابطه RI شاخص ریسک اکولوژیکی کل، Er مقدار ریسک اکولوژیکی هر یک از عناصر(فلزات)، Cs مقدار غلظت عناصر(فلزات) در نمونه، Cn مقدارغلظت عنصر (فلز) در زمینه و Tr میزان ضریب سمیت پیشنهاد شده توسط هاکانسون برای هر یک از فلزات می‌باشد. . مقادیر Tr توصیه شده بر اساس نظرات هاکانسون برای فلزات کادمیم، مس، سرب، کروم، روی، جیوه و آرسنیک بترتیب عبارتند از: ۳۰، ۵، ۵، ۲، ۱، ۴۰ و ۱۰. در جدول شماره ۲ طبقه‌بندی شاخص ریسک اکولوژیک ارائه شده است. میزان Tr برای کادمیم و جیوه در مقایسه با دیگر فلزات مقدار بیش‌تری دارد و در نتیجه این فلزات خطرات جدی‌تری را به دنبال خواهند داشت. در انتها با اندازه‌گیری غلظت فلزات مورد نظر و استفاده از غلظت زمینه فلزات (مقدار غلظت در پوسته زمین) و فاکتور پاسخ سمیت، مقادیر ضریب و شاخص ریسک اکولوژیکی به دست می‌آید که تفسیر آلودگی با استفاده از جداول ۲ و ۳ انجام خواهد گرفت.

جدول ۲. میزان ریسک اکولوژیکی هر فلز بر مبنای مقدار Er (هاکانسون،۱۹۸۰)

مقادیر Er	ریسک اکولوژیکی فلز
Er < ۴۰	ریسک اکولوژیکی کم
۴۰ ≤ Er < ۸۰	ریسک اکولوژیکی متوسط
۸۰ ≤ Er < ۱۶۰	ریسک اکولوژیکی قابل توجه
۱۶۰ ≤ Er < ۳۲۰	ریسک اکولوژیکی زیاد
Er ≥ ۳۲۰	ریسک اکولوژیکی خیلی زیاد

جدول ۳. طبقه بندی شاخص ریسک اکولوژیک RI(هاکانسون،۱۹۸۰)

وضعیت ریسک اکولوژیک	مقدار RI
کم	RI<۱۵۰
متوسط	۱۵۰< RI <۳۰۰
قابل توجه	۳۰۰< RI <۶۰۰
زیاد	RI>۶۰۰

شاخص غنی‌سازی (EF)

یکی از روش‌های مرسوم برای تخمین اثرات انسان بر آلودگی رسوبات، محاسبه نرمال شده غلظت فلز به غلظت زمینه (نواحی غیرآلوده) است. دراین روش غلظت فلز بر اساس غلظت فلز مرجع که می‌تواند آهن و یا آلومینیوم در نظر گرفته شود نرمال می‌گردد. رابطه زیر بیانگر چگونگی محاسبه شاخص غنی‌سازی است:

$$EF = \frac{[(C_M/C_S)_x]}{[(C_M/C_S)_c]}$$ رابطه ۴

CM: غلظت فلز سنگین مورد نظر- بر حسب میلی گرم بر کیلوگرم

CS: غلظت عنصر آهن یا آلومینیم (به عنوان عناصر مرجع زمینی) و c, x به ترتیب نشان دهنده غلظت‌های مورد اشاره در نمونه خاک یا رسوب و در پوسته زمین بر حسب میلی گرم بر کیلوگرم می‌باشند.

همانگونه که در رابطه (۴) بیان شده است، نرمال‌سازی غلظت فلزات سنگین در شاخص غنی‌سازی با استفاده از میانگین غلظت آهن و آلومینیوم و در برخی مراجع منگنز در پوسته زمین صورت می گیرد. گروهی دیگر نیز مقادیر غلظت فلزات سنگین در پوسته زمین را برای این منظور به‌کار می‌گیرند. مویرز و همکارانش از غلظت فلز آلومینیوم در پوسته زمین به عنوان مقدار فلز مبنا استفاده کردند (Moyers et al., 1977). ساترلند در سال ۲۰۰۰ طبقه‌بندی قابل قبولی از درجه آلودگی را برای ارزیابی میزان آلودگی ناشی از فلزات سنگین بر مبنای مقادیر EF ارائه کرد که در جدول ۴ نشان داده شده است.

جدول ۴. درجه‌بندی آلودگی فلزات سنگین در خاک

مقادیر EF	میزان غنی‌شدگی
EF < ۲	غنی‌شدگی کم
۲ < EF ≤ ۵	غنی‌شدگی متوسط
۵ ≤ EF < ۲۰	غنی‌شدگی قابل توجه
۲۰ ≤ EF < ۴۰	غنی‌شدگی خیلی زیاد
EF > ۴۰	غنی‌شدگی به شدت زیاد

با توجه به جدول ۴ عدد EF نزدیک به ۱ منبع زمینی را نشان می‌دهد. همچنین فلزات با مقادیر ضریب غنی‌سازی بزرگتر از ۱۰ دارای غنی‌شدگی قابل توجه بوده و عمدتاً ناشی از فعالیت‌های انسانی و منابع غیر زمینی می‌باشند (Yongming, et al., 2006). بنابراین برای محیط زیست و سلامتی موجودات زنده خطرناک خواهند بود.

شاخص آلودگی فلزات (Ipoll)

Karbasi و همکاران (2010) شاخص آلودگی را که در واقع تفسیری از شاخص انباشت ژئوشیمیایی مولر بود را بصورت زیر ارائه نمودند:

$$I_{poll} = Log_2\left[B_c/L_p\right]$$ رابطه ۵

در رابطه ۵، Bc غلظت کل فلز در نمونه رسوب و Lp سهم طبیعی فلز در نمونه رسوب است که که از طریق آزمایشات تفکیک شیمیایی به دست می‌آید. در این رابطه Lp از غلظت فلز در فازهای سخت حاصل شده از نتایج آزمایش تفکیک شیمیایی به دست می‌آید.

