

Research Article

## Assessment of pollution, and determining potential sources of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in street dust of Kermanshah Metropolis

Amirhossein Roshanak Manesh<sup>1</sup>, Meisam Rastegari Mehr<sup>2\*</sup>, Ata Shakeri<sup>3</sup>, Alireza Khaleghi<sup>4</sup>

1- M.Sc. Student in Environmental Geology, Faculty of Earth Sciences, Kharazmi University

2- Department of Applied Geology, Faculty of Earth Sciences, Kharazmi University

3- Department of Applied Geology, Faculty of Earth Sciences, Kharazmi University

4- M.Sc. Student in Environmental Geology, Faculty of Earth Sciences, Kharazmi University

**Keywords:** PAHs, Kermanshah, Pollution, Street dust, Health risk

### 1- Introduction

Population growth, industrial activities and vehicles in large cities are the most important causes of pollution in the urban environment. Surface soils, sidewalks, and street dust are environmental indicators of urban pollution (Saeedi et al., 2012). Various studies have shown that increasing urban dust load alone or in combination with other pollutants can be harmful to human health (Long et al., 2013; Krein et al., 2008). Analysis of adsorbed organic compounds on deposited dust is a reliable tool for determining contamination (Cao et al., 2012). Therefore, the study of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) can be of great help in improving urban health. Polycyclic aromatic hydrocarbons are organic compounds made only of carbon and hydrogen and have two or more cycles. These compounds have both natural (forest fire and volcanoes) and anthropogenic (combustion of fossil fuels, vehicles, power plants and industries, oil transmission lines, gas stations, etc.) sources (Hassan and Khoder, 2012). Several compounds of PAHs and some of their products are carcinogenic, mutagenic, and allergenic and pose a threat to human health. Due to its geographical location, large population, development of industrial centers and the existence of various sources of urban pollutants in Kermanshah, this metropolis is prone to the spread of such pollution. The aims of this study were to 1) investigate the extent of PAHs contamination and its distribution in Kermanshah street dust, 2) to determine the origin of these compounds in the dust and 3) to assess the potential cancer risk due to exposure of residents to contaminated street dust.

### 2- Material and methods

In this study, 21 street dust samples in July 2019 were collected (using a wooden hand broom and a metal dustpan) from different streets in Kermanshah. Sampling points were selected to cover the entire city and to cover the main streets, streets with different traffic load, squares, industrial areas (industrial town, refinery) and residential areas of the city. The samples were immediately passed through a 2 mm sieve. They were then placed in pre-prepared 250 g wide-mouthed glass containers, the bottles were covered with thick aluminium foil, and their plastic caps were finally closed. After labelling, the samples were kept at 4 ° C using dry ice, were sent to the laboratory of the Petroleum Geology Department of Soran University in Iraqi Kurdistan and analyzed using gas chromatography-mass spectrometer (GC-MS). For health risk assessment and source determination, chemical indices and statistical methods including toxic equivalency quotient (TWQ),

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

DOI:10.22055/AAG.2021.37577.2225

Received 2021-06-10

Accepted 2021-09-14

incremental lifetime cancer risk (ILCR), isomer ratios principal component analysis (PCA) were used (Nisbet and LaGoy, 1992; USEPA, 2011; Peng et al., 2011; Pies et al., 2008; Qiao et al., 2006; Butler and Crossley, 1981; Mai et al., 2003; Magi, 2002; Soclo, 2008).

### 3- Results and discussions

Of the 16 PAH compounds identified by USEPA as carcinogenic hazardous compounds, all target compounds were detected in the street dust of Kermanshah metropolis. The total concentration of PAHs varies from 22.80 to 2820.98  $\mu\text{g} / \text{kg}$  dry weight, with an average concentration of  $1140.79 \pm 974 \mu\text{g} / \text{kg}$ . The most abundant polycyclic aromatic hydrocarbon species in the region are phenanthrene, fluoranthene, pyrene and chrysene. According to the results, the frequency of PAHs based on the number of rings in the street dust samples of Kermanshah metropolis includes 4-rings, 3-rings, 5-rings, 6-rings and 2-rings, respectively. The results also show that the concentration of carcinogenic PAHs in street dust samples varies from 88.06  $\mu\text{g} / \text{kg}$  at Tagh Bostan station (D3) to 676.84  $\mu\text{g} / \text{kg}$  at Azadi Square station (D9), and the average concentration of carcinogenic PAHs is 804.93  $\mu\text{g} / \text{kg}$ . The concentration of PAH compounds in street dust of Kermanshah metropolis was compared with other regions of Iran and the world. The results showed the higher concentrations of most of the studied compounds in Kermanshah than that of Tehran, Isfahan, Esbjerg (Denmark), Ulsan (South Korea), and Guangzhou (China).

The TEQ range from 18.54  $\mu\text{g} / \text{kg}$  to 196.64  $\mu\text{g} / \text{kg}$ . The highest amount of TEQ is related to Jomhori Square station (D17), which is one of the closest sampling points to the fuel station and also has high traffic. Compared to some studies conducted around the world, TEQ in street dust samples of Kermanshah is relatively low (except Mahshahr and Bandar Abbas), probably due to some factors such as differences in pollution sources, different volume of traffic, the amount of industries close to cities etc.,. The mean cancer risk through dermal contact and digestion is  $2.74 \times 10^{-1}$  and  $8.73 \times 10^{-9}$  in children, and  $3.05 \times 10^{-1}$  and  $6.82 \times 10^{-9}$  in adults. While the average cancer risk from the inhalation route is  $2.20 \times 10^{-1}$  for children and  $5.58 \times 10^{-2}$  for adults, respectively. As a result, children are more likely to develop cancer than adults. The results also show that the potential risk of carcinogenicity in adults and children through dermal contact is greater than direct ingestion and inhalation. Different isomeric ratios indicated both petrogenic and pyrogenic origins for PAH compounds in the study area. Also, based on PCA results traffic, diesel engines, and petroleum emissions from gas stations or vehicles are the most important sources for PAHs in Kermanshah.

### 4- Conclusion

The average concentration of PAHs compounds depends on the characteristics of the sampling points such as traffic and the type of industry. In addition, the most abundant species were phenanthrene, fluoranthene, pyrene, and chrysene. The mean concentration of 2- to 3-ring PAHs (LMW) was 62.16  $\mu\text{g} / \text{kg}$ , while the mean concentration of 4- to 6-ring PAHs (HMW) was 76.98  $\mu\text{g} / \text{kg}$ , indicating a predominant combustion source among street dust PAHs. The results of incremental lifetime cancer risk showed that children are more prone to cancer than adults because children put their hands in their mouths, which makes dust easily enter their bodies. In addition, children are more sensitive to PAH compounds due to their low body weight. Combustion of fossil fuels and petroleum products and emissions from vehicles and traffic are the most important sources of pollution in Kermanshah metropolis. In other words, PAHs have the same source in most locations in Kermanshah urban area. The results of this study clarify the need to pay special attention to the quality of consumed fuel as well as the quality of vehicles. Due to the possibility of re-suspending street dust, not paying attention to the quality conditions of fuel and cars, increase the possibility of residents being exposed to these pollutants, damage the ecosystem and impose treatment costs on residents.

### 5- References

Butler, J.D., Crossley, P., 1981. Reactivity of polycyclic aromatic hydrocarbons adsorbed on soot particles. Atmospheric Environment 15(1), 91-94. [https://doi.org/10.1016/S0021-8502\(00\)91041-3](https://doi.org/10.1016/S0021-8502(00)91041-3).

- Cao, Z.G., Yu, G., Chen, Y.S., Cao, Q.M., Fiedler, H., Deng, S.B., Wang, B., 2012. Particle size: a missing factor in risk assessment of human exposure to toxic chemicals in settled indoor dust. *Environment International* 49, 24-30. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2012.08.010>.
- Hassan, S.K., Khoder, M.I., 2012. Gas-particle concentration, distribution, and health risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons at a traffic area of Giza, Egypt. *Environmental Monitoring and Assessment* 184(6), 3593-3612. <https://doi.org/10.1007/s10661-011-2210-8>.
- Krein, A., Udelhoven, T., Audinot, J.N., Hissler, C., Guignard, C., Pfister, L., Hoffmann, L., 2008. Imaging chemical patches on near-surface atmospheric dust particles with NanoSIMS 50 to identify material sources. *Water, Air, & Soil Pollution: Focus* 8(5-6), 495-503. <https://doi.org/10.1007/s11267-008-9182-x>.
- 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. <https://doi.org/10.1007/s10661-012-2639-4>.
- Magi, E., Bianco, R., Ianni, C., Di Carro, M., 2002. Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in the sediments of the Adriatic Sea. *Environmental Pollution* 119(1), 91-98. [https://doi.org/10.1016/s0269-7491\(01\)00321-9](https://doi.org/10.1016/s0269-7491(01)00321-9).
- Mai, B., Qi, S., Zeng, E.Y., Yang, Q., Zhang, G., Fu, J., Wang, Z., 2003. Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in the coastal region off Macao, China: assessment of input sources and transport pathways using compositional analysis. *Environmental Science & Technology* 37(21), 4855-4863. <https://doi.org/10.1021/es034514k>.
- Nisbet, I.C., Lagoy, P.K., 1992. Toxic equivalency factors (TEFs) for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 16(3), 290-300. [https://doi.org/10.1016/0273-2300\(92\)90009-x](https://doi.org/10.1016/0273-2300(92)90009-x).
- Peng, C., Chen, W., Liao, X., Wang, M., Ouyang, Z., Jiao, W., Bai, Y., 2011. Polycyclic aromatic hydrocarbons in urban soils of Beijing: status, sources, distribution and potential risk. *Environmental Pollution* 159(3), 802-808. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.11.003>.
- Pies, C., Hoffmann, B., Petrowsky, J., Yang, Y., Ternes, T.A., Hofmann, T., 2008. Characterization and source identification of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in river bank soils. *Chemosphere* 72(10), 1594-1601. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.04.021>.
- Qiao, M., Wang, C., Huang, S., Wang, D., Wang, Z., 2006. Composition, sources, and potential toxicological significance of PAHs in the surface sediments of the Meiliang Bay, Taihu Lake, China. *Environment International* 32(1), 28-33. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2005.04.005>.
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.04.047>.
- Soclo, H.H., Budzinski, H., Garrigues, P., Matsuzawa, S., 2008. Biota accumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons in Benin coastal waters. *Polycyclic Aromatic Compounds* 28(2), 112-127. <https://doi.org/10.1080/10406630801940530>.
- 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.

