

Investigating distribution, contamination and health risk of heavy metals in street dust of Kermanshah Metropolis

Amirhossein Roshanak Manesh¹, Meisam Rastegari Mehr^{1*}, Ata Shakeri¹

1- Department of Applied Geology, Faculty of Earth Sciences, Kharazmi University, Tehran, Iran

Keywords: Heavy metal, Kermanshah, Street dust, Pollution, Health risk

1-Introduction

Among soil, dust and sediments, which originated mainly from earth crust, dust is the most important environment affecting human health and welfare (Han et al., 2006). Street dust is a type of dust which is deposited in roadsides of urban areas and is originated mainly from automobile exhaust, stack of industries, and tire and brake wear (Li et al., 2013). Controlling the street dust of urban areas, particularly in high traffic regions, is an important challenge. This particle could be transferred to water resources through runoff or washing urban streets, and consequently affect water quality (Engelstaedter, 2003). Street dust particles may contain toxic and hazardous compounds such as heavy metals (Cheng et al., 2014). Contamination by heavy metals is one of the pollutions caused by human activities, since they could be bioaccumulated and cause health abnormalities even in low concentrations (Pejman et al., 2015). In recent years, due to the long period of droughts and the entry of dust particles into the west of Iran, as well as the large population, the development of industrial centers and the existence of various sources of urban pollutants in Kermanshah metropolis, concentration of some heavy metals was investigated in street dust of this city. The main objectives include (1) investigation of contamination degree of Cd, Cr, Ni Cu, Pb and Zn in street dusts, (2) source identification of the heavy metals, and (3) assessment of potential health risk of contaminated street dusts in the city.

2- Materials and methods

A total of 21 street dust samples collected from different location of the city, were analyzed using ICP-MS method after preparation and multi-acid digestion to determine the concentration of selected heavy metals. For data analysis, geochemical and statistical methods including enrichment factor (EF), pollution load index (PLI), potential ecological risk index (RI), Hazard index (HI) and principal component analysis (PCA) were used (Hakanson, 1980; Sutherland, 2000; Blaser et al., 2000; USEPA, 2001; Zhang and Liu, 2002; Ferreira-Baptista and De Miguel, 2005; Adomako et al., 2008; Madish et al., 2009).

3- Results and discussion

Concentration of all the studied heavy metals (except Sc), were higher than their local baseline, and the highest variation coefficients were obtained for Cd, Pb, Cu and Zn, indicating their various sources and high concentration changes in Kermanshah city. Also, comparing the data with some other cities around the world showed that Cu concentration in Kermanshah is higher than Mahshahr, Beijing (China), Ottawa (Canada) and Tokat (Turkey), while lower than Tehran, Shiraz, Amman (Jordan) and Madrid (Spain). Also, Pb and Zn showed higher concentrations in street dusts of Kermanshah than Beijing and Ottawa, and Mahshahr, Beijing, Ottawa and Tokat, respectively. Cadmium was also higher in Kermanshah compared with most of the other cities (Rasmussen et al., 2001; Tuzen, 2003; Liu and Cen, 2007; de Miguel et al., 2007; Saeedi et al., 2012; Valdez Cerda et al., 2011; Keshavarzi et al., 2015; Rastegari Mehr et al., 2016). In general, in most of the sampling stations the enrichment factor is moderate or high, indicating high contamination of street dusts in Kermanshah for most of the studied metals. The results of pollution load index calculation showed that except in Taq-e Bostan, in all the stations the values of this index are higher than one. The highest PLI value was

*Corresponding author: rastegar.m@khu.ac.ir

DOI: 10.22055/AAG.2020.33119.2110

Received 2020-04-02

Accepted 2020-08-14

calculated for Rahnamaee Street with high traffic and high number of car repair shops, indicating the dominance of anthropogenic sources for heavy metals. The heavy metals in the first component of PCA (Cu, Pb, Zn and Cd) have anthropogenic origins such as traffic, car repair shops and industrial activities, and the second component (Cr and Ni) indicates the dominance of geogenic source. However, Cr and Ni were affected by anthropogenic sources in some locations.

In most of the samples, Cd showed considerable ecological risk (Ei), while the other metals, except in some stations, have low risk. Moreover, about 52 % of the sampling sites showed moderate risk ($150 < RI < 300$). Based on spatial distribution, the highest and lowest values of Ei and RI were observed in southern and northwestern parts of the city. Calculated hazard quotients (HQ) revealed the highest risk via ingestion route for both children and adults. Hazard index (HI) for all the studied metals were higher in children than adults. Also, the highest risk index value was calculated for Cr in both adults and children. However, all the metals, except Pb in 3 sampling stations, had HI values below unity, indicating low risk for residents.

4- Conclusion

In general, this study showed that street dusts of Kermanshah are highly contaminated, and urban elements (Cd, Cu, Pb and Zn) are highly enriched relative to their local baseline. Oil refinery, urban traffic and car repair shops are the main contamination sources in the area, from which traffic had the major role in distribution of the pollutants. The high contamination level of the dust particles in Kermanshah may cause damage to respiratory system and secondary health effect. Among the studied metals, Cr and Pb showed the most risk index, while due to the dominance of geogenic sourced for Cr, further studies are needed to confirm the mobility and bioavailability of chromium and therefore its related health risk. The results of this study, indicated a need for especial attention to pollution sources, management of fuel quality and improve the quality of used automobiles in the study area.

References

- Adomako, D., Nyarko, B.J.B., Dampare, S.B., Serfor-Armah, Y., Osaе, S., Fianko, J.R., Akaho, E.H.K., 2008. Determination of toxic elements in waters and sediments from River Subin in the Ashanti Region of Ghana. *Environmental Monitoring and Assessment* 141(1-3), 165-175.
- Blaser, P., Zimmermann, S., Luster, J. and Shotyk, W., 2000. Critical examination of trace element enrichments and depletions in soils: As, Cr, Cu, Ni, Pb, and Zn in Swiss forest soils. *Science of the Total Environment* 249(1-3), 257-280.
- Cheng, M.M., Mitra, N.J., Huang, X., Torr, P.H., Hu, S.M., 2014. Global contrast based salient region detection. *IEEE Transactions on Pattern Analysis and Machine Intelligence* 37(3), 569-582.
- De Miguel, E., Iribarren, I., Chacon, E., Ordonez, A., Charlesworth, S., 2007. Risk-based evaluation of the exposure of children to trace elements in playgrounds in Madrid (Spain). *Chemosphere* 66(3), 505-513.
- Engelstaedter, S., Kohfeld, K.E., Tegen, I., Harrison, S.P., 2003. Controls of dust emissions by vegetation and topographic depressions: An evaluation using dust storm frequency data. *Geophysical Research Letters* 30(6), 1294.
- Ferreira-Baptista, L., De Miguel, E., 2005. Geochemistry and risk assessment of street dust in Luanda, Angola: a tropical urban environment. *Atmospheric Environment* 39(25), 4501-4512.
- Hakanson, L., 1980. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water Research* 14(8), 975-1001.
- Keshavarzi, B., Tazarvi, Z., Rajabzadeh, M.A., Najmeddin, A., 2015. Chemical speciation, human health risk assessment and pollution level of selected heavy metals in urban street dust of Shiraz, Iran. *Atmospheric Environment* 119, 1-10.
- Li, Z., Feng, X., Li, G., Bi, X., Zhu, J., Qin, H., Dai, Z., Liu, J., Li, Q., Sun, G., 2013. Distributions, sources and pollution status of 17 trace metal/metalloids in the street dust of a heavily industrialized city of central China. *Environmental Pollution* 182, 408-416.
- Liu, C.H., Cen, K., 2007. Chemical composition and possible sources of elements in street dusts in Beijing. *Acta Scientiae Circumstantiae* 27(7), 1181-1188.
- Madiseh, S.D., Savary, A., Parham, H., Sabzalizadeh, S., 2009. Determination of the level of contamination in Khuzestan coastal waters (Northern Persian Gulf) by using an ecological risk index. *Environmental Monitoring and Assessment* 159(1-4), 521.
- Pejman, A., Bidhendi, G.N., Ardestani, M., Saeedi, M., Baghvand, A., 2015. A new index for assessing heavy metals contamination in sediments: a case study. *Ecological Indicators* 58, 365-373.
- Rasmussen, P.E., Subramanian, K.S., Jessiman, B.J., 2001. A multi-element profile of house dust in relation to exterior dust and soils in the city of Ottawa, Canada. *Science of the Total Environment* 267(1-3), 125-140.

- Rastegari Mehr, M., Keshavarzi, B., Moore, F., Sacchi, E., Lahijanzadeh, A.R., Eydivand, S., Jaafarzadeh, N., Naserian, S., Setti, M. and Rostami, S., 2016. Contamination level and human health hazard assessment of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in street dust deposited in Mahshahr, southwest of Iran. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal* 22(8), 1726-1748.
- Saeedi, M., Li, L.Y., Salmanzadeh, M., 2012. Heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons: pollution and ecological risk assessment in street dust of Tehran. *Journal of Hazardous Materials* 227, 9-17.
- Sutherland, R.A., 2000. Bed sediment-associated trace metals in an urban stream, Oahu, Hawaii. *Environmental Geology* 39(6), 611-627.
- Tüzen, M., 2003. Investigation of heavy metal levels in street dust samples in Tokat, Turkey. *Journal of Trace and Microprobe Techniques* 21(3), 513-521.
- USEPA, 2001. Development of a Relative Potency Factor (RPF) Approach for Polycyclic Aromatic Hydrocarbon (PAH) Mixtures (External Review Draft. US Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- Valdez Cerda, E., Hinojosa Reyes, L., Alfaro Barbosa, J.M., Elizondo-Martinez, P., Acuña-Askar, K., 2011. Contamination and chemical fractionation of heavy metals in street dust from the Metropolitan Area of Monterrey, Mexico. *Environmental Technology* 32(10), 1163-1172.
- Yongming, H., Peixuan, D., Junji, C., Posmentier, E.S., 2006. Multivariate analysis of heavy metal contamination in urban dusts of Xi'an, Central China. *Science of the Total Environment* 355(1-3), 176-186.
- Zhang, J., Liu, C.L., 2002. Riverine composition and estuarine geochemistry of particulate metals in China—weathering features, anthropogenic impact and chemical fluxes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 54(6), 1051-1070.