شاخص انباشت ژئوشیمیایی (Igeo)

مولر (۱۹۶۹) در تحقیقی بر روی رسوبات رودخانه راین

شاخص انباشت ژئوشیمیایی (I_{geo}) را ارائه نمود. رابطه زیر بیانگر چگونگی محاسبه (I_{geo}) است: (Duzgoren et al., 2006)

$$I_{geo} = \log_2(C_n / 1.5B_n)$$

رابطه ۶

(I_{geo}): شاخص انباشت ژئوشیمیایی فلز یا شاخص شدت آلودگی. Cn: غلظت فلز سنگین در خاک و رسوب. Bn: غلظت زمینه فلز سنگین.

ضریب ۱/۵ به منظور کمینه کردن اثر تغییرات احتمالی در غلظت‌های زمینه که عموماً به تغییرات سنگ شناسی رسوبات نسبت داده می‌شود، منظور شده است. جدول شماره ۵ بیانگر کلاس‌های مختلف طبقه‌بندی با استفاده از شاخص (I_{geo}) است.

جدول ۵. شدت آلودگی خاک و مواد معلق از شاخص (I_{geo}) (Abrahim and Parker, 2008)

وضعیت آلودگی خاک یا ذرات معلق	رده Igeo	عدد بدست آمده برای Igeo
آلودگی بسیار شدید	۶	>۵
آلودگی شدید تا بسیار شدید	۵	۴-۵
آلودگی شدید	۴	۳-۴
آلودگی متوسط تا شدید	۳	۲-۳
آلودگی متوسط	۲	۱-۲
غیرآلوده تا آلودگی متوسط	۱	۰-۱
کاملاً غیرآلوده	۰	<۰

نتایج

نتایج ارزیابی ریسک ناشی از فلزات سنگین

شاخص غنی‌سازی

با توجه به غلظت‌های بدست آمده از هضم کلی و استفاده از رابطه ۴ میزان غنی‌شدگی برای فلزات مورد نظر محاسبه و منابع طبیعی یا غیر طبیعی هر فلز شناسایی گردید. همان‌گونه که ذکر گردید به انتخاب فلز مبنا نیاز است و معمولاً فلز مبنا کمترین ضریب همبستگی را با دیگر فلزات داشته و به طور عمده غلظت فلز مبنا ناشی از منابع طبیعی می‌باشد. با توجه به توضیحات ارائه شده در بخش تحلیل آماری از غلظت منگنز و لیتیم که احتمالاً ناشی از منابع طبیعی‌اند به عنوان مقادیر مبنا استفاده شده و نتایج با یکدیگر مقایسه گشتند. مطالعاتی نیز وجود دارد که از لیتیم به عنوان فلز مبنا برای نرمال‌سازی محاسبات استفاده شده است (Loring, 1991; Niencheski et al., 2002).

با استفاده از غلظت کلی فلزات سنگین مورد نظر در ۱۵ ایستگاه نمونه‌برداری شده، میانگین غلظت آن‌ها در پوسته زمین به عنوان مقادیر زمینه‌ای و رابطه شاخص غنی شدگی، ضریب غنی‌سازی مربوط به هر فلز محاسبه شده و در جدول ۶ نشان داده شده است.

مقادیر بالای این ضریب نشان‌دهنده غنی‌شدگی و خطرات احتمالی فلزات می‌باشد. بنابراین با توجه به نتایج به دست آمده در هر دو حالت می‌توان گفت فلزات مس، کادمیم، سرب و روی احتمالاً ناشی از فعالیت‌های انسانی بوده و یا حداقل دارای ضریب خطر بالایی برای سلامتی انسان‌های در تماس با این خاک ها خواهند بود. با توجه به جدول ۶ اگر منگنز به عنوان فلز مبنا انتخاب شود مقادیر EF در خاک‌های سطحی موجود در پارک‌ها ی تهران بدین شرح خواهد بود:

Cu (۰/۲۳–۱/۱۷), Zn (۰/۵۶–۱/۹۳), Cr (۰/۰۳–۰/۷۱), Cd (۰/۲۷–۳۱/۸۳), Ni (۰/۲۴–۰/۴۴), Pb (۰/۲۰–۳/۵۷), Fe (۰/۳۰–۰/۹۵)

و در صورتی که لیتیم فلز مبنای انتخابی باشد مقادیر EF این‌گونه می‌باشند:

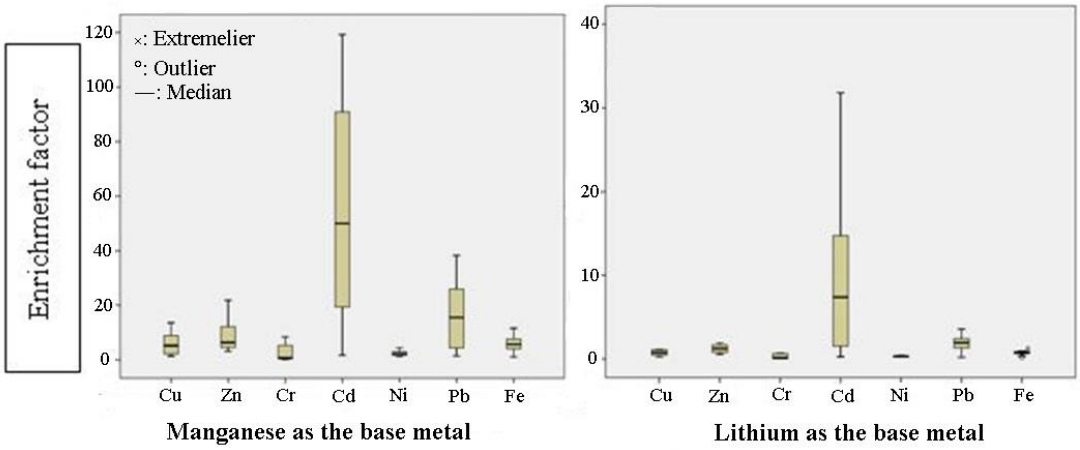
Cu (۱/۳۸–۱۳/۵۸), Zn (۳/۱۶–۲۱/۸۷), Cr (۰/۱۸–۸/۴۱), Cd (۱/۷۱–۱۱۹/۲۳), Ni (۱/۲۱–۴/۳۸), Pb (۱/۴۳–۳۸/۲۹), Fe (۱/۰۱–۱۱/۵۹)