HOW TO CITE THIS ARTICLE:

Roshanak Manesh, A., Rastegari Mehr, M., Shakeri, A., Khaleghi, A., 2022. Assessment of pollution, and determining potential sources of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in street dust of Kermanshah Metropolis. Adv. Appl. Geol. 12(4), 663-681.

DOI:10.22055/AAG.2021.37577.2225

URL: [https://aag.scu.ac.ir/article\\_17051.html](https://aag.scu.ac.ir/article_17051.html)

©2023 The author(s). This is an open access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution (CC BY 4.0), which permits unrestricted use, distribution, and reproduction in any medium, as long as the original authors and source are cited. No permission is required from the authors or the publishers.

## ارزیابی آلودگی و تعیین منشأ احتمالی هیدروکربن‌های آروماتیک چند حلقه‌ای (PAHs) در غبار خیابان کلان‌شهر کرمانشاه

امیرحسین روشک منش

دانشجوی کارشناسی ارشد زمین‌شناسی زیست‌محیطی، دانشکده علوم زمین، دانشگاه خوارزمی

میثم رستگاری مهر\*

استادیار گروه زمین‌شناسی کاربردی، دانشکده علوم زمین، دانشگاه خوارزمی

عطا شاکری

دانشیار گروه زمین‌شناسی کاربردی، دانشکده علوم زمین، دانشگاه خوارزمی

علیرضا خالقی

دانشجوی کارشناسی ارشد زمین‌شناسی زیست‌محیطی، دانشکده علوم زمین، دانشگاه خوارزمی

\*Rastegar.m@khu.ac.ir

تاریخ دریافت: ۱۴۰۰/۳/۲۰ تاریخ پذیرش: ۱۴۰۰/۶/۲۳

### چکیده

هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای (PAHs) گروه بزرگی از آلاینده‌های آلی هستند که از دو یا چند حلقه بنزنی تشکیل شده‌اند. این ترکیبات به دلیل خاصیت سرطان‌زایی و جهش‌زایی بالا در انسان توجه گسترده‌ای را به خود جلب کرده‌اند. در این مطالعه به منظور ارزیابی آلودگی و تعیین منشأهای احتمالی این ترکیبات، ۲۱ نمونه غبار از کاربری اراضی مختلف در سطح کلان‌شهر کرمانشاه برداشت شد. نمونه‌ها پس از آماده‌سازی با استفاده از دستگاه کروماتوگرافی گازی-طیف سنج جرمی (GC-MS) مورد بررسی قرار گرفتند. همچنین به منظور شناسایی دقیق‌تر منابع آلاینده از نسبت‌های ایزومری متنوع استفاده شد. نتایج نشان داد تمام ۱۶ ترکیب PAH که از سوی آژانس حفاظت محیط‌زیست آمریکا (USEPA) به عنوان ترکیبات خطرناک سرطان‌زا معرفی شده‌اند در غبار خیابانی کلان‌شهر کرمانشاه وجود دارند. مقدار کل PAHها از ۲۲/۸ تا ۲۸۲۰/۹۸ میکروگرم بر کیلوگرم وزن خشک، با میانگین غلظت ۱۱۴۰/۷۹ میکروگرم بر کیلوگرم متفاوت است. علاوه بر این محدوده TEQ در نمونه‌های غبار خیابانی کلان‌شهر کرمانشاه از ۱۸/۵۴ میکروگرم بر کیلوگرم تا ۱۹۶/۶۴ میکروگرم بر کیلوگرم است که تفاوت غلظت و سمیت این ترکیبات در نقاط مختلف شهر را نشان می‌دهد. همچنین نتایج نشان می‌دهد پتانسیل خطر سرطان‌زایی در بزرگسالان و کودکان از مسیر تماس پوستی بیشتر از بلع مستقیم و تنفس است. به طور کلی با توجه به نسبت‌های ایزومری و تحلیل مولفه اصلی، احتراق سوخت‌های فسیلی و محصولات نفتی و انتشار از وسایل نقلیه و ترافیک مهم‌ترین منبع PAHs در کلان‌شهر کرمانشاه است.

واژه‌های کلیدی: PAHs، کرمانشاه، آلودگی، غبار خیابان، خطر سلامت

### ۱- مقدمه

شهری است. خاک‌های سطحی، پیاده‌روها و غبار خیابان‌ها، شاخص‌های زیست‌محیطی آلودگی شهری هستند (Saedi et al., 2012). مطالعات مختلف نشان داده‌اند که افزایش بار غبار شهری به تنهایی یا به صورت ترکیب با دیگر آلاینده‌ها می‌تواند برای سلامت انسان زیان‌آور باشد (Long et al., 2013; Krein

تعداد و تنوع آلاینده‌ها در محیط‌زیست شهری به طور چشمگیری در سال‌های اخیر افزایش یافته است (Long et al., 2013). رشد جمعیت، فعالیت‌های صنعتی و وسایل نقلیه در شهرهای بزرگ مهم‌ترین عامل آلودگی در محیط‌زیست

کرمانشاه مشخص کند، انجام نشده است. مطالعات مشابهی در مناطق دیگر کشور مانند ماهشهر (Rastegari Mehr et al., 2016)، بندرعباس (Mousavi et al., 2017)، چین (Wang et al., 2016)، اربیل (عراق) (Amjadian et al., 2018)، آبادان (Ghanavati, 2018) و بوشهر (Keshavarzi et al., 2015). انجام شده است. هدف از انجام این مطالعه، (۱) بررسی میزان آلودگی PAHs و توزیع آن در غبار خیابانی کرمانشاه (۲) تعیین منشأ احتمالی این ترکیبات در غبار و (۳) بررسی پتانسیل خطر سرطان ناشی از قرارگیری ساکنین در معرض غبار خیابانی آلوده می‌باشد.

## ۲- مواد و روش‌ها

### ۲-۱- منطقه مورد مطالعه

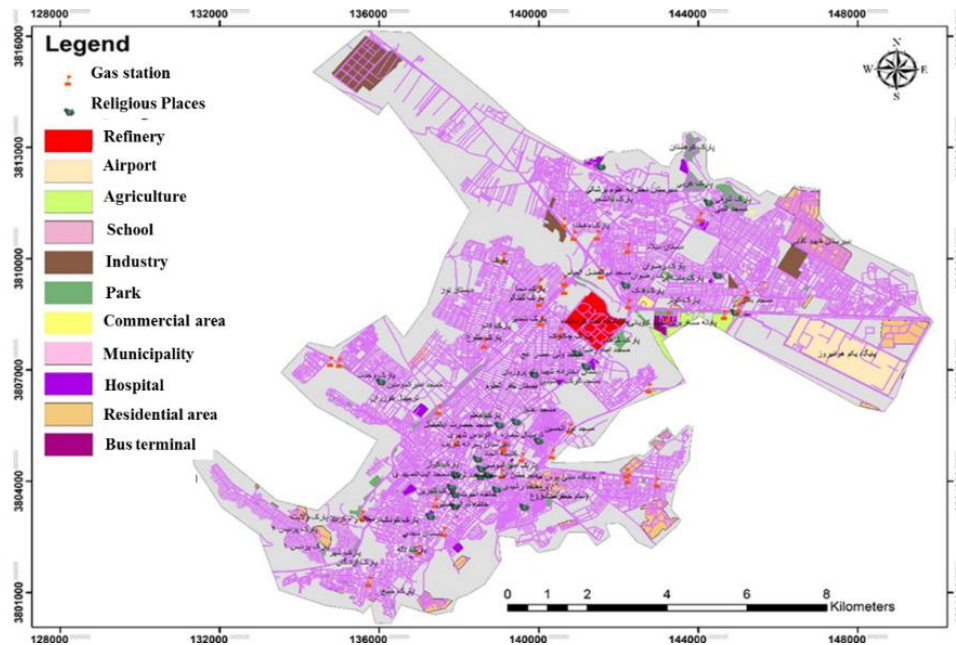
شهر کرمانشاه در قسمت مرکزی استان کرمانشاه با موقعیت ۴۷ درجه و ۴ دقیقه شرقی و ۱۹ درجه و ۳۴ دقیقه شمالی قرار دارد. مساحت این شهر حدود ۹۳/۳۸ کیلومتر مربع و طبق آخرین سرشماری جمعیت این شهر ۱,۲۸۴,۶۸۷ نفر می‌باشد (SCI, 2020). میانگین دمای شهر کرمانشاه با توجه به دوره آماری ۱۰ ساله ۱۶ درجه سلیسیوس است (IMO, 2019). میانگین بارش آن ۱۳۸/۵ میلی‌متر، میانگین تبخیر در شهر کرمانشاه ۲۰۱۱ میلی‌متر بر روز است که در این میان بیشترین میزان تبخیر مربوط به گرم‌ترین ماه‌های سال (تیر و مرداد) و کم‌ترین میزان تبخیر مربوط به ماه‌های آذر، دی، بهمن و اسفند است (IMO, 2019). میانگین رطوبت سالانه شهر کرمانشاه برابر با ۳۸ درصد است. شهر کرمانشاه دارای ۳ واحد صنعتی بزرگ و تعدادی واحد صنعتی کوچک است. همچنین ۱۹ بیمارستان، ۸ شهرداری، ۶ پایانه مسافری، ۳۱ پارک، ۴۵ جایگاه سوخت، ۴۵ مدرسه، ۳۵ مرکز تجاری (هتل، پاساژ، بازار و بازارچه) و اماکن مذهبی زیادی نیز در شهر وجود دارد که بیش از نیمی از آن‌ها در مرکز و جنوب شهر واقع شده‌اند. گسترش مناطق مسکونی به ترتیب در شمال شرقی، مرکز و جنوب شرقی شهر زیاد است. علاوه بر این نیز ۱ پالایشگاه نفت در شهر وجود دارد. خیابان‌های این شهر در برخی ساعات شاهد ترافیک سنگینی است (برای مثال بلوار راهنمایی و رانندگی و خیابان‌های مرکزی شهر) شکل ۱ نقشه کاربری منطقه مورد مطالعه را نشان می‌دهد.