HOW TO CITE THIS ARTICLE:

Roshanak Manesh, A., Rastegari Mehr, M., Shakeri, A., 2021. Investigating distribution, contamination and health risk of heavy metals in street dust of Kermanshah Metropolis. *Adv. Appl. Geol.* 11(3), 557-571.

DOI: 10.22055/AAG.2020.33119.2110

url: https://aag.scu.ac.ir/article_15870.html?lang=en

بررسی توزیع، آلودگی و خطر سلامت فلزات سنگین در غبار خیابان کلان شهر کرمانشاه

امیرحسین روشنگرمنش

گروه زمین شناسی کاربردی، دانشکده علوم زمین، دانشگاه خوارزمی، تهران، ایران

میثم رستگاری مهر*

گروه زمین شناسی کاربردی، دانشکده علوم زمین، دانشگاه خوارزمی، تهران، ایران

عطا شاکری

گروه زمین شناسی کاربردی، دانشکده علوم زمین، دانشگاه خوارزمی، تهران، ایران

تاریخ دریافت: ۱۳۹۹/۰۱/۱۴ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۹/۰۵/۲۴

*rastegar.m@khu.ac.ir

چکیده

در سال‌های اخیر خشکسالی‌های طولانی و طوفان‌های غبار موجب ورود ذرات غبار به غرب کشور شده است. بار آلودگی این ذرات در کلان شهر کرمانشاه به دلیل جمعیت زیاد، توسعه مراکز صنعتی و وجود منابع مختلف آلاینده شهری ممکن است افزایش یابد. در این مطالعه غلظت شش فلز سنگین (کادمیم، کروم، مس، سرب، روی و نیکل) در غبار خیابان این شهر بررسی شد. بدین منظور تعداد ۲۱ نمونه غبار خیابان برداشته و با استفاده از طیف سنج جرمی پلاسمای جفت شده القایی (ICP-MS) تجزیه شد. نتایج نشان دهنده غلظت بالای کادمیم، مس، سرب و روی به ترتیب با میانگین ۰/۳۴، ۱۲۸، ۹۸/۷۱، ۲۸۲/۱۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم بود. به منظور بررسی شدت آلودگی ذرات غبار از ضریب غنی‌شدگی، شاخص بار آلودگی، شاخص خطر بالقوه بوم شناختی و شاخص خطر سلامت استفاده شد. نتایج این شاخص‌ها بیانگر آلودگی نسبتاً زیاد فلزات سرب، روی، مس و کادمیم در بیشتر نقاط شهر نسبت به زمینه محلی است. با این وجود ۴۲/۸۵ درصد از ایستگاه‌ها شاخص خطر بوم‌شناختی کم و ۵۲/۳۰ درصد از ایستگاه‌ها شاخص خطر متوسط دارند. بیشترین مقدار خارج قسمت خطر (HQ) برای مسیر بلع محاسبه شد و کروم و سرب بیشترین مقادیر را نشان دادند. با این حال، مقادیر شاخص خطر برای تمام فلزات سنگین مورد مطالعه به استثناء سرب در سه ایستگاه، برای کودکان کمتر از یک بود. نتایج تحلیل مولفه اصلی (PCA) نشان داد کروم و نیکل عمدتاً دارای منشأ زمین‌زاد هستند و سایر فلزات بیشتر تحت تاثیر منابع انسان‌زاد قرار دارند.

کلمات کلیدی: فلزات سنگین، کرمانشاه، غبار خیابان، آلودگی، خطر سلامت

مقدمه

تعداد و تنوع آلاینده‌ها در محیط زیست در سال‌های اخیر بطور قابل توجهی افزایش یافته است (Long et al., 2013). این آلاینده‌ها می‌توانند بر بوم سامانه‌های مختلف تأثیر گذاشته و آنها را برای سلامتی انسان ناامن کنند. در میان خاک، رسوبات و غبار، که در درجه اول از پوسته زمین سرچشمه می‌گیرند، گرد و غبار فراگیرترین و مهم‌ترین محیطی است که بر سلامت و رفاه انسان تأثیر می‌گذارد (Yongming et al., 2006). امروزه آلودگی هوا یک مشکل اساسی در جوامع مدرن است و از مدت‌ها پیش به عنوان یک مشکل بالقوه کشنده شناخته می‌شود. در سال‌های اخیر، مطالعات مربوط به آلودگی هوا بر غبار معلق در جاده‌ها و خیابان‌های شهری متمرکز شده است (Addo et al., 2012). غبار خیابان به ذرات غباری گفته می‌شود که در مناطق شهری و حاشیه خیابان‌ها نهشته شده و عمدتاً از آگروز وسایل نقلیه، دودکش‌های صنعتی، فرسودگی تایر و لنت ترمز حاصل می‌شوند. پیش بینی می‌شود که ماهیت و ترکیب غبار خیابان بر اساس اقلیم محلی، زمین‌شناسی، جمعیت و تراکم ترافیک، زیرساخت‌ها و سایر عوامل متفاوت باشد

(Li et al., 2013). غبار خیابان منبع مهمی است که در تولید و رهاسازی ذرات به جو نقش دارد. کنترل غبار خیابان در مناطق شهری به ویژه مناطقی با سطح بالای تردد وسایل نقلیه یک چالش مهم است. ذرات غبار خیابان می‌توانند از طریق رواناب‌های حاصل از بارش یا سستشوی خیابان وارد منابع آبی شوند و کیفیت آب را نیز تحت تأثیر قرار دهند. این ذرات همچنین می‌توانند به وسیله جریان هوا معلق شوند و از طریق مجاری تنفسی وارد قسمت‌های مختلف بدن شده و تهدیدی جدی برای سلامت انسان باشند (Engelstaedter, 2003). ذرات غبار می‌توانند حاوی ترکیبات سمی و خطرناک شامل فلزات سنگین باشند (Cheng et al., 2014). آلودگی فلزات سنگین از شایع‌ترین آلودگی‌های ناشی از فعالیت‌های انسانی است، چراکه قابلیت زیست‌انباشت داشته و حتی در غلظت‌های پایین می‌توانند موجب بروز ناهنجاری‌های سلامتی شوند (Pejman et al., 2015). این فلزات با توجه به پایداری، سمیت و طبیعت غیر قابل تخریب در محیط زیست، تهدیدی جدی برای انسان هستند (Khan et al., 2008).

سیرجان و قسمت جنوبی بخشی از کمربند زاگرس چین خورده - رانده شده را دربرمی گیرد. این دو ناحیه توسط راندگی کوه سفید از هم جدا می شوند. قسمت شمالی خود به ۲ بخش تقسیم می شود: ۱- سنگ های آهکی بیستون و ۲- رادیولاریت های کرمانشاه (Karimi Bavandpour, 2016) شکل ۱ نقشه زمین شناسی منطقه مورد مطالعه را نشان می دهد.

نمونه برداری، آماده سازی و آنالیز نمونه ها

در این مطالعه نمونه برداری با استفاده از روش های استاندارد ارائه شده در مقالات علمی معتبر (Wang et al., 2019; Tang et al., 2016) در تیرماه ۱۳۹۸ انجام شده است. بدین منظور، از الگوی نمونه برداری قضاوتی استفاده شد و نقاط نمونه برداری با توجه به اطلاعات موجود از کاربری زمین و سطح ترافیک هر منطقه تعیین شد. نمونه برداری از خیابان های اصلی شهر، خیابان های با بار ترافیکی متفاوت، میادین شهر، مناطق صنعتی (شهرک صنعتی، پالایشگاه) و مناطق مسکونی از کنار پیاده روها و آسفالت جاده ها، جایی که غبار برای مدتی در آن تجمع یافته است برداشت شد. در مجموع تعداد ۲۱ نمونه جمع آوری شد به گونه ای که کل شهر کرمانشاه را پوشش دهد. در هر ایستگاه نمونه برداری حدود ۴۰۰ گرم نمونه از محدوده ای حدود ۲ تا ۱۰ مترمربع با استفاده از برس پلی اتیلن جمع آوری و در کیسه های پلی اتیلن قرار گرفت. نمونه های جمع آوری شده کد گذاری و به آزمایشگاه منتقل شدند. نمونه ها به مدت ۲ روز در محیط آزمایشگاه قرار گرفته تا کاملاً خشک شوند. سپس برای جداسازی غبار از مواد زائد از الک با مش ۲۳۰ استفاده شد. ذرات غبار با اندازه کوچک تر از ۶۳ میکرون در کیسه های پلاستیکی ریخته و برای تعیین غلظت کل ۶ عنصر جزئی (کادمیم، کروم، نیکل، مس، سرب و روی) توسط طیف سنجی جرمی پلاسمای جفت شده القایی (ICP-MS) به آزمایشگاه زراژما ارسال شدند. شکل ۲ موقعیت ایستگاه های نمونه برداری از غبار خیابان را نشان می دهد.