همان‌طور که بیان گردید فلزات سنگین با مقادیر غنی‌شدگی بزرگتر از ۱۰ ناشی از فعالیت‌های انسانی‌اند و مقادیر بیش‌تر این ضریب، غنی‌شدگی و خطرات احتمالی بیش‌تری را نشان می‌دهد. در این تحقیق به منظور افزایش وضوح نتایج به دست آمده و مقایسه بهتر نتایج حاصل از در نظرگیری منگنز و لیتیم به عنوان فلزات مبنا، با استفاده از نرم‌افزار SPSS.20 گراف مربوط به محدوده تغییرات EF

برای هر فلز رسم شده و در شکل ۲ نشان داده شده است

جدول ۶. مقادیر ضریب غنی‌سازی به‌دست آمده با درنظرگیری منگنز و لیتیم به‌عنوان فلز مبنا

فلز سنگین / شماره ایستگاه	لیتیم به عنوان فلز مبنا							منگنز به عنوان فلز مبنا						
	مس	روی	کروم	کادمیوم	نیکل	سرب	آهن	مس	روی	کروم	کادمیوم	نیکل	سرب	آهن
۱	۵/۵۴	۱۱/۴۷	۰/۲۰	۵۰	۱/۷۵	۱/۴۳	۵/۶۶	۰/۷۷	۱/۶۴	۰/۰۳	۶/۹۸	۰/۲۴	۰/۲۰	۰/۷۹
۲	۴/۴۹	۱۲/۵۸	۰/۲۳	۴۸/۱۵	۱/۶۶	۱/۸۵	۴/۸۸	۰/۶۹	۱/۹۳	۰/۰۴	۷/۳۹	۰/۲۵	۰/۲۸	۰/۷۵
۳	۵/۲۰	۱۰/۸۳	۰/۱۸	۵۰	۱/۶۳	۱/۸۴	۴/۸۸	۰/۸۲	۱/۷۱	۰/۰۳	۷/۹۱	۰/۲۶	۰/۲۹	۰/۷۷
۴	۸/۴۷	۶/۲۳	۵/۳۰	۷۸/۷۸	۲/۲۳	۱۴/۵۵	۶/۱۴	۱/۱۲	۰/۸۳	۰/۷۰	۱۰/۳۱	۰/۳۰	۱/۹۳	۰/۸۱
۵	۹/۳۴	۶/۰۲	۵/۰۳	۱۰۷/۶۹	۲/۲۴	۱۵/۵۵	۷/۱۳	۱/۱۷	۰/۷۵	۰/۶۳	۱۳/۵۰	۰/۲۸	۱/۹۵	۰/۸۹
۶	۸/۴۲	۶/۴۰	۵/۲۸	۱۱۹/۲۳	۲/۴۱	۱۵/۹۹	۶/۷۵	۱/۱۳	۰/۸۶	۰/۷۱	۱۶	۰/۳۲	۲/۱۵	۰/۹۱
۷	۱/۳۸	۳/۴۳	۰/۴۸	۹۳/۸۵	۱/۲۱	۴/۰۷	۱/۱۳	۰/۴۷	۱/۱۶	۰/۱۵	۳۱/۸۳	۰/۴۱	۱/۳۸	۰/۳۸
۸	۱/۷۷	۴/۱۱	۰/۴۴	۸۹/۶۶	۱/۴۶	۴/۷۳	۱/۰۱	۰/۵۳	۱/۲۴	۰/۱۳	۲۶/۹۹	۰/۴۴	۱/۴۲	۰/۳۰
۹	۱/۷۱	۴/۹۳	۰/۴۶	۹۲/۱۶	۱/۶۸	۴/۹۳	۱/۳۴	۰/۴۴	۱/۲۷	۰/۱۲	۲۳/۷۴	۰/۴۳	۱/۲۷	۰/۳۴
۱۰	۲/۸۰	۸/۰۲	۱/۳۱	۶	۴/۰۸	۳۸/۲۹	۸/۱۳	۰/۲۳	۰/۶۶	۰/۱۱	۰/۴۹	۰/۳۳	۳/۱۳	۰/۶۷
۱۱	۲/۳۷	۴/۱۰	۰/۶۸	۲	۲/۲۹	۲۴/۳۴	۵/۴۶	۰/۳۲	۰/۵۶	۰/۰۹	۰/۲۷	۰/۳۱	۳/۳۴	۰/۷۵
۱۲	۲/۰۳	۳/۱۶	۰/۵۳	۱/۷۱	۱/۸۳	۱۸/۲۴	۳/۲۱	۰/۴۰	۰/۶۲	۰/۱۰	۰/۳۴	۰/۳۶	۳/۵۷	۰/۶۳
۱۳	۱۰/۱۶	۲۱/۶۰	۸/۴۱	۲۰	۳/۶۳	۳۲/۴۸	۱۱/۳۸	۰/۷۸	۱/۶۵	۰/۶۴	۱/۵۳	۰/۲۸	۲/۴۹	۰/۸۷
۱۴	۱۳/۵۸	۲۰/۷۵	۸/۲۴	۲۵	۳/۵۲	۲۷/۵۰	۱۰/۹۸	۱/۱۱	۱/۷۰	۰/۶۸	۲/۰۵	۰/۲۹	۲/۲۶	۰/۹۰
۱۵	۱۳/۲۵	۲۱/۸۷	۸/۰۱	۱۸/۷۵	۴/۳۸	۲۹/۲۹	۱۱/۵۹	۱/۰۸	۱/۷۹	۰/۶۵	۱/۵۳	۰/۳۶	۲/۳۹	۰/۹۵
میانگین	۶/۰۳	۹/۷۲	۲/۹۸	۵۳/۴۶	۲/۴۰	۱۵/۶۷	۵/۹۸	۰/۷۴	۱/۲۲	۰/۳۲	۱۰/۰۶	۰/۳۲	۱/۸۷	۰/۷۱
حداقل	۱/۳۸	۳/۱۶	۰/۱۸	۱/۷۱	۱/۲۱	۱/۴۳	۱/۰۱	۰/۲۳	۰/۵۶	۰/۰۳	۰/۲۷	۰/۲۴	۰/۲۰	۰/۳۰
حداکثر	۱۳/۵۸	۲۱/۸۷	۸/۴۱	۱۱۹/۲۳	۴/۳۸	۳۸/۲۹	۱۱/۵۹	۱/۱۷	۱/۹۳	۰/۷۱	۳۱/۸۳	۰/۴۴	۳/۵۷	۰/۹۵
انحراف معیار	۴/۲۳	۶/۷۲	۳/۳۱	۴۰/۵۹	۱/۰۱	۱۲/۴۱	۳/۵۱	۰/۳۳	۰/۴۸	۰/۳۰	۱۰/۳۸	۰/۰۶	۱/۰۷	۰/۲۱