(et al., 2008). غبار خیابان‌های شهری حاصل از عواملی مانند زمینه محلی، خاک منطقه، مواد ساختمان سازی شهری، موادی که به صورت محلی و منطقه‌ای منتشر می‌شوند و ترکیباتی است که به وسیله اتمسفر در دراز مدت انتقال پیدا می‌کنند (Irvine and Loganathan, 1998).

آنالیز ترکیبات آلی جذب شده بر روی غبار ته‌نشین شده، ابزار قابل اطمینانی برای تعیین آلودگی است (Cao et al., 2012). از این رو بررسی هیدروکربن‌های آروماتیک چند حلقه‌ای (PAHs) می‌تواند کمک شایانی در جهت بهبود سلامت شهری ارائه دهد. هیدروکربن‌های آروماتیک چند حلقه‌ای، ترکیبات آلی هستند که فقط از کربن و هیدروژن ساخته شده‌اند و دارای دو یا بیش از دو حلقه هستند. این ترکیبات مجموعه‌ای از گسترده‌ترین آلاینده‌های زیست محیطی، دارای منبع طبیعی و انسان‌زاد هستند (Hassan and Khoder, 2012). از منابع طبیعی آنها، می‌توان به آتش سوزی جنگل و آتشفشان و از منابع انسان‌زاد نیز می‌توان به احتراق سوخت‌های فسیلی، موتورهای درون‌سوز مانند وسایل نقلیه، نیروگاه‌ها و صنایع، خطوط انتقال نفت، پمپ بنزین و ... اشاره نمود (Kim and Weber, 2005). به طور کلی منابع این ترکیبات را می‌توان به دو نوع نفت‌زاد و احتراق‌زاد تقسیم‌بندی کرد. منابع مرتبط با سوختن (به ویژه سوختن ناقص سوخت‌های فسیلی و زیست توده) که پیش‌تر نیز به آنها اشاره شد احتراق‌زاد، و منابع مرتبط با تبخیر و نشت سوخت‌های فسیلی احتراق‌نیافته (نفت سفید، بنزین، گازوئیل و آسفالت) نفت‌زاد هستند (Boonyatumanond et al., 2007). از بین آلاینده‌های جوی، PAHs مهم‌ترین آلاینده‌های جوی سمی در محیط شهری هستند. چندین ترکیب PAHs و بعضی از محصولاتشان سرطان‌زا، جهش‌زا، و آلرژی‌زا هستند و تهدیدی برای سلامت بشر به شمار می‌آیند، به همین دلیل این ترکیبات در آژانس حفاظت محیط‌زیست ایالت متحده (USEPA) در اولویت لیست نظارت آلاینده‌ها قرار گرفته‌اند (Long et al., 2013; Hassan and Khoder, 2012).

با توجه به موقعیت جغرافیایی، جمعیت زیاد، توسعه مراکز صنعتی و وجود منابع مختلف آلاینده شهری در کرمانشاه، این کلان‌شهر مستعد گسترش این قبیل آلودگی‌ها است. تاکنون مطالعات چندانی که انواع PAHs را در غبار خیابانی کلان‌شهر





شکل ۱- نقشه کاربری زمین شهر کرمانشاه.

Fig. 1. Map of the land use in Kermanshah City.

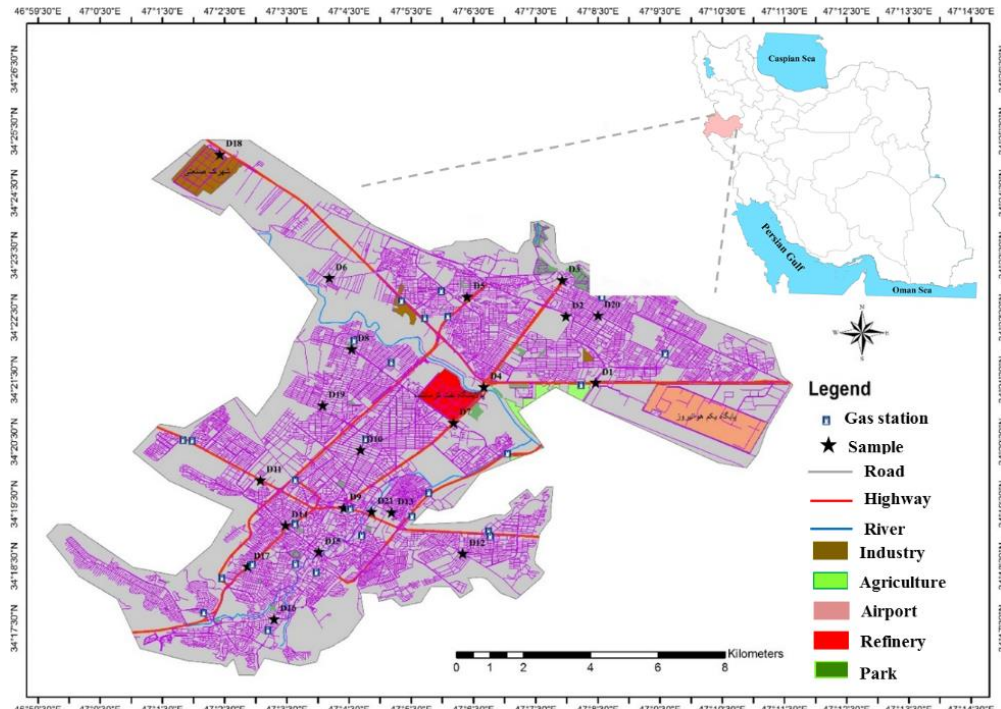
## ۲-۲- نمونه برداری، آماده سازی و آنالیز نمونه ها

تعداد ۲۱ نمونه غبار خیابان در تیرماه ۱۳۹۸ از خیابان های مختلف سطح شهر کرمانشاه جمع آوری شد. در این مطالعه از الگوی نمونه برداری قضوتی جهت نمونه برداری استفاده شد و نقاط نمونه برداری به گونه ای انتخاب شد که تمام سطح شهر پوشش داده شده و خیابان های اصلی شهر، خیابان های با بار ترافیکی متفاوت، میدین، مناطق صنعتی (شهرک صنعتی، پالایشگاه) و مناطق مسکونی را دربر بگیرد. برای این کار از یک جاروی دستی چوبی و خاک انداز فلزی استفاده شد. نمونه ها به صورت مرکب برداشته شد به طوری که هر نمونه حدوداً از ۸ زیر نمونه تشکیل شده بود. پس از اینکه نمونه ها با استفاده از جارو از سطح آسفالت خیابان های مختلف برداشت شدند، بلافاصله نمونه ها از الک ۲ میلیمتری عبور داده شدند. سپس آن ها را در ظروف ۲۵۰ گرمی دهان گشاد که از قبل آماده سازی شده بود قرار داده و سر بطری ها توسط فویل آلومینیومی ضخیم پوشانده و نهایتاً سر پلاستیکی آن ها بسته شدند. قبل از نمونه برداری باید حتماً بطری های نمونه برداری آماده سازی شوند. برای این منظور بطری ها با آب و صابون به خوبی شسته شد و سپس به مدت یک ساعت در آن در دمای ۱۸۰ درجه سانتیگراد قرار داده شد نهایتاً بطری های خشک شده با

محلول n-هگزان شستشو داده شد و مجدداً به مدت سه ساعت در آن با دمای ۱۸۰ درجه سانتیگراد حرارت داده شد. درب شیشه ها به محض خروج از آن با محلول n-هگزان شسته و پس از پوشانده شدن با فویل آلومینیومی، روی بطری قرار داده شد. باید درب بطری ها تا لحظه نمونه برداری بسته بماند تا به این طریق ارتباط هوا با درون شیشه قطع بماند (Long et al., 2013). نمونه ها پس از برچسب گذاری بوسیله یخ خشک در دمای ۴ درجه سانتیگراد نگه داشته شدند. پس از اتمام نمونه برداری، نمونه ها به آزمایشگاه بخش زمین شناسی نفت دانشگاه سوران در کردستان عراق ارسال شدند و با استفاده از دستگاه کروماتوگرافی گازی - طیف سنج جرمی (GC-MS) مورد بررسی قرار گرفتند. در آزمایشگاه، روش های EPA 3550 B و EPA 3630 C به ترتیب برای فرایندهای استخراج و پاکسازی استفاده شده است. برای استخراج ترکیبات، ۱۰۰ میلی لیتر دی کلرومتان ( $CH_2Cl_2$ ) به ۲ گرم از هر نمونه همگن شده اضافه شد و به مدت ۸ ساعت هم زده شد. سپس یک بخارکننده خلأ دوار برای تغلیظ ترکیب به ۱ میلی لیتر استفاده شد، که ۲۰ میکرولیتر از آن برای اندازه گیری ترکیبات PAH استفاده شد. نمونه های تکراری و مواد رفرنس استاندارد (Sigma-Aldrich Co. LLC EPA 525 PAH Mix A and EPA 525 PAH Mix B) برای بررسی دقت و صحت داده ها استفاده شده است و

پس از جداسازی با استفاده از طیف سنج جرمی شناسایی می-شوند. شکل ۲ موقعیت نقاط نمونه برداری را نشان می دهد.