تحلیل آماری

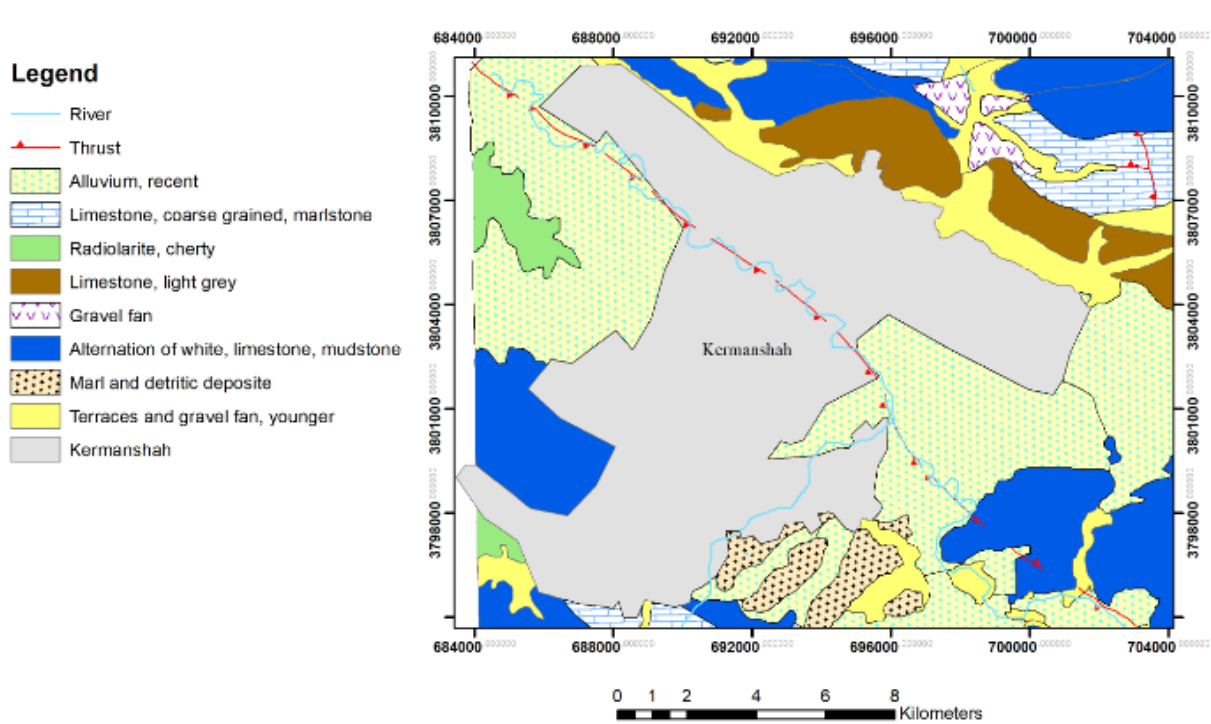
به منظور تحلیل آماری داده های حاصل از آنالیز نمونه ها شامل آمار توصیفی، بررسی توزیع داده ها (Shapiro-Wilk test) و تحلیل مولفه اصلی (PCA) از نرم افزار SPSS v.20 استفاده شد. روش PCA که توسط کارل پرسون در سال ۱۹۰۱ ارائه شد، از روش های چند متغیره است که بیشتر برای کاهش ابعاد مجموعه داده ها و به طور گسترده در مطالعات آلودگی آب، غبار و خاک مورد استفاده قرار می گیرد (Pearson, 1901). در این روش می توان تعداد زیادی از متغیرها را به تعداد کمی متغیر ناهمبسته کاهش داد و در تعیین منشأ فلزات سنگین از آن استفاده کرد.

تاکنون مطالعات متعددی بر روی آلودگی عنصری غبار خیابان در ایران و سایر نقاط جهان صورت گرفته است که از جمله آنها می توان به مطالعات انجام شده در ماهشهر، آبادان، بوشهر، چین، اربیل (عراق) و آسانسول (هند) (Rastegari Mehr et al., 2016; Ghanavati, 2018; Keshavarzi et al., 2015; Wang et al., 2019; Amjadian et al., 2018; Gope et al., 2018) اشاره کرد. ارزیابی خطر فلزات سنگین راهنمایی لازم برای اولویت بندی مشکلات زیست محیطی موجود، ارزیابی روش های فنی برای پاکسازی یا کاهش غلظت آن ها، و تخصیص بودجه برای پاکسازی را ارائه می دهد. در سال های اخیر به دلیل خشکسالی های طولانی در منطقه خاورمیانه، ورود ذرات غبار به غرب کشور افزایش یافته و با توجه به موقعیت جغرافیایی، جمعیت زیاد، توسعه مراکز صنعتی و وجود منابع مختلف آلاینده شهری در کرمانشاه، در این مطالعه به بررسی آلودگی فلزات سنگین در غبار خیابان این کلان شهر پرداخته می شود. اهداف اصلی این مطالعه عبارت است از: (۱) بررسی میزان آلودگی فلزات سنگین (کادمیم، کروم، نیکل، مس، سرب و روی) در غبار خیابان (۲) تعیین منشأ اصلی آلاینده های فلزی در غبار منطقه و (۳) بررسی پتانسیل خطر سلامت ناشی از قرارگیری ساکنین در معرض غبار خیابان آلوده به فلزات سنگین.

مواد و روش ها

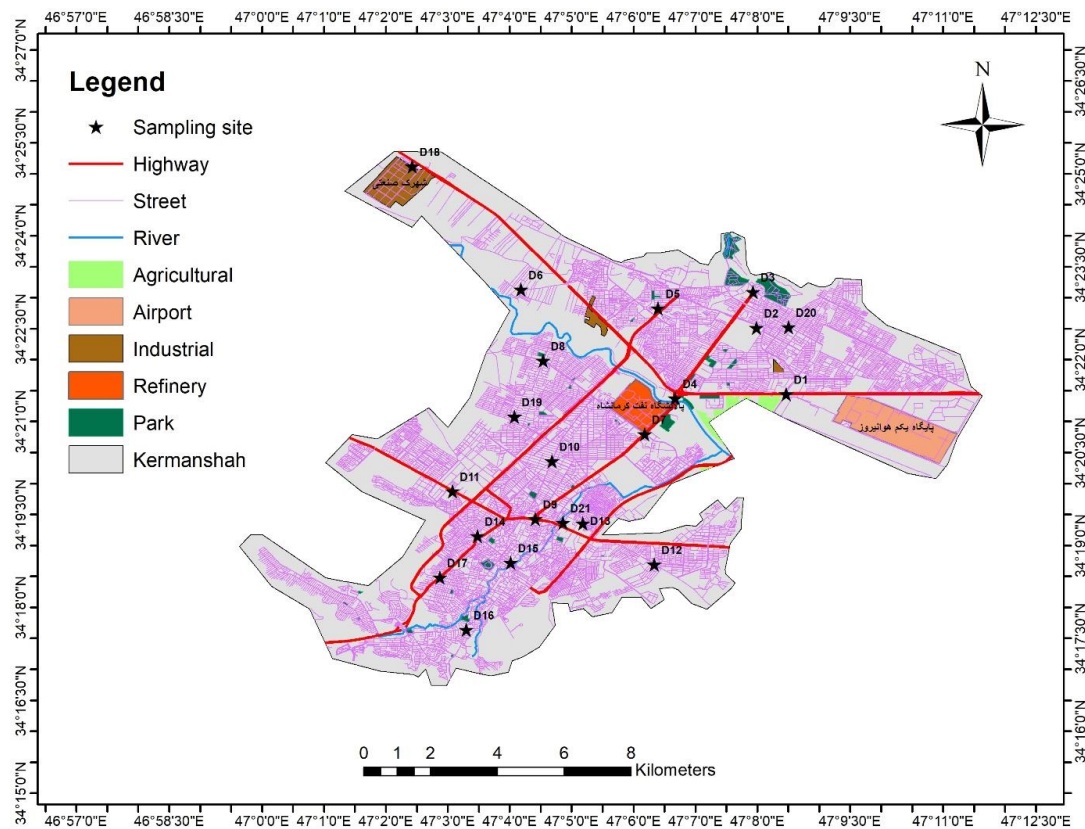
منطقه مورد مطالعه

شهر کرمانشاه بر روی یک جلگه رسوبی در دامنه کوه سفید قرار گرفته و از شمال به کوه فرخشاد، از شمال غربی به کوه طاق بستان و از جنوب به سفید کوه منتهی می شود که در قسمت مرکزی استان کرمانشاه با موقعیت ۴۷ درجه و ۴ دقیقه شرقی و ۱۹ درجه و ۳۴ دقیقه شمالی قرار دارد. مساحت این شهر حدود ۹۳/۳۸ کیلومتر مربع و ارتفاع آن از سطح دریا ۱۲۰۰ متر است (Khorramshahi, 1996). میانگین دمای سالانه شهر کرمانشاه در حدود ۱۴ سانتی گراد و میزان بارش سالانه این شهر ۴۵۶۰۸ میلی متر است (Emraei, 2013). محدوده مورد مطالعه به ۳ واحد دامنه، تپه ماهور و دشت تقسیم می شود. واحد دامنه متشکل از دو عارضه مشخص، دامنه های منظم و نامنظم است. دامنه های منظم با شیب کم و یکنواخت منطبق بر ارتفاعات رادیولاریتی جنوبی شهر کرمانشاه می باشند. دامنه های نامنظم منطبق بر ارتفاعات آهکی شمال دشت کرمانشاه است. این دامنه ها پرشیب، صخره ای، دارای سطوح واریزه ای و درز و شکاف زیاد هستند. واحد دشت حاصل رسوبگذاری و تراکم رسوبات ناشی از فعالیت های آب جاری بوده و چهار لندفرم هموار دشت پاکوهی، دشت سیلابی، دشت آبرفتی و مخروط افکنه ها در این واحد شکل گرفته اند (Alaei Taleghani, 2004). قسمت شمالی نقشه کرمانشاه بخشی از ناحیه دگرگون نشده سنندج -



شکل ۱- نقشه زمین شناسی منطقه مورد مطالعه (برگرفته شده از نقشه ۱:۱۰۰۰۰۰ کرمانشاه؛ Karimi Bavandpour, 2016).