شکل ۲. محدوده تغییرات EF با در نظر گیری لیتیم و منگنز به عنوان فلزات مبنا

همان‌گونه که در شکل مشاهده می‌شود اگرچه میزان غنی‌شدگی فلزات در صورتی که منگنز فلز مبنا باشد با مقدار غنی‌شدگی در حالی که لیتیم به عنوان فلز مبنا انتخاب گردد تفاوت دارد اما این موضوع واضح است که مقدار میانه و حدود تغییرات برای سرب و کادمیم در هر دو حالت زیاد است. بر مبنای شکل ۲ و جدول ۶ کادمیم، سرب و روی به

ترتیب غنی‌شدگی به شدت زیاد، زیاد و قابل توجه دارند. کروم و نیکل نیز غنی‌شدگی کم و متوسطی را نشان می‌دهند. فلز مس در خاک های سطحی پارک‌ها ی تهران غنی‌شدگی کم بر مبنای فلز منگنز و کم تا متوسط را بر اساس فلز لیتیم نشان می‌دهد. در هر صورت کادمیم، سرب، روی و مس غنی‌شدگی زیادی را در خاک های سطحی موجود در پارک‌ها ی تهران دارند و اگرچه نیکل و کروم عمدتاً دارای منابع انتشار مشترک با این آلاینده‌ها می‌باشند اما در مقایسه با این فلزات غنی‌شدگی زیادی ندارند. با توجه به شکل در حالتی که لیتیم به عنوان فلز مبنا انتخاب گردد، محدوده تغییرات غنی‌شدگی گستردگی بیش‌تری دارد. محاسبات ضریب غنی‌شدگی با منگنز، مقادیر ضریب غنی‌سازی فلزات کروم، نیکل و آهن را کوچکتر از ۲ نشان می‌دهد و با توجه به پنج گروه مختلف تعریف شده از ضریب غنی‌سازی در جدول ۶، این آلاینده‌ها کمترین میزان غنی‌شدگی را داشته و احتمالاً بیش‌تر ناشی از منابع طبیعی هستند اما اگر لیتیم به عنوان فلز مبنا انتخاب شود ضریب غنی شدگی حداکثر نیکل بزرگ‌تر از ۴ و کروم به عدد ۹ نزدیک‌تر شده در نتیجه غنی‌شدگی بیش‌تری دارند. در این حالت حداکثر ضریب غنی‌سازی آهن بزرگتر از ۱۱ خواهد شد و در نتیجه میزان غنی‌شدگی قابل توجهی را نشان می‌دهد. بنابراین مقایسه کلی دو حالت نشان می‌دهد زمانی که لیتیم به عنوان فلز مبنا انتخاب گردد احتمال این‌که نیکل، کروم و آهن ناشی از فعالیت‌های انسانی باشند، بیش‌تر است. با توجه به نتایج تحلیل‌های آماری فلزات کروم، نیکل و آهن به طور عمده ناشی از منابع انسانی می‌باشند، بنابراین لیتیم به عنوان فلز مبنا به منظور محاسبه EF و شناسایی منابع انتشار مناسب‌تر است. با توجه به این‌که لیتیم در مقایسه با منگنز منابع انسانی کمتری دارد، انتخاب این عنصر به عنوان فلز مبنا منطقی‌تر به نظر می‌رسد.