انحراف معیار نسبی (RSD) و بازیابی میانگین به ترتیب کمتر از ۸ درصد و ۹۱ تا ۱۰۲ درصد بود. در این دستگاه ترکیبات



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

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

### ۲-۳- خارج قسمت هم ارز سمناکی (Toxic Equivalency Quotient, TEQ)

در این مطالعه میزان سمیت هر PAH بطور جداگانه و براساس مجموعه فاکتورهای هم ارز سمناکی (TEF) پیشنهاد شده توسط Nisbet و LaGoy (1992) مورد بررسی قرار گرفت که در آن بنزو-آ-پایرن (BaP) به عنوان مرجع سایر PAHها است. مقادیر خارج قسمت هم ارز سمناکی (TEQ) بر اساس سطح سرطان زایی آنها نسبت به BaP براساس رابطه ۱ محاسبه می-شود:

$$TEQ = C_n TEF_n \quad (\text{رابطه ۱})$$

که در این معادله  $C_n$  غلظت هر PAH و  $TEF_n$  فاکتور هم ارز سمناکی برای آن ترکیب خاص است که بر اساس سمناکی آن ترکیب نسبت به ترکیب بنزو(a)پایرن توسط EPA و WHO معرفی شده است. جدول ۱ فاکتور معادل سمناکی (TEFs) ترکیبات PAHs را نشان می دهد.

### ۲-۴- خطر افزایشی سرطان در طول عمر (IL Toxic Equivalency Quotient CR)

ارزیابی خطر سرطان زایی یا ILCR مدلی است که بر اساس استانداردهای USEPA تعریف شده است و به صورت کمی خطر در معرض قرارگیری با ترکیبات PAHs را نشان می دهد (USEPA, 2011; Peng et al., 2011). مدل ILCR برای در معرض قرار گیری از طریق بلع، تماس پوستی و استنشاق به ترتیب با استفاده از روابط زیر محاسبه می شود:

(رابطه ۲)

$$ILCR_{ing} = CS \times \left( \frac{CSF_{ing} \times \sqrt[3]{\left(\frac{BW}{70}\right)} \times IR_{ing} \times EF \times ED}{BW \times AT \times 10^6} \right)$$

(رابطه ۳)

$$ILCR_{der} = CS \times \left( \frac{CSF_{der} \times \sqrt[3]{\left(\frac{BW}{70}\right)} \times SA \times SL \times ABS \times EF \times ED}{BW \times AT \times 10^6} \right)$$



(رابطه ۴)

$$ILCR_{inh} = CS \times \left( \frac{CSF_{inh} \times \sqrt[3]{\left(\frac{BW}{70}\right) \times IR_{inh} \times EF \times ED}}{BW \times AT \times PEF} \right)$$

$ILCR_{der}$  میزان PAH وارد شده به بدن از طریق استنشاق غبار (برحسب مترمکعب بر روز)، و  $ILCR_{der}$  میزان PAH وارد شده به بدن از طریق تماس پوستی با غبار می باشد. در این روابط همچنین SA سطح پوست در معرض قرار گرفته (بر حسب سانتی متر مربع)، SL میزان چسبندگی غبار به پوست (میلی گرم بر سانتی مترمربع بر ساعت)، ABS بخشی است که از طریق پوست جذب می شود و PEF فاکتور نشر ذرات (متر مکعب بر کیلوگرم).

$CSF_{Inhalation}$  و  $CSF_{Dermal}$  و  $CSF_{Ingestion}$  مقادیری تعیین شده برای توانایی ایجاد سرطان توسط Bap است که به ترتیب برابر  $۷/۳$ ،  $۲۵$ ،  $۳/۸۵$  (برحسب میلی گرم بر کیلوگرم بر روز) می باشد (Peng et al., 2011). دیگر پارامترهای استفاده شده در مدل، برای کودکان و برای افراد بالغ در راهنمای ارزیابی خطر USEPA (جدول ۱) ارائه شده است.

در این روابط CS، مقدار TEQ مربوط به ترکیبات سرطانزا (بنزو (a) آنتراسن، بنزو (a) پیرن، بنزو (b) فلورانتن، بنزو (k) فلورانتن، اسنفتیلن، کرایزن، دی بنزو (ah) آنتراسن، نفتالن و ایندن (1,2,3 cd) پیرن) است (Nisbet and Lagoy, 1992; Rastegari Mehr et al., 2016). این ضرایب در جدول ۲ آورده شده اند. CSF فاکتور روند سرطان زایی است (برحسب میلی گرم بر کیلوگرم در روز)، BW وزن بدن (برحسب کیلوگرم)، AT میانگین محدوده سنی (برحسب سال)، EF فراوانی در معرض قرار گیری (تعداد دفعات در معرض قرار گیری بر حسب روز در سال)، و ED مدت در معرض قرار گیری (برحسب سال) می باشد.  $ILCR_{ing}$  نرخ یا میزان PAH وارد شده به بدن از طریق بلع غبار (بر حسب میلی گرم بر روز)،

جدول ۱- ضریب های مورد استفاده برای محاسبه ارزیابی خطر سرطان زایی.

Table 1. Coefficients used to calculate carcinogenic risk assessment.

Exposure Variable	Unit	Children	Adults	Reference
Body weight (BW)	Kg	15	61.5	USEPA, 2011
Exposure frequency (EF)	d a <sup>-1</sup>	180	180	USEPA, 2011
Exposure duration (ED)	A	6	24	USEPA, 2001
Inhalation rate (IR <sub>inh</sub> )	m <sup>3</sup> day <sup>-1</sup>	10	20	Van den Berg, 1995
Dust ingestion rate (IR <sub>ing</sub> )	mg day <sup>-1</sup>	200	100	USEPA, 2011
Dermal Exposure area (SA)	cm <sup>2</sup>	2800	5700	USEPA, 2011
Dermal adherence factor (SL)	mg cm <sup>-2</sup>	0.2	0.07	USEPA, 2001
Dermal absorption fraction (ABS)	Unitless	0.13	0.13	USEPA, 2001
Average lifespan Span (AT)	D	70 × 365 = 25.550	70 × 365 = 25.550	Ferreira-Baptista and De Migu, 2005
Particle emission factor (PEF)	m <sup>3</sup> kg <sup>-1</sup>	1.36 × 10 <sup>9</sup>	1.36 × 10 <sup>9</sup>	USEPA, 2001

نسبت بیش از ۰/۱ باشد بر منابع احتراق زاد (Pyrogenic) مرتبط می شود (Pies et al., 2008). BaA/ (BaA+Chr). کمتر از ۰/۲ منابع نفت زاد را نشان می دهد در حالی که این نسبت بزرگتر از ۰/۳۵ باشد بر منابع احتراق زاد مرتبط می شود (Yunker et al., 2002) و اگر نسبت Flo/ (Flo+Pyr) کمتر از ۰/۵ باشد به منابع نفت- زاد مرتبط است در حالی که بیشتر از ۰/۵ باشد با منابع

۲-۵- شناسایی منابع PAH در غبار خیابانی کلان- شهر کرمانشاه  
برای شناسایی منابع PAHs در نمونه های غبار خیابانی خیابان از نسبت های مولکولی (Ant+Phe) Ant/ (BaA+Chr) و Flo/ (Flo+Pyr) استفاده شد. نسبت Ant/ (Ant+Phe) اگر کمتر از ۰/۱ باشد نشان- دهنده منابع نفت زاد (Petrogenic) است در حالی که این

میکروگرم بر کیلوگرم متفاوت است. فراوانترین گونه‌های هیدروکربن آروماتیک چندحلقه‌ای در منطقه فنانترن، فلورانتن، پیرن و کرایزن هستند. میانگین غلظت PAHهای ۲ تا ۳ حلقه‌ای (LMW) ۶۲/۱۶ میکروگرم بر کیلوگرم بوده، در حالی که میانگین غلظت PAHهای ۴ تا ۶ حلقه‌ای (HMW) ۷۶/۹۸ میکروگرم بر کیلوگرم است که نشان‌دهنده یک منشأ احتراق‌زاد غالب در بین PAHهای غبار خیابانی است (Qiao et al., 2006). نمونه جمع‌آوری شده از ایستگاه میدان آزادی (D9) بالاترین غلظت PAH (۲۶۵۴/۰۸) میکروگرم بر کیلوگرم را داشته و پس از آن ایستگاه چهارراه اجاق (D15) (۲۱۸۵/۶۴) میکروگرم بر کیلوگرم، چقا کبود (D4) (۱۸۰۹/۶۳) میکروگرم بر کیلوگرم، میدان فرودگاه (D1) (۱۶۲۰/۸۳) میکروگرم بر کیلوگرم و بلوار راهنمایی و رانندگی (D21) (۱۴۷۷/۰۶) میکروگرم بر کیلوگرم غلظت-های بالای این ترکیب را نشان می‌دهند که همه با تراکم ترافیک بالا، نزدیکی به پالایشگاه، و وجود تعمیرگاه‌های فراوان خودرو همراه هستند. با توجه به نتایج بدست آمده فراوانی PAHها بر اساس تعداد حلقه در نمونه‌های غبار خیابانی کلان‌شهر کرمانشاه به ترتیب شامل ۴ حلقه‌ای، ۳ حلقه‌ای، ۵ حلقه‌ای، ۶ حلقه‌ای و ۲ حلقه‌ای می‌شود. بیشترین فراوانی حلقه‌ها مربوط به ترکیبات ۴ حلقه‌ای است (شکل ۳). همچنین نتایج نشان می‌دهد که غلظت PAHهای سرطان‌زا (شامل بنزو(a) آنتراسن، بنزو(a) پیرن، بنزو(b) فلورانتن، بنزو(k) فلورانتن، اسنفتیلن، کرایزن، دی بنزو(ah) آنتراسن، نفتالن و ایندن(1,2,3 cd) پیرن) در نمونه‌های غبار خیابانی از ۸۸/۰۶ میکروگرم بر کیلوگرم در ایستگاه طاق بستان (D3) تا ۶۷۶/۸۴ میکروگرم بر کیلوگرم در ایستگاه میدان آزادی (D9) تغییر می‌کند. همچنین غلظت کل هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای غیر سرطان‌زا (شامل اسنفتن، فلورن، فلورانتن، فنانترن، پیرن و بنزو(ghi) پرلین) نیز در نمونه‌های غبار خیابانی از ۱۳۶/۷۹ میکروگرم بر کیلوگرم در ایستگاه طاق بستان (D3) تا ۱۹۷۷/۲۴ میکروگرم بر کیلوگرم در ایستگاه میدان آزادی (D9) متغیر است. در واقع ایستگاه‌های طاق بستان (D3) و میدان آزادی (D9) به ترتیب کمترین و بیشترین غلظت کل هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای سرطان‌زا و غیر