Fig. 1. Geological map of the study area (based on 1:100000 map of Kermanshah; Karimi Bavandpour, 2016).



شکل ۲- نقشه موقعیت نقاط نمونه برداری از غبار خیابان در شهر کرمانشاه.

Fig. 2. Map of the street dust sampling sites' location in Kermanshah City.

ارزیابی سطح آلودگی فلزات سنگین

در این پژوهش جهت تعیین سطح آلودگی و خطر آنها در منطقه فلزات مورد مطالعه از شاخص‌های ضریب غنی‌شدگی، شاخص بار آلودگی، پتانسیل خطر بوم شناختی و شاخص خطر سلامت استفاده شد.

ضریب غنی‌شدگی (EF)^۱

ضریب غنی‌شدگی نشان‌دهنده مقدار افزایش غلظت یک عنصر نسبت به غلظت طبیعی آن در پوسته زمین، خاک یا سنگ بستر منطقه مطالعاتی است (Eby, 2016). از این ضریب برای تعیین منشأ زمین‌زاد یا انسان‌زاد فلزات استفاده می‌شود (Sutherland, 2000) (رابطه ۱):

$$EF = \frac{[(C_n)/(C_{ref})]_{Dust}}{[(B_n)/(B_{ref})]_{Background}} \quad (\text{رابطه ۱})$$

در رابطه ۱، C_n غلظت عنصر مورد نظر در نمونه، C_{ref} غلظت عنصر مرجع در نمونه (در این مطالعه از اسکندیم استفاده شد)، B_n غلظت عنصر مورد نظر در زمینه (زمینه محلی کرمانشاه در این مطالعه، سازمان حفاظت محیط زیست، ۱۳۸۷) و B_{ref} غلظت عنصر مرجع در زمینه است. براساس تقسیم‌بندی ژانگ و لیو، مقادیر EF به شکل زیر رده‌بندی می‌شوند: $EF < 2$ غنی‌شدگی کم، $2 < EF < 5$ غنی‌شدگی متوسط، $5 < EF < 20$ غنی‌شدگی زیاد، $20 < EF < 40$ غنی‌شدگی بسیار زیاد و $EF > 50$ غنی‌شدگی بی‌نهایت شدید (Blaser et al., 2000; Zhang and Liu, 2002).

شاخص بار آلودگی (PLI)^۲

شاخص بار آلودگی یک مفهوم نسبی و ساده برای ارزیابی سطح آلودگی عنصری است که به صورت معادله ۲ ارائه می‌شود:

$$PLI = (CF_1 \times CF_2 \times CF_3 \times \dots \times CF_n)^{1/n} \quad (\text{رابطه ۲})$$

در رابطه ۲، CF_n فاکتور آلودگی برای هر عنصر است که خود از نسبت غلظت عنصر در نمونه به غلظت زمینه آن عنصر در منطقه به دست می‌آید. اعداد ۱، ۲، ۳ و ... تعداد آلاینده‌های مورد بررسی است. اگر PLI نزدیک به عدد یک باشد نشان دهنده این است که بار یا غلظت فلزات سنگین مورد مطالعه نزدیک به غلظت زمینه است و اگر مقدار این شاخص بیش از یک باشد نشان دهنده آلودگی است (Adomako et al., 2008).

پتانسیل خطر بوم‌شناختی (E_r)^۳

این شاخص برای ارزیابی خطرات بالقوه محیط زیستی فلزات در غبار استفاده شده است (Wu et al., 2015; Chen et al.,)

(2015). برای بدست آوردن پتانسیل خطر بوم‌شناختی از معادلات ۳ تا ۵ استفاده شده است.

$$C_j^i = C^i / C_n^i \quad (\text{رابطه ۳})$$

$$E_j^i = T_n^i \times C_j^i \quad (\text{رابطه ۴})$$

$$RI = \sum_i^n E_j^i \quad (\text{رابطه ۵})$$

در این معادلات C^i محتوی فلزی اندازه‌گیری شده در نمونه غبار مورد مطالعه، C_n^i غلظت زمینه محلی فلز سنگین، T_n^i شاخص سمی بودن فلزات نام دارد (به ترتیب برای کادمیم، نیکل، مس، سرب، روی، کروم و اعداد ۳۰، ۵، ۵، ۵، ۲) (Hakanson, 1980; Madish et al., 2009)، E_j^i پتانسیل خطر بوم‌شناختی هر عنصر مورد بررسی و RI خطر بوم شناختی مجموع فلزات را نشان می‌دهد. سطح خطر بر اساس این شاخص در پنج دسته طبقه‌بندی می‌گردد؛ پتانسیل خطر بوم‌شناختی کم ($E_r < 40$)، پتانسیل خطر بوم‌شناختی قابل توجه ($40 \leq E_r < 80$)، پتانسیل خطر بوم‌شناختی زیاد ($E_r < 160$) و پتانسیل خطر بوم‌شناختی خیلی زیاد ($E_r \geq 320$). همچنین سطح آلودگی براساس شاخص خطر کل در چهار سطح خطر کم ($RI < 150$)، خطر متوسط ($150 \leq RI < 300$)، خطر قابل توجه ($300 \leq RI < 600$) و خطر زیاد ($RI \geq 600$) طبقه‌بندی می‌گردد (Hakanson, 1980).

ارزیابی خطر سلامت^۴

در این مطالعه از مدل ارزیابی خطر سلامت ارائه شده توسط سازمان محیط زیست آمریکا برای فلزات سنگین در غبار استفاده شد. دوزهای دریافتی فلزات سنگین به واسطه بلع، تنفس و تماس پوستی غبار به صورت معادله‌های ۶ تا ۸ محاسبه می‌شود (USEPA, 1989):

$$D_{ing} = C \times \frac{IR_{ing} \times EF \times ED}{BW \times AT} \times 10^{-6} \quad (\text{رابطه ۶})$$

$$D_{inh} = C \times \frac{IR_{inh} \times EF \times ED}{PEF \times BW \times AT} \quad (\text{رابطه ۷})$$

$$D_{dermal} = C \times \frac{SL \times SA \times ABS \times EF \times ED}{BW \times AT} \times 10^{-6} \quad (\text{رابطه ۸})$$

که در آن C غلظت عنصر (mg/kg) است و سایر فاکتورهای در معرض قرارگیری مربوط به این روابط، در جدول ۱ آورده شده است. مقادیر محاسبه شده دوز در معرض قرارگیری هر عنصر برای مسیرهای مختلف، به دوز مرجع ویژه هر عنصر (RFD) تقسیم شد تا خارج قسمت خطر (HQ) به دست آید. مقادیر شاخص خطر (HI) که حاصل جمع مقادیر (HQ) مسیرهای مختلف است، کمتر یا برابر ۱ نشان دهنده شرایط بدون خطر سلامتی برای منطقه است در حالی که مقادیر بزرگتر از ۱ خطر احتمالی سلامت را نشان می‌دهد (USEPA, 2001).

1-Enrichment Factor

2-Pollution Load Index

3-Potential Ecological Risk

4-Health Risk Assessment

جدول ۱- فاکتورهای در معرض قرارگیری برای مدل ارزیابی سلامت.

Table 1. Exposure factors for health assessment model.

Factor	Definition	Unit	Value	
			Children	Adults
IR _{ing}	Ingestion rate	mg d ⁻¹	100 ^a	50 ^a
IR _{inh}	Inhalation rate	m ³ d ⁻¹	7.6 ^b	20 ^b
PEF	Particle emission factor	m ³ kg ⁻¹	1.36×10 ^{9c}	1.36×10 ^{9c}
SA	Exposed skin area	cm ²	2699 ^a	3950 ^a
AF	Skin adherence factor	mg cm ⁻² d ⁻¹	0.2 ^c	0.07 ^c
ABS	Dermal absorption factor	-	0.001 ^c	0.001 ^c
ED	Exposure duration	Year	6 ^c	24 ^c
EF	Exposure frequency	d y ⁻¹	350 ^a	350 ^a
BW	Average body weight	Kg	18.6 ^a	80 ^a
AT	Average life span for heavy metals	d	ED×365 ^d	ED×365 ^d

^aUSEPA, 2011; ^bVan den Berg (1995); USEPA (1991); ^cUSEPA (2001); ^dFerreira-Baptista and De Miguel (2005)

نتایج و بحث

باشد. با این وجود، اظهار نظر دقیق در مورد منشأ فلزات سنگین پس از بررسی ضرایب زمین شیمیایی و آنالیزهای آماری امکان پذیر است. مقایسه غلظت ۶ فلز سنگین (مس، سرب، روی، کروم، نیکل و کادمیم) در غبار خیابان منطقه مورد مطالعه با برخی از شهرهای دیگر دنیا شامل ماهشهر، تهران، شیراز، پکن، اوتاوا (کانادا)، امان (اردن)، مادرید (اسپانیا) و توکات (ترکیه) در جدول ۳ آورده شده است. میانگین غلظت مس در کرمانشاه بیشتر از ماهشهر، پکن، اوتاوا و توکات و کمتر از تهران، شیراز، امان و مادرید است. میانگین غلظت سرب در منطقه مطالعاتی (به جز پکن و اوتاوا) کمتر از سایر سایت-های گزارش شده است. همچنین میانگین غلظت روی در این مطالعه کمتر از تهران، شیراز، امان و مادرید، و بیشتر از سایر نقاط (ماهشهر، پکن، اوتاوا و توکات) است. میانگین غلظت کادمیم نیز (به جز اوتاوا) از سایر نقاط گزارش شده بیشتر است. همچنین میانگین غلظت نیکل و کروم در منطقه از تمام مطالعات مقایسه شده بیشتر است.