ریسک اکولوژیکی بالقوه

برای بررسی میزان ریسک اکولوژیکی ناشی از هر فلز سنگین و مجموعه فلزات که ریسک مناطق و ایستگاه‌های نمونه‌برداری را نشان می‌دهد، مقادیر Er و RI با استفاده از رابطه محاسبه ریسک اکولوژیکی محاسبه گردید. روش کار بدین شکل بود که با استفاده از غلظت کلی فلزات سنگین، انتخاب میانگین غلظت فلزات در پوسته زمین به عنوان مقادیر زمینه و به دست آوردن فاکتور آلودگی، میزان ریسک ناشی از فلزات سنگین تخمین زده و تفسیر شد. با توجه به جدول ۶ فاکتور پاسخ سمیت برای فلزات کادمیم، سرب، مس، کروم و روی از این تحقیق تعریف گردیده است و بنابراین میزان ریسک اکولوژیکی تنها برای این فلزات به دست می‌آید.

بیشترین مقادیر ریسک اکولوژیک مربوط به نمونه های برداشت شده از خاک‌های پارک ملت و پارک شهر می‌باشد که نتیجه به دست آمده منطقی به نظر می‌رسد زیرا این محدوده یکی از پرترددترین مناطق تهران از نظر رفت و آمد انواع مختلف وسایل نقلیه می‌باشد. پایین‌ترین ریسک نیز متعلق به نمونه‌ها ی خاک درون پارک سرخه‌حصار و نیز بوستان ولایت است که با توجه به تردد کمتر خودروها در این نقطه، سطح فضای سبز زیاد و فاصله نقطه نمونه‌برداری از خطوط محیطی پارک و خیابان‌های اطراف آن نسبت به دیگر نقاط نمونه‌گیری، نتیجه به دست آمده کاملاً منطقی به نظر می‌رسد. میانگین RI در نقاط نمونه‌گیری مختلف تهران نشان می‌دهد ریسک اکولوژیکی و غلظت آلاینده‌ها در قسمت‌های مرکزی شهر تهران زیاد و نگران‌کننده است. میزان ریسک اکولوژیکی فلزات سنگین در جدول ۷ ارائه شده است.

شاخص انباشت ژئوشیمیایی(Igeo)

نتایج مربوط به نحوه تغییرات شاخص انباشت ژئوشیمیایی نمونه‌ها ی خاک‌های سطحی پارک‌ها ی تهران در شکل شماره ۳ ارائه شده است. محدوده تغییرات شاخص انباشت ژئوشیمیایی فلزات سنگین در این نمونه‌ها عبارتند از:

جدول ۷. ریسک اکولوژیکی فلزات سنگین و نقاط نمونه‌گیری

فلز سنگین / شماره ایستگاه	Er					RI	ریسک اکولوژیکی
	مس	روی	کروم	سرب	کادمیم		
۱	۳/۴۶	۱/۴۷	۰/۰۵	۰/۸۹	۱۲۵	۱۳۰/۸۷	کم
۲	۳/۰۳	۱/۷۰	۰/۰۶	۱/۲۵	۱۳۰	۱۳۶/۰۴	کم
۳	۳/۶۴	۱/۵۲	۰/۰۵	۱/۲۹	۱۴۰	۱۴۶/۴۹	کم
۴	۵/۷۲	۰/۸۴	۱/۴۳	۹/۸۲	۲۱۰	۲۲۷/۸۱	قابل توجه
۵	۶/۰۷	۰/۷۸	۱/۳۱	۱۰/۱۱	۲۸۰	۲۹۸/۲۷	قابل توجه
۶	۵/۴۷	۰/۸۳	۱/۳۷	۱۰/۳۹	۳۱۰	۳۲۸/۰۷	زیاد
۷	۲/۲۴	۱/۱۱	۰/۲۹	۶/۶۱	۶۱۰	۶۲۰/۲۵	خیلی زیاد
۸	۲/۵۶	۱/۱۹	۰/۲۵	۶/۸۶	۵۲۰	۵۳۰/۸۶	خیلی زیاد
۹	۲/۱۸	۱/۲۶	۰/۲۴	۶/۲۹	۴۷۰	۴۷۹/۹۶	خیلی زیاد
۱۰	۱/۰۵	۰/۶۰	۰/۲۰	۱۴/۳۶	۹	۲۵/۲۰	کم
۱۱	۱/۴۸	۰/۵۱	۰/۱۷	۱۵/۲۱	۵	۲۲/۳۸	کم
۱۲	۱/۷۸	۰/۵۵	۰/۱۸	۱۵/۹۶	۶	۲۴/۴۸	کم
۱۳	۳/۸۱	۱/۶۲	۱/۲۶	۱۲/۱۸	۳۰	۴۸/۸۷	کم
۱۴	۵/۴۳	۱/۶۶	۱/۳۲	۱۱	۴۰	۵۹/۴۱	کم
۱۵	۵/۳۰	۱/۷۵	۱/۲۸	۱۱/۷۱	۳۰	۵۰/۰۵	کم
میانگین	۳/۵۵	۱/۱۶	۰/۶۳	۸/۹۳	۱۹۴/۳۳	---	---
حداقل	۱/۰۵	۰/۵۱	۰/۰۵	۰/۸۹	۵	---	---
حداکثر	۶/۰۷	۱/۷۵	۱/۴۳	۱۵/۹۶	۶۱۰	---	---
ریسک اکولوژیکی فلز	کم	کم	کم	کم	زیاد	---	---