احتراق‌زاد ارتباط دارد (Qiao et al., 2006). همچنین، اگر نسبت LMW/HMW بیشتر از ۱ باشد نشان‌دهنده منبع نفت‌زاد و در صورتی که مقدار LMW/HMW کمتر از ۱ باشد نشان‌دهنده منبع احتراق‌زاد است (Magi, 2002; Soclo, 2008). از نسبت BaA/Chr نیز می‌توان به دور یا نزدیک بودن منشأ این ترکیبات پی‌برد. از آنجایی که BaA خیلی زودتر از Chr تحت تاثیر تجزیه نورشیمیایی قرار می‌گیرد، در طول مسیر انتقال BaA زودتر توسط نور خورشید تجزیه می‌شود و با محاسبه نسبت این دو ترکیب می‌توان تا حدودی به منشأ PAHs پی‌برد. پس هر چه این نسبت بزرگتر باشد نمایانگر منشأ نزدیک و هرچه این نسبت کوچکتر باشد نشان‌دهنده منشأ دور PAH است (Butler and Crossley, 1981; Mai et al., 2003). از نسبت ind/ind+BghiP نیز برای تعیین منشأ استفاده می‌شود. در صورتی که این نسبت کمتر از ۰/۲ باشد نشان‌دهنده منشأ نفت‌زاد بوده و در صورتی که این نسبت بین ۰/۲ تا ۰/۵ باشد منشأ این ترکیبات احتراق‌زاد بوده و در صورتی که مقدار نسبت ذکر شده بیش از ۰/۵ باشد نشان‌دهنده این است که PAHs ناشی از سوزاندن زغال‌سنگ یا چوب است (Bucheli et al., 2004; Li et al., 2006).

## ۲-۶- آنالیز آماری

در این مطالعه از آنالیز مولفه اصلی (PCA) استفاده گردید آنالیزهای آماری با استفاده از نرم افزار SPSS v.20 انجام گرفت. برای بررسی نرمال بودن داده‌ها از آزمون کلموگروف اسمیرنوف (K-S) استفاده شد. معمولاً چنانچه سطح معنی‌داری در این آزمون بیش از ۰/۰۵ باشد می‌توان داده‌ها را با اطمینان بالایی نرمال فرض کرد. در این مطالعه توزیع همه ترکیبات PAH نرمال بوده است.

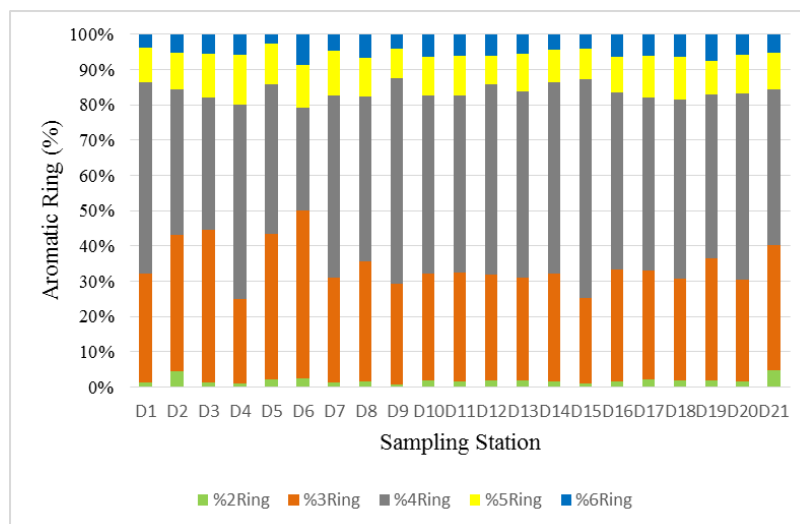
## ۳- نتایج و بحث

از ۱۶ ترکیب PAH که از سوی آژانس حفاظت محیط‌زیست آمریکا جزو ترکیبات خطرناک سرطان‌زا معرفی شده‌اند (Rahmanpoor et al., 2012)، همه ترکیبات هدف در غبار خیابانی کلان‌شهر کرمانشاه شناسایی شد. خلاصه آماری بدست آمده از غلظت PAHها در جدول ۲ نشان داده شده است. مقدار کل PAHها از ۲۲/۸ تا ۲۸۲۰/۹۸ میکروگرم بر کیلوگرم وزن خشک، با میانگین غلظت ۱۱۴۰/۷۹±۹۷۴

در شهر کرمانشاه ۱۹/۳۹ میکروگرم بر کیلوگرم است که در مقایسه با شهر اصفهان غلظت کمتری دارد ولی در مقایسه با سایر شهرها میانگین غلظت بیشتری دارد. میانگین غلظت پایرن در شهر کرمانشاه ۱۹۶/۱۸ میکروگرم بر کیلوگرم است که در مقایسه با شهرهای تهران، اولسان (کره) و گوانگ ژو غلظت بیشتری دارد و در مقایسه با شهرهای اصفهان و نیترو در برزیل میانگین غلظت کمتری دارد. میانگین غلظت کرایزن در منطقه مطالعاتی ۱۰۳/۹۶ میکروگرم بر کیلوگرم است که در مقایسه با سایر شهرهای به غیر از شهر اصفهان میانگین غلظت بالاتری دارد. میانگین غلظت بنزو(a) پایرن در شهر کرمانشاه ۳۹/۵۱ میکروگرم بر کیلوگرم می باشد که در مقایسه با شهرهای تهران، اسبرگ، اولسان و گوانگ ژو میانگین غلظت بالاتری دارد. به طور کلی، این نتایج نشان-دهنده آلودگی نسبتاً بالاتر غبار خیابان کرمانشاه نسبت به بیشتر شهرهای مورد مقایسه است که در این میان ترکیبات ناشی از منابع احتراق زاد تفاوت غلظت بیشتری را نشان می-دهند. لازم به ذکر است زمان نمونه بردای و عواملی مانند مدت زمان بدون بارندگی پیش از نمونه برداری می تواند بر غلظت این ترکیبات در مطالعات مختلف اثرگذار باشد.

سرطانزا را دارند. نسبت LMW/HMW در تمام ایستگاه-های نمونه برداری کمتر از یک می باشد. میانگین غلظت PAHهای سرطانزا ۸۰۴/۹۳ میکروگرم بر کیلوگرم است.

مقایسه غلظت ترکیبات PAH در غبار خیابانی کلان شهر کرمانشاه با سایر مناطق ایران و جهان در جدول ۳ آورده شده است. میانگین غلظت ترکیبات فنانترن، آنتراسن، فلورانتن، بنزو(a) آنتراسن، بنزو(b) فلورانتن، بنزو(k) فلورانتن، بنزو(ah) آنتراسن، بنزو(ghi) پرین و ایندن(1,2,3 cd) پایرن به ترتیب ۲۸۶/۰۸، ۲۳/۱، ۲۲۱/۰۴، ۶۷/۵۳، ۲۱/۸۲، ۲۵/۷۶، ۳۳/۵، ۳۶/۲۴ و ۲۴/۴۱ میکروگرم بر کیلوگرم است که در مقایسه با سایر شهرها (به غیر از نیترو در برزیل) بیشتر است. میانگین غلظت نفتالن در شهر کرمانشاه ۲۰/۶۸ میکروگرم بر کیلوگرم است که نسبت به شهر تهران و گوانگ ژو در چین بیشتر است و نسبت به شهر اصفهان و نیترو در برزیل کمتر است. میانگین غلظت استفتیلن در شهر کرمانشاه ۹/۸۷ میکروگرم بر کیلوگرم است که این نسبت در مقایسه با سایر شهرها بیشتر است به غیر از شهر تهران که نسبت کمتری دارد. میانگین غلظت فلورن



شکل ۳- نمودار فراوانی PAHها بر اساس تعداد حلقه های آروماتیک.

Fig. 3. Chart of plenty PAHs based on the number of aromatic rings.