خلاصه آماری غلظت ۷ عنصر کادمیم، کروم، مس، نیکل، سرب، روی و اسکاندیم در جدول ۲ آورده شده است. میانگین غلظت کادمیم، کروم، مس، نیکل، سرب، روی و اسکاندیم به ترتیب ۰/۳۴، ۴۱۲/۲۸، ۱۲۸، ۲۱۳/۹۰، ۹۸/۷۱، ۲۸۲/۱۴ و ۱۱/۵۵ میلی گرم بر کیلوگرم است. نتایج نشان می دهد غلظت تمام فلزات (به جز اسکاندیم) از مقدار زمینه محلی کرمانشاه بالاتر است و کادمیم، مس، سرب و روی بیشترین ضریب تغییرات را دارند که بیانگر منشأهای مختلف و تغییرات غلظت زیاد این فلزات در سطح شهر کرمانشاه است. ضریب تغییرات کم کروم (۰/۲۷) و نیکل (۰/۲۵) می تواند نشان دهنده منشأ زمین زاد این فلزات (با توجه به اینکه غلظت زمینه آنها در کرمانشاه نسبتاً بالاست) در بیشتر ایستگاه های نمونه برداری

جدول ۲- آمار توصیفی فلزات سنگین و مقدار زمینه در نمونه های غبار خیابان (mg/kg).

Table 2. Descriptive statistics and baseline values of heavy metals in street dust samples.

Element	Mean	Median	Min	Max	Std.Deviation	Skewness	Coefficient of Variation	Local background in Kermanshah (DOE, 2008)
Cd	0.34	0.3	0.1	1.3	0.25	3.04	0.71	0.1
Cr	412.28	395	199	695	117.44	0.36	0.27	155
Cu	128	105	39	622	121.05	3.67	0.92	35
Ni	213.9	211	96	341	56.76	0.37	0.25	150.5
Pb	98.71	98	36	329	58.79	3.17	0.58	14.3
Zn	282.14	258	122	845	156.77	2.44	0.54	107.6
Sc	11.55	11.7	9.8	14.2	1.18	0.35	0.01	19

جدول ۳- مقایسه میانگین غلظت فلزات سنگین (میلی گرم بر کیلوگرم) در غبار خیابان کرمانشاه با شهرهای مختلف.

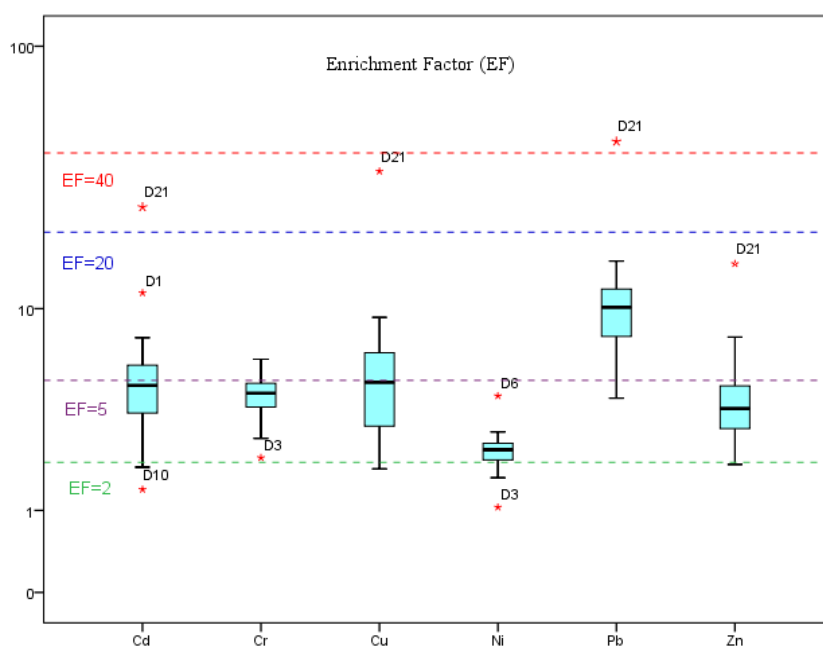
Table 3. Comparison of heavy metals' mean concentration (mg/kg) in street dusts of Kermanshah with various cities.

Location	Cu	Pb	Zn	Cr	Cd	Ni	Reference
Kermanshah	128	98.71	282.14	412.28	0.34	213.9	This study
Mahshahr (Iran)	65.9	132.43	173.63	37.8	0.4	-	Rastegari Mehr et al. (2016)
Tehran (Iran)	136.34	116	403	67	0.5	78	Saeedi et al. (2012)
Shiraz (Iran)	225.3	257	873	34	11	35	Keshavarzi et al. (2015)
Beijing (China)	46	54	219	87	1.1	34	Liu and Cen (2007)
Ottawa(Canada)	38	33	101	42	0.3	15	Rasmussen et al. (2001)
Amman (Jordan)	139	271	351	29	1.9	66	Valdez Cerda et al. (2011)
Madrid (Spain)	188	1927	467	61	-	44	de Miguel et al. (2007)
Tokat (Turkey)	29	149	63	30	3	-	Tuzen (2003)

($EF < 2$) دارد. فلزات سنگین کروم، مس، نیکل و روی به ترتیب در ۸۰/۹۵ درصد (۱۷ نمونه)، ۵۲/۳۰ درصد (۱۱ نمونه)، ۷۶/۱۹ درصد (۱۶ نمونه) و ۶۶/۶۶ درصد (۱۴ نمونه) از نمونه‌ها غنی‌شدگی متوسط دارند. علاوه بر این کروم، مس، سرب، روی به ترتیب در ۱۹/۵۴ درصد (۴ نمونه)، ۳۳/۳۳ درصد (۷ نمونه)، ۹۰/۴۷ درصد (۱۹ نمونه) و ۲۳/۸۰ درصد (۵ نمونه) از ایستگاه‌های نمونه‌برداری غنی‌شدگی بالا دارند. همچنین مس و سرب در نمونه غبار برداشته شده از بلوار راهنمایی و رانندگی به ترتیب در رده غنی‌شدگی بسیار زیاد و غنی‌شدگی بی‌نهایت شدید قرار می‌گیرند. لازم به ذکر است که نیکل در ۲۳/۸۰ درصد (۵ نمونه) از نمونه‌ها غنی‌شدگی پایین دارد که نشان دهنده منشأ زمین‌زاد این عنصر در ایستگاه‌های مذکور است با این وجود، در بخش زیادی از ایستگاه‌ها نیز تحت تاثیر فعالیت‌های شهری و انسانی قرار دارد.

بررسی میزان آلودگی

شکل ۳ نتایج ضریب غنی‌شدگی (EF) فلزات سنگین در غبار خیابان کرمانشاه را نشان می‌دهد. مقایسه EF به طور برای فلزات مختلف متفاوت است. میانگین مقادیر ضریب غنی‌شدگی روند نزولی زیر را نشان می‌دهد: سرب < مس < کادمیم < کروم < روی < نیکل. کادمیم در ۶۱/۹۰ درصد از ایستگاه‌های نمونه‌برداری (۱۳ نمونه) غنی‌شدگی متوسط ($2 < EF < 5$)، در ۲۳/۸۰ درصد ایستگاه‌ها (۵ نمونه) غنی‌شدگی بالا ($5 < EF < 20$) و در ایستگاه D21 (بلوار راهنمایی و رانندگی) غنی‌شدگی بسیار بالا ($20 < EF < 40$) را نشان می‌دهد. در این ایستگاه علاوه بر حجم بالای ترافیک، تعمیرگاه‌های بسیاری وجود دارد که با تخلیه مواد زائد در حاشیه خیابان از منابع مهم آلودگی فلزی در غبار منطقه محسوب می‌شوند. علاوه بر این کادمیم در ۲ ایستگاه (D10 و D6) غنی‌شدگی پایین

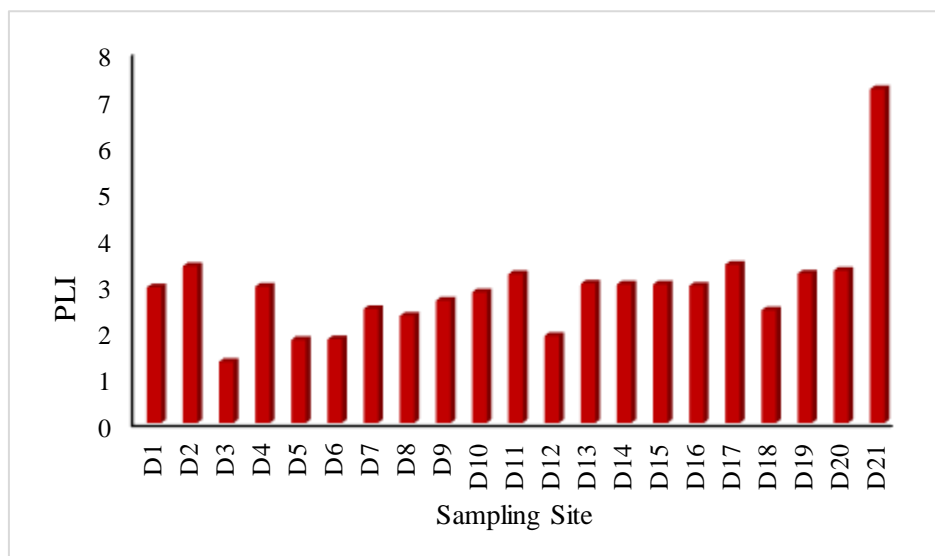


شکل ۳- مقادیر ضریب غنی‌شدگی برای فلزات سنگین در نمونه‌های غبار خیابان.