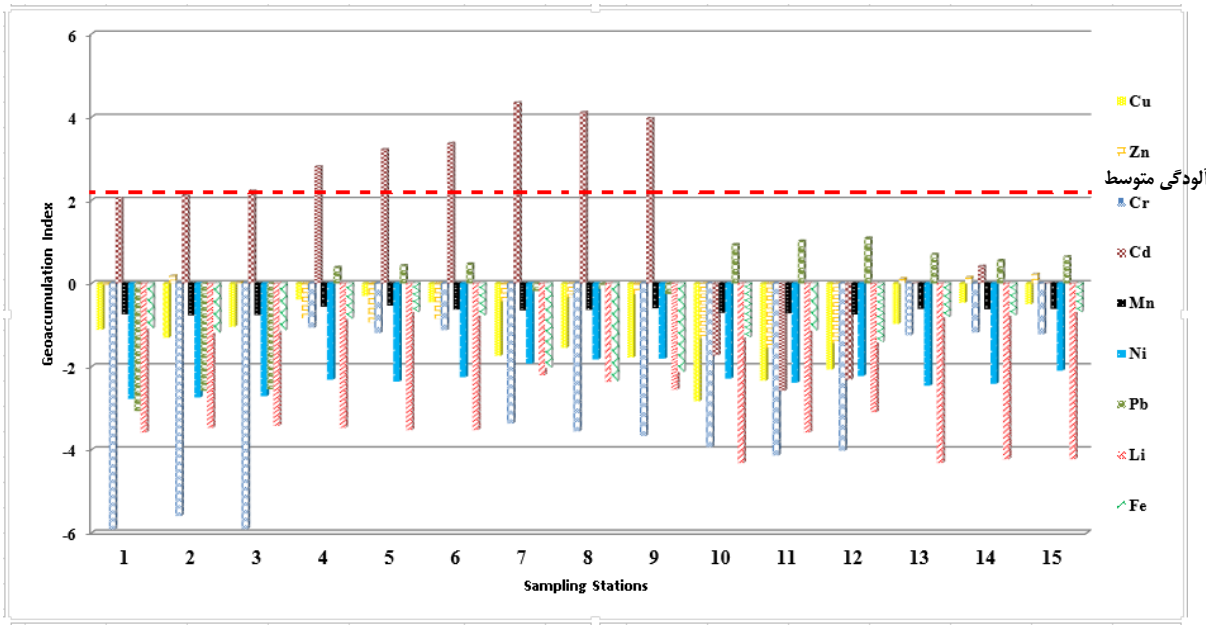
میانگین و حداکثر مقدار ریسک اکولوژیکی فلز کادمیوم بیش‌تر از ۱۶۰ است که ریسک زیاد این فلز را نشان می‌دهد.

مس (۰/۲/۸۴,-۰/۳۱,-)، روی (۱/۵۵,۰/۲۲-)، کروم (۵/۹۲,-۱/۰۷-)، کادمیم (۲/۵۸,۴/۳۵-)، منگنز (۰/۷۷- ,۰/۵۳-)، نیکل (۲/۷۸,-۱/۸۱-)، سرب (۱/۰۹, ۳/۰۷-)، لیتیم (۴/۳۲,-۲/۲۱-) و آهن (۲/۳۶-, ۰/۶۹-).

بر اساس نتایج می توان اذعان نمود که کادمیم از بیشترین شاخص انباشت ژئوشیمیایی در نمونه‌ها ی خاک‌های سطحی پارک‌ها ی تهران برخوردار بوده است. مقادیر حداکثر کادمیم در ایستگاه‌ها ی مربوط به پارک ملت و پارک شهر مشاهده شدند که بر اساس طبقه بندی ارائه شده توسط ابراهیم و پارکر در سال ۲۰۰۸ میلادی، خاک‌های با آلودگی شدت زیاد هستند.

بحث

بررسی نتایج مربوط به غلظت فلزات کادمیم، سرب، مس، کروم، نیکل، روی و آهن نشان می‌دهد که منبع اصلی مشترک فلزات ذکر شده می‌تواند ناشی از احتراق سوخت‌های فسیلی باشد. سوخت‌های فسیلی عمده‌ای که هر روزه در تهران سوزانده می‌شوند بنزین و گازوئیل هستند که به منظور ایجاد روشنایی، گرما و سوخت خودروها استفاده می‌شوند. فاکتور آلودگی این گروه از فلزات در کاربری شهری که بیشتر متأثر از فعالیت‌های انسانی است، نسبت به کاربری‌های دیگر پایین‌تر هست. نتایج مطالعات Li و همکاران (2009) و Li و Fang (2012)با نتایج این تحقیق همخوانی دارد (Li et al., 2010; Li and Fang, 2012). همبستگی قابل توجه آهن با کروم، مس و روی نشان می‌دهد مواد حاوی آهن نیز ممکن است از منابع انتشار این فلزات سنگین در خاک های سطحی شهر تهران باشند. برخی مطالعات پیشین نشان می‌دهند که اصلی‌ترین منبع انتشار



(شکل ۳) تغییرات شاخص انباشت ژئوشیمیایی در ایستگاه‌ها ی نمونه‌برداری

سرب در نمونه های مربوط به خاک و غبارهای خیابان ها، مواد افزودنی به سوخت خودروها می‌باشد (Sezgin et al., 2003; De Miguel et al., 1998).