نمونه های غبار خیابانی کلان شهر کرمانشاه از ۱۸/۵۴ میکروگرم بر کیلوگرم تا ۱۹۶/۶۴ میکروگرم بر کیلوگرم است. بیشترین مقدار TEQ مربوط به ایستگاه میدان جمهوری

۳-۱- تعیین میزان سمناکی نمونه های غبار خیابان کلان-شهر کرمانشاه

شکل ۴ مقدار TEQ برای نمونه های غبار خیابانی کلان شهر کرمانشاه را نشان می دهد. نتایج نشان داد محدوده TEQ در

ترافیک و تردد وسایل نقلیه در آن‌ها زیاد می‌باشد. کمترین میزان TEQ مربوط به ایستگاه طاق بستان (D3) است که این ایستگاه شمالی‌ترین قسمت شهر قرار گرفته و به همین دلیل از منابع آلوده‌کننده نسبتاً دور می‌باشد. شکل ۵ نقشه پهنه بندی TEQ در منطقه را نشان می‌دهد. براساس مقدار بالای عامل رگرسین (RF) و مقدار پایین تر ریشه میانگین مربع (RMS) برای خطا، در تهیه نقشه از روش درونیابی وزن‌دهی فاصله معکوس (IDW) استفاده شد.

(D17) است که این ایستگاه یکی از نزدیک‌ترین ایستگاه‌های نمونه‌برداری به جایگاه سوخت بوده و علاوه بر این ترافیک بالایی نیز دارد. پس از این ایستگاه، بیشترین مقدار TEQ مربوط به ایستگاه چقا کبود (D4) (۱۷۰/۳۸) میکروگرم بر کیلوگرم) است که این ایستگاه در نزدیکی پالایشگاه کرمانشاه واقع شده است. علاوه بر این ایستگاه‌های میدان آزادی (D9)، چهارراه اجاق (D15) و بلوار راهنمایی و رانندگی (D21) به ترتیب بیشترین مقدار TEQ را دارند که تمام این ایستگاه‌ها جزء مراکز مهم شهری هستند و حجم

جدول ۲- نتایج آماری توصیفی PAHها و مقادیر TEF (میکروگرم بر کیلوگرم).

Table 2. Descriptive statistics of PAHs and amounts TEF in street dust of Kermanshah City ( $\mu\text{g}/\text{kg}$ ).

N=21	TEF	LOD <sup>a</sup>	Mean	Median	Std.Dev	Skewness	Min	Max
Naphthalene (NP)	0.001	0.01	20.68	16.9	14.16	2.57	3.1	68.14
Acenaphthylene (Acey)	0.001	0.01	9.87	8.3	7.82	2.7	1.5	38.47
Acenaphthene (Ace)	0.001	0.01	13.85	13.2	7.66	0.89	1.2	34.33
Fluorene (Fl)	0.001	0.01	19.39	13.3	15.33	0.97	1.2	56.14
Phenanthrene (Phe)	0.001	1.00	286.08	236.6	112.02	1.47	85.33	631
Anthracene (Ant)	0.01	0.10	23.1	20.3	12.41	1.79	7.61	62.3
Fluoranthene (Flu)	0.001	1.00	221.04	152.6	172.85	1.35	8.45	652
Pyrene (Pyr)	0.001	1.00	196.18	182.2	108.46	1.44	21.3	512.4
Benzo[a]anthracene (BaA)	0.1	0.10	67.53	65.5	39.94	0.57	6.5	153.9
Chrysene (Chr)	0.01	1.00	103.96	100.5	48.64	2.04	48.13	239.4
Benzo[b]fluoranthene (BbF)	0.1	1.00	21.82	19.5	12.29	0.85	4.29	45.6
Benzo[k]fluoranthene (BkF)	0.1	0.10	25.62	19.6	15.38	1.47	7.9	68.3
Benzo[a]pyrene (BaP)	1	0.50	39.51	37.8	15.33	-0.02	8.24	71.4
Dibenzo[ah]anthracene (DiBA)	1	0.10	33.5	30.1	16.53	0.65	7.4	67.4
Benzo[ghi]perylene (BghiP)	0.01	0.10	36.24	35.3	10.28	-0.98	10.2	55.1
Indene[1,2,3cd]pyrene (IndPy)	0.1	0.01	24.41	22.3	14.39	1.26	2.5	65.1
$\Sigma$ PAHs	-	-	1140.79	974	623.49	19.02	224.85	2820.98
LMW <sup>b</sup>	-	-	62.16	349.15	110.23	2.58	1.2	631
HMW <sup>c</sup>	-	-	76.98	41.27	96.83	3.12	2.5	652
CANPAHs <sup>d</sup>	-	-	804.93	679.6	403.72	1.32	136.79	1977.24
NCANPAHs <sup>e</sup>	-	-	334.41	293.71	153.79	0.85	88.06	676.84

<sup>a</sup> Limit of Detection.

<sup>b</sup> Low Molecular Weight.

<sup>c</sup> High Molecular Weight.

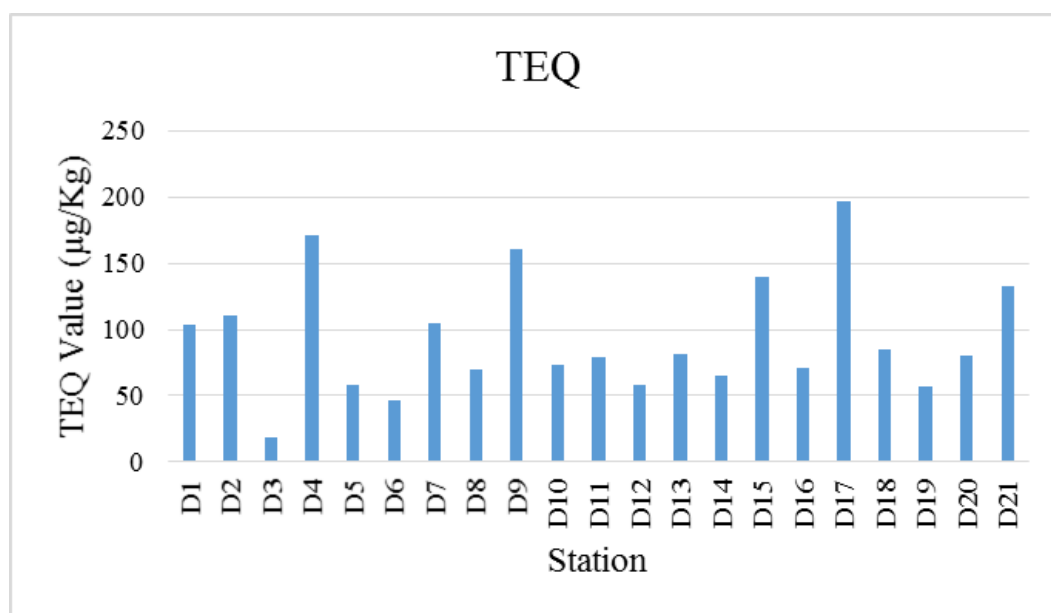
<sup>d</sup> Carcinogenic PAHs.

<sup>e</sup> Non-carcinogenic PAHs.

جدول ۳- مقایسه غلظت ترکیبات PAH در غبار خیابانی کلان شهر کرمانشاه با سایر مناطق ایران و جهان.

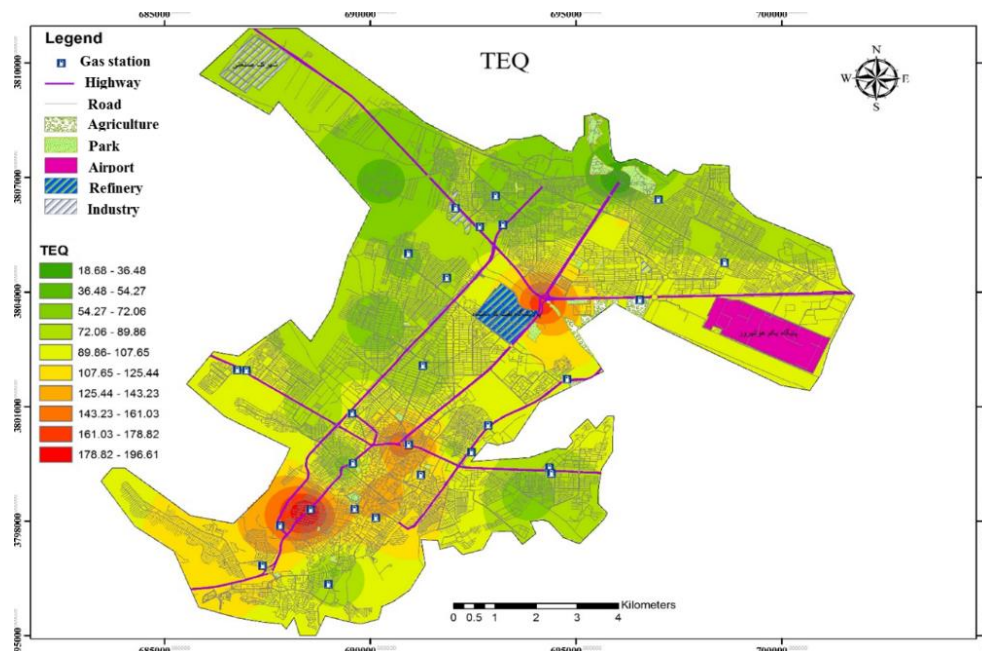
Table 3. Comparison of PAH concentration in Kermanshah metropolis street dust with other regions of Iran and the world.