Fig. 3. Enrichment factor values for heavy metals in street dust samples.

شد، وجود ترافیک زیاد و تعمیرگاه‌های اتومبیل (مکانیکی) فراوان باعث افزایش شاخص بار آلودگی شده است. پس از این نمونه، ایستگاه‌های نمونه‌برداری شهرک ظفر، میدان جمهوری اسلامی و خیابان باهنر بالاترین مقادیر شاخص بار آلودگی را نشان دادند که نمونه برداشته شده از شهرک ظفر نیز مانند نمونه D21 متاثر از تعمیرگاه‌های اتومبیل بوده و دو ایستگاه دیگر، از خیابان‌های با بار ترافیکی نسبتاً بالا در کرمانشاه محسوب می‌شوند.

به عنوان شاخصی جامع برای آلودگی فلزی کل ۶ عنصر مورد مطالعه در منطقه، شاخص بار آلودگی محاسبه شد (شکل ۴). نتایج نشان داد که جز نمونه برداشته شده از میدان طاق بستان (D3) که شاخص بار آلودگی نزدیک به ۱ دارد، سایر نقاط دارای مقدار PLI بیش از یک بوده و آلودگی زیاد غبار منطقه به فلزات سنگین را نشان می‌دهند. در این میان بیشترین مقدار PLI مربوط به ایستگاه (D21) است که همان گونه که پیش‌تر عنوان



شکل ۴- نمودار ستونی شاخص بار آلودگی فلزات سنگین در نمونه‌های غبار خیابان.

Fig. 4. Column diagram of pollution load index for heavy metals in street dust samples.

شناخته می‌شوند (Amjadian et al., 2016) که فعالیت‌های انسان‌زاد در شهر، اثر زیادی در افزایش غلظت آنها دارد. لازم به ذکر است که وقوع طوفان‌های غبار که از عراق و سوریه منشأ می‌گیرند نیز منطقه را تحت تاثیر قرار داده (Cao et al., 2015) و تعیین منشأ دقیق فلزات سنگین نیاز به بررسی ذرات غبار ورودی، پیش از اثرگذاری منابع آلاینده محلی بر آنها دارد.

ارزیابی خطر بوم شناختی و خطر سلامت انسان

با توجه به اثرات منفی که غبار آلوده به فلزات سنگین بر بوم-سامانه‌های شهری و طبیعی دارد، خطر بالقوه بوم‌شناختی فلزات سنگین مجزا و خطر کل در غبار خیابان منطقه بررسی شد (شکل ۵). نتایج نشان داد کروم، نیکل و روی دارای پتانسیل خطر بوم-شناختی کم ($E_j < 40$) در تمام ایستگاه‌های نمونه برداری هستند. دو عنصر اول غلظت‌هایی نزدیک به زمینه محلی خود دارند به همین دلیل غنی‌شدگی مشاهده نمی‌شود. پتانسیل خطر بوم‌شناختی کم روی ناشی از ضریب سمیت بیولوژیکی کم آن است چرا که این فلز، عنصری ضروری برای انسان و بیشتر موجودات زنده محسوب می‌شود که معمولاً کمبود آن بیش از آلودگی رایج است. کادمیم در بیشتر ایستگاه‌های نمونه‌برداری (۱۳ نمونه) خطر بوم‌شناختی قابل توجه داشته و به ترتیب در ۴، ۲، ۱ و ۱ ایستگاه نمونه‌برداری خطر بوم-

بررسی آماری داده‌ها

تحلیل مولفه اصلی نشان‌دهنده ارتباط بین متغیرها، در نتیجه کاهش ابعاد مجموعه داده‌ها است، که برای شناسایی منابع احتمالی فلزات سنگین مورد استفاده قرار می‌گیرد. در این مطالعه تحلیل عاملی با چرخش واریانس انجام شد و نتایج در جدول ۴ نشان داده شده است. فلزات سنگین در دو مولفه با واریانس کل بیش از ۹۰ درصد قرار گرفتند. مولفه اول با توضیح واریانس ۶۰/۵۲ درصد شامل مس، روی، سرب و کادمیم است که نشان دهنده منشأ یکسان این فلزات سنگین می‌باشد. مولفه دوم با توضیح ۳۰/۰۴ درصد از واریانس کل شامل دو فلز سنگین کروم و نیکل است. فلزات سنگینی که در مولفه اول قرار گرفته‌اند بیش از گروه دوم تحت تاثیر منشأ انسان‌زاد مانند فعالیت‌های صنعتی و ترافیک قرار گرفته‌اند. کروم و نیکل که در مولفه دوم قرار دارند عمدتاً دارای منشأ زمین‌زاد هستند و با وجود غلظت بالا و منشأ گرفتن از فعالیت‌های شهری در برخی نقاط، بیشتر تحت تاثیر شرایط زمین‌شناسی منطقه قرار گرفته‌اند. این موضوع با توجه به ضریب تغییرات بالاتر فلزات سنگین مولفه اول نسبت به کروم و نیکل، اختلاف بیشتر آنها نسبت به مقادیر زمینه محلی کرمانشاه و همچنین شاخص‌های محاسبه‌شده در بخش‌های قبل تایید می‌شود. از طرفی، فلزات مولفه اول به عنوان فلزات شهری

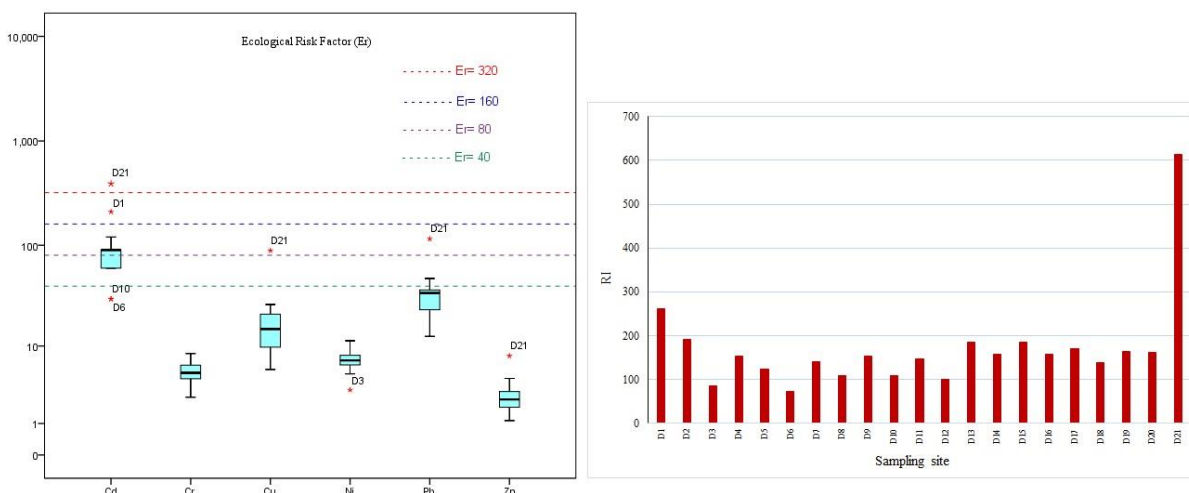
و رانندگی) خطر قابل توجه دارند. علاوه بر این، سرب در نمونه‌های برداشته شده از خیابان باهنر (D11) و میدان جمهوری اسلامی (D17) خطر بوم شناختی متوسط دارند.

شناختی متوسط، کم، زیاد و خیلی زیاد نشان می‌دهد. سرب و مس نیز به ترتیب در ۸۵/۷۱ و ۹۵/۲۳ درصد از نمونه‌ها در رده خطر بوم-شناختی کم قرار دارشته و هر دو فلز در نمونه D21 (بلوار راهنمایی

جدول ۴- نتایج تحلیل مولفه اصلی.

Table 4. Results of principal component analysis.

Element	Component	
	1	2
Cu	0.971	0.066
Zn	0.963	-0.053
Pb	0.956	0.173
Cd	0.918	-0.219
Cr	-0.053	0.945
Ni	0.042	0.908
Proportion of Variance (%)	60.52	30.04



شکل ۵- مقادیر پتانسیل خطر اکولوژیک و شاخص خطر فلزات سنگین در نمونه‌های غبار خیابان.

Fig. 5. Potential ecological risk values and risk index of heavy metals in street dust samples.

از مراکز صنعتی و تفریحی بوده به همین دلیل مقدار آلودگی در این منطقه کمترین میزان است. کمترین مقدار آلودگی و خطر بوم-شناختی بعد از ایستگاه D6، در شمالی‌ترین قسمت شهر (ایستگاه D3) قرار گرفته است که در این منطقه هیچگونه فعالیت صنعتی وجود ندارد و دارای حجم کمی از تردد وسایل نقلیه است.