نتایج همچنین نشان داد که بیش‌ترین غلظت آلاینده‌های این گروه، مربوط به نمونه خاک های سطحی پارک ملت و پارک شهر است که نسبت به سایر مناطق پر ترددتر می‌باشد بنابراین نرخ بالای تردد خودروها از اصلی‌ترین منابع انتشار این گروه از آلاینده‌هاست. کادمیم در ساخت باتری، پلاستیک و مصالح ساختمانی به کار می‌رود (*Wei et al., 2010*). در این مطالعه ساختمان‌های اداری و مسکونی به وفور در اطراف خیابان های مجاور پارک ها وجود داشت بنابراین به نظر فرسایش تایر و باتری خودروها و مواد ساختمانی منشأ اصلی انتشار کادمیم است. اما با توجه به غلظت قابل توجه، خطرات زیاد و اثرات سمی کادمیم مطالعات بیش‌تری در مورد منشأ این فلز و اثرات آن در این مطالعه مورد نیاز است. عناصر منگنز و لیتیم به طور عمده ناشی از منابع طبیعی مانند خاک می‌باشند. از مهمترین منابع انتشار فلزات سنگین (به‌خصوص روی، سرب، مس و کادمیم) در اتمسفر و خاک‌های شهری می‌توان به سوخت‌های فسیلی، سوخت زغال‌سنگ، ترافیک وسایل نقلیه، مواد پوششی لنت ترمز و فرآیندهای مختلف صنعتی اشاره کرد (Li and Fang, 2012) که این فعالیت‌ها در کل منطقه مطالعاتی انجام می‌گیرد. همچنین استفاده لجن فاضلاب و کودهای حیوانی و شیمیایی در افزایش غلظت کادمیم نقش مهمی دارد (Sun et al., 2010) که در زمان نمونه‌برداری کودهای حیوانی استفاده شده در فضای سبز شهری و پارک‌ها به‌وضوح به چشم می‌خورد.نتایج شاخص درجه آلودگی اصلاح شده نشان داد که با توجه به این موضوع بیشتر نمونه‌ها ی خاک پارک‌ها ی شهر تهران دارای آلودگی کم و تعدادی از آنها (نمونه‌ها ی مربوط به پارک ملت و پارک شهر) دارای آلودگی شدید هستند. نتایج شاخص آلودگی Ipoll نشان‌دهنده این موضوع بود که سه فلز سرب، کادمیم و روی بیش‌ترین میزان آلودگی را در مناطق نمونه‌گیری ایجاد کرده‌اند.

نتیجه‌گیری

در این مطالعه به ارزیابی رسیک اکولوژیک فلزات سنگین در ۵ پارک منتخب شهر تهران پرداخته شد که نتایج تحقیق نشان می‌دهد که شاخص ارزیابی ریسک اکولوژیکی، ریسک بیشتر مناطق نمونه‌گیری را کم نشان می‌دهد در حالی‌که

بیش‌ترین ریسک به ترتیب مربوط به پارک ملت و پارک شهر است. همچنین در مقایسه با دیگر فلزات کادمیم و سرب ریسک اکولوژیکی زیادی دارند. همچنین شاخص غنی‌سازی، تجمع قابل توجه فلزات کادمیم، سرب و روی و تا حدودی آهن، کروم و نیکل را در نمونه خاک های محدوده مطالعاتی بر اثر فعالیت‌های انسانی نشان می‌دهد. کادمیوم از بیشترین شاخص انباشت ژئوشیمیایی در نمونه های خاک‌های سطحی پارک‌ها ی تهران برخوردار بوده است. مقادیر حداکثر کادمیم در ایستگاه‌ها ی مربوط به پارک ملت و پارک شهر مشاهده شدند که بر اساس طبقه‌بندی خاک‌های با آلودگی شدت زیاد هستند. بر مبنای نتایج تحلیل‌های آماری و ضریب غنی شدگی منابع انتشار احتمالی بدین شرح شناسایی می‌شوند:

مقادیر زیاد ضریب غنی‌شدگی مس، کادمیم، سرب و روی نشان می‌دهد منابع انسانی منشأ اصلی این فلزات هستند. همبستگی مثبت قابل توجه و شباهت رفتاری نیکل و کروم با فلزات ذکر شده نشان می‌دهد که نیکل و کروم با این گروه منابع انتشار یکسان دارند. اگرچه این دو فلز منابع مشترکی با دیگر فلزات دارند اما مقادیر کم ضریب مذکور نشان می‌دهد نیکل و کروم ممکن است منابع طبیعی در ارتباط با نمونه‌ها ی خاک‌های سطحی منطقه نمونه‌گیری نیز داشته باشند (نتایج آزمایش استخراج متوالی این فلزات نیز وجود منابع طبیعی در کنار منابع انسانی را برای این فلزات نشان داد، همچنین با توجه به اینکه غلظت این عناصر از میانگین غلظت موجود در پوسته زمین نیز کمتر است، نتیجه به دست آمده کاملاً منطقی می‌باشد).

فهرست منابع

Abrahim, 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, NewZealand. Environ Monit Assess 136, pp. 227-238.

Afshari, A., Khademi, H., Delavar, M. (2016). Heavy Metals Contamination Assessment in Soils of Different Land Uses in Central District of Zanjan Province Using Contamination Factor. Water and Soil Science, 25(4/2), 41-52.

Babaei, H., Ghanavati, N., Nazarpour, A. (2018). Contamination Level of Mercury in the Street Dust of Ahvaz City and its Spatial Distribution. JWSS-Isfahan University of Technology. 22(3), 249-59.

Davtalabnezam, S., Shakeri, A., & Rezaee, M. (2017). Contamination, source apportionment and health risk assessment of potentially toxic elements in soil of Park-e-Shahr and Park-e-Laleh, Tehran City. Kharazmi journal of earth sciences, 2(2), 209-226.

De Miguel, E., De Grado, M. J., Llamas, J. F., Martın-Dorado, A., & Mazadiego, L. F. (1998). The overlooked contribution of compost application to the trace element load in the urban soil of Madrid (Spain). Science of the Total Environment, 215(1), 113-122.

Duzgoren, A.N.S., C.S.S. e Wong, A. Aydin, Z. song, M. You, and X.D. Li. (2006). Heavy metal contamination and distribution in the urban environment of Guangzhou, SE China. Environ Geochem and Heal 28, pp.375-391.