PAHs	Kermanshah	Tehran	Isfahan	Esbjeg (Denmark)	Ulsan (Korea)	Guangzhou (China)	Niteroi (Brazil)
Naphthalene	20.68	5.51	22.72	-	-	0.14	271
Acenaphthylene	9.87	10.77	7.04	-	0.53	0.01	9.1
Fluorene	19.39	2.23	32.3	0.03	0.69	0.03	6.8
Phenanthrene	286.08	16.87	167.27	-	0.98	0.52	111
Anthracene	23.1	10.3	13.3	-	0.35	0.04	27
Fluoranthene	221.04	6.01	162.55	0.73	10.7	0.9	246
Pyrene	196.18	2.88	246.18	-	10.06	0.56	217
Benzo[a]anthracene	67.53	2.24	30.17	-	-	0.21	184
Chrysene	103.96	2.4	129.88	-	-	0.52	88
Benzo[b]fluoranthene	21.82	-	1.64	-	0.34	-	191
Benzo[k]fluoranthene	25.62	1.22	-	0.5	23.41	-	299
Benzo[a]pyrene	39.51	2.68	68.54	0.55	10.63	0.24	142
Dibenzo[ah]anthracene	33.5	1.03	-	-	11.84	0.09	56
Benzo[ghi]pyrene	36.24	7.23	-	0.36	14.64	0.48	343
Indene[1,2,3-cd]pyrene	24.41	4.33	-	-	6.05	0.4	112
Reference	This study	Halek et al., 2008	Soltani et al., 2015	Essumang et al., 2011	Dong et al., 2009	Liu et al., 2007	Oliveira et al., 2011



شکل ۴- مقدار TEQ در ایستگاه‌های مختلف نمونه‌برداری.

Fig. 4. The amount of TEQ in different sampling site.



شکل ۵- نقشه پهنه بندی TEQ در منطقه مورد مطالعه.  
Fig. 5. Map of the zoning TEQ in the study area.

ماهشهر و بندر عباس) است که عوامل مختلف از جمله تفاوت منابع آلاینده مانند حجم متفاوت ترافیک، میزان و نوع صنایع نزدیک به شهرها (با توجه به تفاوت در نوع و تعداد صنایع موجود در شهرهای مورد مقایسه) و ... در این امر موثر است.

در جدول ۴- ضریب TEQ بدست آمده از این پژوهش برای نمونه‌های غبار خیابانی با چند مطالعه انجام شده در ایران و سایر مناطق جهان مقایسه شده است. نتایج نشان می‌دهد که ضریب TEQ در نمونه‌های غبار خیابانی کلان‌شهر کرمانشاه در مقایسه با سایر شهرهای مقایسه شده نسبتاً پایین (به غیر از

جدول ۴- مقایسه ضریب هم‌ارز سمناکی در نمونه‌های غبار خیابانی کلان‌شهر کرمانشاه با سایر مناطق ایران و جهان.

Table 4. Comparison of TEQ value coefficient in street dust samples of Kermanshah metropolis with other regions of Iran and the world.

Reference	Range ( $\mu\text{g}/\text{kg}$ )	Study area
Present study	18.54 – 196.64	Kermanshah
Soltani et al., 2015	25 – 230.9	Isfahan
Rastegari Mehr et al., 2016	16.5 – 156.07	Mahshahr
Mousavi et al., 2017	0.01 – 1.62	Bandar Abbas
Liu et al., 2007	27.2 – 863.6	Ulsan (South Korea)
Peng et al., 2011	270 – 1152.1	New Delhi (India)
Guo et al., 2003	194.1 – 738	Istanbul (Turkey)

دست آمده از این سه مسیر خطر سرطان محاسبه می‌شود. بر اساس TEQ، بیشینه، کمینه و میانگین خطر سرطان برای کودکان و بزرگسالان از مسیر بلع مستقیم، تماس پوستی و تنفس در جدول ۵- آورده شده است.

### ۳-۲- پتانسیل خطر سرطان‌زایی

از ILCR برای ارزیابی خطر قرار گرفتن در معرض PAH غبار خیابان از مسیر بلع مستقیم، تماس پوستی و تنفس استفاده می‌شود (Knafli et al. 2006) و از مجموع ILCR به



جدول ۵- خطر ابتلا به سرطان محاسبه شده در کودکان و بزرگسالان.

Table 5. Calculated cancer risk in children and adults.

Exposure Pathways	Child				Adult			
	ILCRsing	ILCRsder	ILCRsinh	Cancer risk	ILCRsing	ILCRsder	ILCRsinh	Cancer risk
Mean	2.20E-01	2.74E-01	8.73E-09	4.94E-01	5.85E-02	3.05E-01	6.82E-09	3.64E-01
Min	4.56E-02	5.69E-02	1.81E-09	1.03E-01	3.56E-02	6.33E-02	1.41E-09	9.89E-02
Max	4.22E-01	5.26E-01	1.67E-08	9.48E-01	3.29E-01	5.85E-01	1.31E-08	9.14E-01

نسبت ایزومری Ant/(Ant+Phe) نشان می‌دهد تمام نمونه‌ها غبار خیابانی منشأ نفت‌زاد نیز دارند. نسبت ایزومری BaA/BaA+Chr نشان می‌دهد نمونه‌های غبار خیابانی ایستگاه‌های طاق بستان، میدان حافظیه، شهرک کرناچی منشأ نفت‌زاد، نمونه‌های غبار خیابانی ایستگاه‌های گلستان، جلالیه و شهرک مسکن دارای منشأ احتراق سوخت‌های فسیلی هستند و بقیه ایستگاه‌های نمونه‌برداری منشأ سوختی (سوختن چوب) دارند. نسبت ایزومری BaP/BghiP نشان می‌دهد نمونه غبار خیابانی برداشت شده از ایستگاه شهرک کرناچی منشأ ترافیکی دارد و مابقی نمونه‌های غبار خیابانی منشأ سوختن چوب دارند. نسبت ایزومری ind/ind+BghiP نشان می‌دهد نمونه‌های غبار خیابانی تمام ایستگاه‌ها منشأ احتراق‌زاد (سوختن سوخت‌های فسیلی) دارند. همچنین نسبت ایزومری LMW/HMW نشان می‌دهد تمام ایستگاه‌های نمونه‌برداری (به غیر از چقاکبود، میدان نفت، میدان آزادی، شهریار، چهار راه اجاق، شهرک صنعتی و شهرک مسکن) منشأ احتراق‌زاد هستند. بنابراین می‌توان نتیجه گرفت تنوعی از منابع آلاینده PAHs در کلان‌شهر کرمانشاه موجب آلودگی غبار خیابان منطقه به این ترکیبات شده است.

#### ۳-۴- تحلیل مولفه اصلی (PCA)

آزمون تحلیل عاملی یکی دیگر از روش‌های تعیین ارتباط بین مولفه‌ها است. در این پژوهش از تحلیل مؤلفه اصلی (PCA) به عنوان روش استخراج، از Varimax rotation برای نمایش بهتر داده‌ها و از ویژه مقدار (eigenvalue) بیش از 1 برای تعیین تعداد فاکتورها استفاده شد. نتایج حاصل از آزمون تحلیل عاملی برای هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای در نمونه‌های غبار خیابان منطقه مطالعاتی در جدول ۶ آورده شده است. PAHs در سه مولفه با واریانس کل بیش از ۹۰ درصد

چنانچه مقادیر در محدوده  $ILCR \leq 10^{-6}$  قرار گیرد بی خطر و در صورتی که این مقدار در محدوده  $ILCR \leq 10^{-4}$  باشد خطرناک محسوب می‌شود (Cao et al., 2006). بر اساس جدول ۵ میانگین میزان خطر از طریق تماس پوستی و بلع  $10^{-1}$  و  $2/74 \times 10^{-1}$  و  $8/73 \times 10^{-1}$  در کودکان و  $3/05 \times 10^{-1}$  و  $6/82 \times 10^{-1}$  در بزرگسالان است. در حالی که میانگین ریسک سرطان از مسیر استنشاق به ترتیب  $2/20 \times 10^{-1}$  برای کودکان و  $5/58 \times 10^{-2}$  برای بزرگسالان است. در نتیجه خطر ابتلا به سرطان کودکان بیشتر از بزرگسالان است. همچنین نتایج نشان می‌دهد پتانسیل خطر سرطان‌زایی در بزرگسالان و کودکان از مسیر تماس پوستی بیشتر از بلع مستقیم و تنفس است. در منطقه مورد مطالعه مقادیر خطر سرطان بیش از حد مجاز است و در محدوده خطرناک قرار می‌گیرد.

#### ۳-۳- تعیین منشأ PAHها

استفاده از نسبت‌های ایزومری ترکیبات PAH کمک زیادی به درک منابع احتمالی آنها در محیط می‌کند. نسبت ایزومری Fluo/Fluo+Py نشان داد نمونه‌های برداشت شده از ایستگاه‌های طاق بستان (D3) و شهرک کرناچی (D6) دارای منشأ نفت‌زاد هستند. علاوه بر این نمونه‌های برداشت شده از ایستگاه‌های شهرک ظفر، میدان رسالت، میدان گلستان، جلالیه، شهرک رسالت، شهریار، خیابان وکیل آقا، میدان فردوسی، شهرکی صنعتی، شهرک نجفی و بلوار راهنمایی و رانندگی دارای منشأ احتراق‌زاد مانند ترافیک، سوختن چوب و علف‌های هرز، سوختن رنگ خودروها (صافکاری و نقاشی) و... و منشأ PAHها در نمونه‌های برداشت شده از ایستگاه‌های میدان فرودگاه، چقاکبود، میدان حافظیه، میدان نفت، میدان آزادی، چهارراه اجاق و شهرک مسکن تحت تاثیر سوختن سوخت‌های فسیلی و همچنین انتشارات پالایشگاه نفت کرمانشاه قرار دارد.