ارزیابی خطر سلامت

مقادیر قرار گرفتن در معرض شش فلز سنگین (کادمیم، کروم، مس، نیکل، سرب و روی) در غبار خیابان کلان‌شهر کرمانشاه محاسبه شد. نتایج مقادیر HI در جدول ۴ ارائه شده است. مقادیر خارج قسمت خطر (HQ) نشان داد بیشترین خطر برای کودکان و بزرگسالان از مسیر بلعیدن ذرات غبار صورت می‌گیرد. همچنین فلز کروم مقادیر نسبتاً بالایی را از مسیر تماس پوستی برای هر دو گروه (کودکان و بزرگسالان) به خصوص کودکان نشان می‌دهد. علاوه بر این، مقادیر HQ برای فلز کروم از طریق استنشاق برای بزرگسالان بیشتر از

بر اساس مقادیر شاخص خطر بوم‌شناختی کل (RI) ایستگاه‌های D3 (طاق بستان)، D5 (میدان حافظیه)، D6 (شهرک کرناچی، پارک شهدا)، D7 (میدان نفت)، D8 (میدان رسالت)، D10 (میدان گلستان)، D11 (جلالیه، روبروی بیمارستان فارابی)، D12 (شهرک رسالت) و D18 (شهرک صنعتی) شاخص خطر کم ($RI < 150$) دارند. علاوه بر این ۵۲/۳۰ درصد از ایستگاه‌های نمونه‌برداری (۱۱ ایستگاه) دارای شاخص خطر متوسط بوده و ایستگاه D21 دارای شاخص خطر زیاد است. براساس توزیع مکانی، بیشترین مقدار آلودگی و خطر بوم‌شناختی در جنوب شهر کرمانشاه (ایستگاه D21) مشاهده شد است. در این منطقه تعمیرگاه‌های مکانیکی فراوانی وجود دارد که باعث افزایش مقدار آلودگی و خطر بوم‌شناختی شده است. همچنین در شمال شهر دو ایستگاه (D1 و D2) بالاترین مقدار آلودگی و خطر بوم‌شناختی را نشان می‌دهند کمترین میزان خطر در شمال غربی (ایستگاه D6) قرار دارد که این منطقه به دور

بود، که نشان دهنده تأثیر بهداشتی کم بر ساکنان محلی است. ارزیابی خطر سلامت ارائه شده در این مطالعه ممکن است برخی از عدم قطعیت‌ها و محدودیت‌ها را داشته باشد. به عنوان مثال، تعامل پیچیده بین فلزات سنگین در فرآیند در معرض قرارگیری (Plum et al., 2012; Qu et al., 2010)، که می‌تواند نتایج را تحت تأثیر قرار دهد، در نظر گرفته نشده است. همچنین اختلاف وزن بدن، سن و جنسیت هر فرد در یک گروه سنی می‌تواند منبع عدم اطمینان باشد. با این وجود، نتایج حاصل، بینش خوبی در مورد خطرات سلامت ناشی از فلزات سنگین در غبار خیابان کلان‌شهر کرمانشاه از طریق سه مسیر شامل مصرف، استنشاق و تماس پوستی را نشان می‌دهد.

کودکان است. مقادیر HI تمام فلزات مورد بررسی برای کودکان بیشتر از بزرگسالان است. فلز کروم بیشترین مقدار HI را در بین فلزات مورد بررسی در هر دو گروه بزرگسالان و کودکان نشان می‌دهد. از آنجا که فقط کل محتوای کروم در مطالعه حاضر بررسی شده است، و سمیت کروم مستقیماً به حالت شیمیایی آن بستگی دارد (Hu et al., 2011)، پیامدهای سلامتی آن نیاز به بررسی دقیق‌تر و تعیین گونه‌های آن در غبار منطقه دارد. همچنین بعد از فلز کروم، فلز سرب بیشترین مقدار HI را در هر دو گروه به خصوص کودکان نشان می‌دهد. با این حال، مقادیر HI برای تمام فلزات سنگین مورد مطالعه به استثنای سرب در سه ایستگاه برای کودکان (D10، D11 و D17) کمتر از ۱

جدول ۵- مقادیر میانگین HI و HQ فلزات سنگین در غبار خیابان کلان‌شهر کرمانشاه.

Table 5. Mean HQ and HI of heavy metals in street dust of Kermanshah metropolis.

Element	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Oral RfD	1.00E-03 ^a	3.00E-03 ^a	4.00E-02 ^a	2.00E-02 ^b	3.50E-03 ^a	3.00E-01 ^a
Dermal RfD	5.00E-05 ^a	6.00E-05 ^a	1.20E-02 ^a	5.40E-03 ^b	5.30E-04 ^a	6.00E-02 ^a
Inhal. RfD	1.00E-03 ^c	2.86E-05 ^a	4.02E-02 ^a	2.06E-02 ^b	3.52E-03 ^a	3.00E-01 ^c
Children						
Mean HQ _{ing}	3.64E-03	6.28E-01	1.50E-02	4.94E-02	1.32E-01	4.34E-03
Mean HQ _{inh}	9.03E-08	3.80E-03	8.39E-07	2.74E-06	7.39E-06	2.48E-07
Mean HQ _{inh}	1.74E-04	1.75E-01	2.71E-04	1.01E-03	4.74E-03	1.20E-04
Mean HQ _{dermal}	3.81E-03	8.06E-01	1.53E-02	5.04E-02	1.37E-01	4.46E-03
Adults						
Mean HQ _{ing}	1.88E-04	7.53E-02	1.75E-03	5.86E-03	1.55E-02	5.15E-04
Mean HQ _{inh}	9.51E-07	4.00E-02	8.83E-06	2.88E-05	7.78E-05	2.61E-06
Mean HQ _{inh}	2.08E-05	2.08E-02	3.23E-05	1.20E-04	5.64E-04	1.42E-05
Mean HQ _{dermal}	2.10E-04	1.36E-01	1.79E-03	6.01E-03	1.61E-02	5.32E-04

RfD_{ing}: Ingestion reference dose; RfD_{inh}: Inhalation reference dose; RfD_{der}: Dermal reference dose; HQ_{ing}: Hazard quotient through ingestion; HQ_{inh}: Hazard quotient through inhalation; HQ_{der}: Hazard quotient through dermal contact; HI: Hazard index.

^aYing et al., 2016

^bLi et al., 2015

^cDe Miguel et al., 2007

ترافیک شهری از نظر گستردگی و توزیع آلودگی بیشترین نقش را داشته و بیشترین میزان غنی‌شدگی نیز در مجاورت تعمیرگاه‌های اتومبیل اندازه‌گیری شد. با این وجود، غلظت فلزات سنگین در غبار ورودی از غرب کشور نیز از عوامل تأثیرگذار بر بار آلودگی ذرات غبار خیابان است. این میزان آلودگی موجب شده‌است که قرارگیری در معرض ذرات غبار خیابان، علاوه بر اثر مستقیم ذره غبار بر سیستم تنفسی، مشکلات ثانویه را در اثر ورود فلزات سنگین و مضر به بدن ایجاد کنند. در این بین، دو عنصر کروم و سرب بیشترین میزان

نتیجه گیری

در این مطالعه آلودگی، منشأهای احتمالی، توزیع و میزان خطر فلزات سنگین در غبار خیابان کلان‌شهر کرمانشاه مورد بررسی قرار گرفت. نتایج نشان داد که غلظت فلزات سنگین به ویژه مس، سرب، روی، کادمیم نسبت به زمینه محلی منطقه غنی‌شده هستند و تا حد زیادی تحت تأثیر منابع آلاینده قرار گرفته‌اند. از جمله مهم‌ترین منابع آلاینده در سطح شهر کرمانشاه می‌توان به پالایشگاه نفت، تعمیرگاه‌های اتومبیل و ترافیک شهری اشاره کرد که از این میان

منابع آلاینده موجود در شهر، کنترل پسماند و پساب‌های تعمیرگاه-های اتومبیل، مدیریت کیفیت سوخت و بهبود شرایط کیفی خودروها را نشان می‌دهد.

شاخص خطر را نشان دادند که با توجه به غلظت زیاد کروم در زمینه طبیعی منطقه و منشأ عمدتاً زمین‌زاد این عنصر، بررسی‌های بیشتر برای تایید میزان تحرک و زیست‌دسترس‌پذیری کروم و در نتیجه خطر سلامت آن اهمیت دارد. نتایج این مطالعه، نیاز به توجه ویژه به