Fallah, A., Modabberi, S., Sayyareh, A., Tabakh shabani, A. (2020). Assessment of heavy metal pollution in urban soil in Karaj (Iran). Scientific Quarterly Journal of Geosciences, 29(114), 231-240. doi: 10.22071/gsj.2018.108260.1328

Ghanavati, N., Nazarpour, A., De Vivo, B. (2019). Ecological and human health risk assessment of toxic metals in street dusts and surface soils in Ahvaz, Iran. Environmental geochemistry and health.41(2), 875-891

Hakanson, L. (1980) Ecological risk index for aquatic pollution control, a sedimentological approach. Water Research.

Jaishankar, M., Tseten, T., Anbalagan, N., Mathew, B.B., Beeregowda, KN. (2014). Toxicity, mechanism and health effects of some heavy metals. Interdiscip Toxicol. 7(2), 60-72.

Kaydan, Z., N. Ghanavati, and A. Nazarpour (2016). "Evaluation of soil pollution with heavy metals (Pb, Zn, Cu, Cr, Ni and V) in Ahvaz parks." Journal of Health 10.2 (2019): 228-239.

Karbasi, A., Nabi, Bidhandi. G. R., Ghazban, F., & KOUKABI, H. S. (2010). Chemical partitioning & pollution intensity of heavy metals in siahrud river sediment. 11-20.

Khan, S., Cao, Q., Zheng, Y. M., Huang, Y. Z., and Zhu, Y. G. (2008). Health risks of heavy metals in contaminated soils and food crops irrigated with wastewater in Beijing, China, Environmental Pollution, vol. 152, no. 3, pp. 686–692.

Li, J., He, M., & Gu, Y. (2009). Analysis and assessment on heavy metal sources in the coastal soils developed from alluvial deposits using multivariate statistical methods. J Hazard Mater 164: 976-981.

Li, X., & Feng, L. (2012). Multivariate and geostatistical analyzes of metals in urban soil of Weinan industrial area, Northwest of China. Atmos. Environ 47: 58-65.

Lingling, Liu., Qiyuan, Liu., Jin, Ma., Haiwen, Wu., Yajing, Qu.,Yiwei, Gong., Shuhui, Yang., Yanfei, An., & Yongzhang, Zhou. (2020). Heavy metal (loid) s in the topsoil of urban parks in Beijing, China: Concentrations, potential sources, and risk assessment. Environmental Pollution Volume 260.

Loring, D.H. (1991). Normalization of Heavy-Metal Data from Estuarine and Coastal Sediments. ICES Journal of Marine Science 48, 101-115.

Moyers, J.L., Ranweiler, L.E., Hopf, S.B., Korte, N.E. (1977). Evaluation of Particulate Trace Species in Southwest Desert Atmosphere. Environmental Science and Technology 11: 8, 789-795.

Nazarpour, A., Ghanavati, N., Babaenejad, T. (2017). Evaluation of the level of pollution and potential ecological risk of some heavy metals in surface soils in the Ahvaz oil-field. Iranian Journal of Health and Environment. 10(3), 391-400.

Nazarpour, A., Ghanavati, N., Watts, MJ. (2018). Spatial distribution and human health risk assessment of mercury in street dust resulting from various land-use in Ahvaz, Iran. Environmental geochemistry and health. 40(2), 693-704.

Niencheski, L.F.H., Baraj, B., Franca, R.G., Mirlean, N. (2002). Lithium as a Normalizer for the Assessment of Anthropogenic Metal Contamination of Sediments of the Southern Area of Patos Lagoon. Aquatic Ecosystem Health & Management 5: 4, 473-483.

Oudeh, M., Khan, M. and Scullion, J. (2002). Plant accumulation of potentially toxic elements in sewage sludge as affected by soil organic matter level and mycorrhizal fungi. Env Pollution, 116, 293-300.

Park, JH., Choppala, GK., Bolan, NS., Chung, JW., Chuasavathi, T. (2011). Biochar reduces the bioavailability and phytotoxicity of heavy metals. Plant and soil. 348(1-2), 439.

Rout, G. R., Das, P., (2003). Effect of metal toxicity on plant growth and metabolism. I. Zinc. Agronomie, 23, 3 - 11.

Sezgin, N., Ozcan, H. K., Dem Ir, G., Nemlioglu, S. and Bay at, C. (2003). Dete rmination of heavy metal concentrations in street dusts in Istanbul E-5 highway. Environment International, Vol. 29, No. 7, pp. 979-985.

Sun Y, Zhou Q, Xie X and Liu R. (2010). Spatial, sources and risk assessment of heavy metal contamination of urban soils in typical regions of Shenyang, China J Hazard Mater 174: 455-462.

Sutherland, R.A., 2000. Bed sediment-associated trace metals in an urban stream Oahu, Hawaii, Environmental Geology, 2T, 39: 611-627.

Wei, B., Jiang, F., Li, X., Mu, S. (2010). Contamination levels assessment of potential toxic metals in road dust deposited in different types of urban environment. Environmental Earth Sciences. Sep; 61(6), 1187-96.

Xiaoli, T., Mingxing, C., Wenzhong, Z., Yongping, B. (2013). Classification and its relationship with the functional analysis of urban parks: Taking Beijing as an example. 32(10):1964-76.

Yazhu, W., Xuejun, D., Lei, W. (2020). Spatial distribution and source analysis of heavy metals in soils influenced by industrial enterprise distribution: Case study in Jiangsu Province. Science of The Total Environment Volume 710, 134953

Yi, Y., Yang, Z., Zhang, S. (2011). Ecological risk assessment of heavy metals in sediment and human health risk assessment of heavy metals in fishes in the middle and lower reaches of the Yangtze River basin. Environmental Pollution. 159(10), 2575-85.

Yongming, H., Peixuan, D. and Junji, E. S. (2006). Multivariate analysis of heavy metal contamination in urban dusts of Xi'an, Central China. Science of the Total Environment, 355, 176-186