منابع

- Addo, M.A., Darko, E.O., Gordon, C., Nyarko, B.J.B., Gbadago, J.K., 2012. Heavy metal concentrations in road deposited dust at Ketu-south district, Ghana. *International Journal of Science and Technology* 2(1), 2224-3577.
- Adomako, D., Nyarko, B.J.B., Dampare, S.B., Serfor-Armah, Y., Osaе, S., Fianko, J.R., Akaho, E.H.K., 2008. Determination of toxic elements in waters and sediments from River Subin in the Ashanti Region of Ghana. *Environmental Monitoring and Assessment* 141(1-3), 165-175.
- Alaei Taleghani, M., 2004. Zoning of karst evolution in Kermanshah province. *Quarterly Journal of Modarres Humanities* 13, 105-124.
- Amjadian, K., Pirouei, M., Mehr, M.R., Shakeri, A., Rasool, S.K., Haji, D.I., 2018. Contamination, health risk, mineralogical and morphological status of street dusts-case study: Erbil metropolis, Kurdistan Region-Iraq. *Environmental pollution* 243, 1568-1578.
- Amjadian, K., Sacchi, E., Mehr, M.R., 2016. Heavy metals (HMs) and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in soils of different land uses in Erbil metropolis, Kurdistan Region, Iraq. *Environmental Monitoring and assessment* 188(11), 605.
- Blaser, P., Zimmermann, S., Luster, J., Shotyk, W., 2000. Critical examination of trace element enrichments and depletions in soils: As, Cr, Cu, Ni, Pb, and Zn in Swiss forest soils. *Science of the Total Environment* 249(1-3), 257-280.
- Cao, H., Amiraslani, F., Liu, J., Zhou, N., 2015. Identification of dust storm source areas in West Asia using multiple environmental datasets. *Science of the Total Environment* 502, 224-235.
- Chen, H., Teng, Y., Lu, S., Wang, Y., Wang, J., 2015. Contamination features and health risk of soil heavy metals in China. *Science of the Total Environment* 512, 143-153.
- Cheng, M.M., Mitra, N.J., Huang, X., Torr, P.H., Hu, S.M., 2014. Global contrast based salient region detection. *IEEE Transactions on Pattern Analysis and Machine Intelligence* 37(3), 569-582.
- De Miguel, E., Iribarren, I., Chacon, E., Ordonez, A., Charlesworth, S., 2007. Risk-based evaluation of the exposure of children to trace elements in playgrounds in Madrid (Spain). *Chemosphere* 66(3), 505-513.
- Eby, G.N., 2016. Principles of environmental geochemistry, Waveland Press, Long Grove, Illinois, 514.
- Emraei, A., 2013. Investigating climatic studies of Kermanshah Province with a climatic design approach in architecture for environmental comfort, First National Conference on Architecture, Restoration Urban Environment and Sustainability, Hegmataneh Environmental Assessors Association, Hamedan, Iran.
- Engelstaedter, S., Kohfeld, K.E., Tegen, I., Harrison, S.P., 2003. Controls of dust emissions by vegetation and topographic depressions: An evaluation using dust storm frequency data. *Geophysical Research Letters* 30(6), 1294.
- Ferreira-Baptista, L., De Miguel, E., 2005. Geochemistry and risk assessment of street dust in Luanda, Angola: a tropical urban environment. *Atmospheric Environment* 39(25), 4501-4512.
- Ghanavati, N., 2018. Human health risk assessment of heavy metals in street dust in Abadan. *Iranian Journal of Health and Environment* 11(1), 63-74.
- Gope, M., Masto, R.E., George, J., Balachandran, S., 2018. Exposure and cancer risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the street dust of Asansol city, India. *Sustainable Cities and Society* 38, 616-626.
- Hakanson, L., 1980. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water Research* 14(8), 975-1001.
- Hu, X., Zhang, Y., Luo, J., Wang, T., Lian, H., Ding, Z., 2011. Bioaccessibility and health risk of arsenic, mercury and other metals in urban street dusts from a mega-city, Nanjing, China. *Environmental Pollution* 159(5), 1215-1221.
- Iran's Department of Environment (DOE), 2008. Developing soil pollution Atlas for Kermanshah, Division of The Human Environment, Bureau of Water and Soil Pollution (Internal Report).
- Karimi Bavandpour, A., 2016. Geological map of Kermanshah, Scale 1:100000, Geological Survey of Iran.

- Keshavarzi, B., Tazarvi, Z., Rajabzadeh, M.A., Najmeddin, A., 2015. Chemical speciation, human health risk assessment and pollution level of selected heavy metals in urban street dust of Shiraz, Iran. *Atmospheric Environment* 119, 1-10.
- Khan, S., Cao, Q., Zheng, Y.M., Huang, Y.Z., Zhu, Y.G., 2008. Health risks of heavy metals in contaminated soils and food crops irrigated with wastewater in Beijing, China. *Environmental Pollution* 152(3), 686-692.
- Khorramshahi, Z.A., 1996. The Green Book of Kermanshah. Dalahu's advertising Center 63-65.
- Li, K., Liang, T., Wang, L., Yang, Z., 2015. Contamination and health risk assessment of heavy metals in road dust in Bayan Obo Mining Region in Inner Mongolia, North China. *Journal of Geographical Sciences* 25(12), 1439-1451.
- Li, Z., Feng, X., Li, G., Bi, X., Zhu, J., Qin, H., Dai, Z., Liu, J., Li, Q., Sun, G., 2013. Distributions, sources and pollution status of 17 trace metal/metalloids in the street dust of a heavily industrialized city of central China. *Environmental Pollution* 182, 408-416.
- Liu, C.H., Cen, K., 2007. Chemical composition and possible sources of elements in street dusts in Beijing. *Acta Scientiae Circumstantiae* 27(7), 1181-1188.
- Long, Y., Dai, T., Wu, Q., 2013. Sources and distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in street dust from the Chang-Zhu-Tan Region, Hunan, China. *Environmental Monitoring and Assessment* 185(2), 1377-1390.
- Madiseh, S.D., Savary, A., Parham, H., Sabzalizadeh, S., 2009. Determination of the level of contamination in Khuzestan coastal waters (Northern Persian Gulf) by using an ecological risk index. *Environmental Monitoring and Assessment* 159(1-4), 521.
- Pearson, K., 1901. Principal components analysis. *The London, Edinburgh, and Dublin Philosophical Magazine and Journal of Science* 6(2), 559.
- Pejman, A., Bidhendi, G.N., Ardestani, M., Saeedi, M., Baghvand, A., 2015. A new index for assessing heavy metals contamination in sediments: a case study. *Ecological Indicators* 58, 365-373.
- Plum, L.M., Rink, L., Haase, H., 2010. The essential toxin: impact of zinc on human health. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 7(4), 1342-1365.
- Qu, C., Sun, K., Wang, S., Huang, L., Bi, J., 2012. Monte carlo simulation-based health risk assessment of heavy metal soil pollution: A case study in the Qixia mining area, China. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal* 18(4), 733-750.
- Rasmussen, P.E., Subramanian, K.S., Jessiman, B.J., 2001. A multi-element profile of house dust in relation to exterior dust and soils in the city of Ottawa, Canada. *Science of the Total Environment* 267(1-3), 125-140.
- Rastegari Mehr, M., Keshavarzi, B., Moore, F., Sacchi, E., Lahijanzadeh, A.R., Eydivand, S., Jaafarzadeh, N., Naserian, S., Setti, M., Rostami, S., 2016. Contamination level and human health hazard assessment of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in street dust deposited in Mahshahr, southwest of Iran. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal* 22(8), 1726-1748.
- Saeedi, M., Li, L.Y., Salmanzadeh, M., 2012. Heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons: pollution and ecological risk assessment in street dust of Tehran. *Journal of Hazardous Materials* 227, 9-17.
- Sutherland, R.A., 2000. Bed sediment-associated trace metals in an urban stream, Oahu, Hawaii. *Environmental Geology* 39(6), 611-627.
- Tang, Q., Liu, G., Zhou, C., Zhang, H., Sun, R., 2013. Distribution of environmentally sensitive elements in residential soils near a coal-fired power plant: potential risks to ecology and children's health. *Chemosphere* 93(10), 2473-2479.
- Tüzen, M., 2003. Investigation of heavy metal levels in street dust samples in Tokat, Turkey. *Journal of Trace and Microprobe Techniques* 21(3), 513-521.
- USEPA (US Environmental Protection Agency), 1991. Risk Assessment Guidance for Superfund: Volume I- Human Health Evaluation Manual (Part B, Development of Risk-based Preliminary Remediation Goals). EPA/540/R-92/003.
- USEPA (US Environmental Protection Agency), 2011. Exposure Factors Handbook: 2011 Edition. National Center for Environmental Assessment, Office of Research and Development, Washington, DC 20460, EPA/600/R-09/052F.
- USEPA, 1989. Development of a Relative Potency Factor (RPF) Approach for Polycyclic Aromatic Hydrocarbon (PAH) Mixtures (External Review Draft). US Environmental Protection Agency, Washington, DC.

- USEPA, 2001. Development of a Relative Potency Factor (RPF) Approach for Polycyclic Aromatic Hydrocarbon (PAH) Mixtures (External Review Draft. US Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- Valdez Cerda, E., Hinojosa Reyes, L., Alfaro Barbosa, J.M., Elizondo-Martinez, P., Acuña-Askar, K., 2011. Contamination and chemical fractionation of heavy metals in street dust from the Metropolitan Area of Monterrey, Mexico. *Environmental Technology* 32(10), 1163-1172.
- Van den Berg, R., 1995. Human exposure to soil contamination: A qualitative and quantitative analysis towards proposals for human toxicological intervention values, RIVM Report no. 725201011. National Institute of Public Health and Environmental Protection (RIVM). Bilthoven, the Netherlands.
- Wang, L., Xu, X., Lu, X., 2016. Composition, source and potential risk of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in vegetable soil from the suburbs of Xianyang City, Northwest China: a case study. *Environmental Earth Sciences* 75(1), 56.
- Wu, S., Peng, S., Zhang, X., Wu, D., Luo, W., Zhang, T., Zhou, S., Yang, G., Wan, H., Wu, L., 2015. Levels and health risk assessments of heavy metals in urban soils in Dongguan, China. *Journal of Geochemical Exploration* 148, 71-78.
- Ying, L., Shaogang, L., Xiaoyang, C., 2016. Assessment of heavy metal pollution and human health risk in urban soils of a coal mining city in East China. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal* 22(6), 1359-1374.
- Yongming, H., Peixuan, D., Junji, C., Posmentier, E.S., 2006. Multivariate analysis of heavy metal contamination in urban dusts of Xi'an, Central China. *Science of the Total Environment* 355(1-3), 176-186.
- Zhang, J., Liu, C.L., 2002. Riverine composition and estuarine geochemistry of particulate metals in China—weathering features, anthropogenic impact and chemical fluxes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 54(6), 1051-1070.