علاوه بر این در فاکتور اول آنتراسن، بنزو(a) پیرن نشان دهنده منبع وسایل نقلیه با موتور دیزلی هستند (Masclat et al., 1986). بنابراین با توجه به حضور این ترکیبات شاخص در مولفه اول، می توان گفت این مولفه بیانگر انتشار PAH حاصل از ترافیک وسایل نقلیه است. در فاکتور دوم ترکیبات بنزو(a) آنتراسن و کرایزن نشان دهنده منبع وسایل نقلیه با موتور دیزلی هستند (Long et al., 2013). علاوه بر این در فاکتور دوم فلورن و فنانترن عمدتاً منبع سوختن چوب و انتشار محصولات نفتی از وسایل نقلیه را نشان می دهند (Pearce et al., 2015). در فاکتور سوم هم ترکیبات اسنفتیلن و اسنفتن عمدتاً منبع زغال سنگی و انتشار محصولات نفتی از وسایل نقلیه را نشان می دهند (Pearce et al., 2015). به طور کلی می توان بیان کرد که احتراق سوخت های فسیلی و محصولات نفتی و انتشار از وسایل نقلیه و ترافیک مهم ترین منبع PAH در کلانشهر کرمانشاه است.

قرار گرفتند. مولفه اول با توضیح واریانس ۳۵/۸۵ درصد شامل ترکیبات آنتراسن، فلورانتن، بنزو(b) فلورانتن، بنزو(k) فلورانتن، بنزو(a) پیرن، دی بنزو(ah) آنتراسن و ایندن (cd.1.2.3) پیرن است. مولفه دوم با توضیح واریانس ۲۸/۹۹ درصد شامل ترکیبات فلورن، فنانترن، پیرن، بنزو(a) آنتراسن، کرایزن، بنزو(ghi) پیرن است و در نهایت مولفه سوم با توضیح واریانس ۲۵/۵۲ درصد شامل ترکیبات نفتالن، اسنفتیلن، اسنفتن است. در فاکتور اول ترکیبات بنزو(b) فلورانتن و ایندن (cd.1.2.3) به عنوان یک ردیاب برای منابع مرتبط با ترافیک وسایل نقلیه است (Guo et al., 2003; Yuan et al., 2014). همچنین این دو ترکیب می توانند در مقادیر زیادی از موتورهای بنزینی آزاد شوند. همچنین دو ترکیب بنزو(b) فلورانتن و بنزو(k) فلورانتن نیز از ترکیبات با منبع عمدتاً احتراق زاد (سوختن سوخت های فسیلی) محسوب می شوند. لازم به ذکر است که یکی از منابع احتراق زاد انتشار ترکیبات PAHs در کرمانشاه، فلر پالایشگاه نفت است که در میدان نفت این شهر قرار دارد.

جدول ۶- نتایج تحلیل مولفه اصلی.

Table 6. Results of principal component analysis.

PAH	Componet		
	1	2	3
Naphthalene	0.014	0.129	0.974
Acenaphthylene	0.046	0.162	0.940
Acenaphthene	0.251	0.098	0.856
Fluorene	0.337	0.687	0.553
Phenanthrene	0.413	0.768	0.374
Anthracene	0.904	0.309	0.171
Fluoranthene	0.726	0.639	0.066
Pyrene	0.520	0.819	0.138
Benzo[a]anthracene	0.535	0.636	0.482
Chrysene	0.362	0.907	0.042
Benzo[b]fluoranthene	0.763	0.552	0.139
Benzo[k]fluoranthene	0.908	0.344	-0.028
Benzo[a]pyrene	0.724	0.295	0.554
Dibenzo[ah]anthracene	0.698	0.435	0.421
Benzo[ghi]prylene	0.424	0.553	0.508
Indene[1,2,3-cd]pyrene	0.871	0.343	0.185
Proportion of variance (%)	35.85	28.99	25.52

#### ۴- نتیجه گیری

ترافیک و نوع صنایع (مانند پالایشگاه نفت کرمانشاه) بستگی دارد. علاوه بر این فراوان ترین گونه ها فنانترن، فلورانتن، پیرن و کرایزن بودند. میانگین غلظت PAH های ۲ تا ۳ حلقه ای (LMW) ۶۲/۱۶ میکروگرم بر کیلوگرم بود، در حالی که میانگین غلظت PAH های ۴ تا ۶ حلقه ای (HMW) ۷۶/۹۸

هدف اصلی این مطالعه، ارزیابی شدت آلودگی و منشأ احتمالی هیدروکربن های آروماتیک چند حلقه ای در غبار خیابانی کلان شهر کرمانشاه است. نتایج نشان داد میانگین غلظت و نوع این ترکیبات به ویژگی های نقاط نمونه برداری مانند

استنشاق تعیین شد. نتایج PCA نشان می‌دهد احتراق سوخت-های فسیلی و محصولات نفتی و انتشار از وسایل نقلیه و ترافیک مهم‌ترین منبع آلودگی در کلان‌شهر کرمانشاه هستند. به بیان دیگر PAHها در اکثر ایستگاه‌های ناحیه شهری کرمانشاه منبع یکسانی دارند. نتایج این مطالعه لزوم توجه ویژه به کیفیت سوخت‌های مصرفی در اتومبیل‌ها و همچنین کیفیت خودروهای سطح شهر را بیش از پیش روشن می‌سازد. با توجه به امکان تعلیق مجدد غبار خیابان، عدم توجه به شرایط کیفیت سوخت و خودروها، امکان قرارگیری ساکنین در معرض این ترکیبات آلاینده را افزایش داده و علاوه بر آسیب به بوم‌سامانه منطقه و تحمیل هزینه‌های درمان به ساکنین، جامعه را با فشارهای مضاعف اجتماعی روبرو خواهد کرد.

میکروگرم بر کیلوگرم بوده که نشان‌دهنده یک منشأ احتراق‌زاد غالب در بین PAHهای غبار خیابان است. بالاترین مقدار TEQ مربوط به ایستگاه D17 می‌باشد که به دلیل نزدیکی به جایگاه سوخت و تراکم بالا ترافیک، سمناکی بیشتری دارد. مقایسه نتایج این مطالعه با برخی مطالعات مشابه در شهرهای مختلف ایران و جهان نیز آلودگی و سمناکی نسبتاً بالای غبار خیابان کرمانشاه به ترکیبات PAH را نشان داد. نتایج افزایش خطر سرطان در طول عمر نشان داد کودکان بیشتر از بزرگسالان در معرض سرطان قرار دارند به دلیل اینکه کودکان در اثر فعالیت دست‌ها خود را به دهان می‌زنند که باعث می‌شود غبار به راحتی به بدن آن‌ها وارد شود. علاوه بر این کودکان با توجه به پایین بودن وزن بدن حساسیت بیشتری به ترکیبات PAH دارند. در این مطالعه خطر سرطان از طریق تماس پوستی بیشتر از بلع و

## مراجع

- Amjadian, K., Pirouei, M., Rastegari Mehr, M., 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. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.09.116>.
- Boonyatumanond, R., Murakami, M., Wattayakorn, G., Togo, A., Takada, H., 2007. Sources of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in street dust in a tropical Asian mega-city, Bangkok, Thailand. *Science of the Total Environment* 384(1-3), 420-432. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.06.046>.
- Bucheli, T.D., Blum, F., Desaulles, A., Gustafsson, Ö., 2004. Polycyclic aromatic hydrocarbons, black carbon, and molecular markers in soils of Switzerland. *Chemosphere* 56(11), 1061-1076. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.06.002>.
- Butler, J.D., Crossley, P., 1981. Reactivity of polycyclic aromatic hydrocarbons adsorbed on soot particles. *Atmospheric Environment* 15(1), 91-94. [https://doi.org/10.1016/S0021-8502\(00\)91041-3](https://doi.org/10.1016/S0021-8502(00)91041-3).
- Cao, Z.G., Yu, G., Chen, Y.S., Cao, Q.M., Fiedler, H., Deng, S.B., Wang, B., 2012. Particle size: a missing factor in risk assessment of human exposure to toxic chemicals in settled indoor dust. *Environment International* 49, 24-30. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2012.08.010>.
- Dong, T.T., Lee, B.K., 2009. Characteristics, toxicity, and source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in road dust of Ulsan, Korea. *Chemosphere* 74(9), 1245-1253. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.11.035>.
- Essumang, D.K., Kowalski, K., Sogaard, E.G., 2011. Levels, distribution and source characterization of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in topsoils and roadside soils in Esbjerg, Denmark. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 86(4), 438-443. <https://doi.org/10.1007/s00128-011-0232-0>.
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.03.026>.
- 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.
- Guo, H., Lee, S.C., Ho, K.F., Wang, X.M., Zou, S.C., 2003. Particle-associated polycyclic aromatic hydrocarbons in urban air of Hong Kong. *Atmospheric Environment* 37(38), 5307-5317. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2003.09.011>.

- Halek, F., Nabi, G., Kavousi, A., 2008. Polycyclic aromatic hydrocarbons study and toxic equivalency factor (TEFs) in Tehran, IRAN. *Environmental Monitoring and Assessment* 143(1-3), 303-311. <https://doi.org/10.1007/s10661-007-9983-9>.
- Hassan, S.K., Khoder, M.I., 2012. Gas-particle concentration, distribution, and health risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons at a traffic area of Giza, Egypt. *Environmental Monitoring and Assessment* 184(6), 3593-3612. <https://doi.org/10.1007/s10661-011-2210-8>.
- IMO (Iran Meteorological Organization), 2019. Portal of County. <https://www.irimo.ir/eng/index.php>.
- Irvine, K.N., Loganathan, B.G., 1998. Localized enrichment of PCB levels in street dust due to redistribution by wind. *Water, Air, and Soil Pollution* 105(3-4), 603-615. <https://doi.org/10.1023/A:1004941308921>.
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.08.001>.
- Kim, H.S., Weber, W.J., 2005. Optimizing contaminant desorption and bioavailability in dense slurry systems. 2. PAH bioavailability and rates of degradation. *Environmental Science & Technology* 39(7), 2274-2279. <https://doi.org/10.1021/es049564j>.
- Knafla, A., Phillipps, K.A., Brecher, R.W., Petrovic, S., Richardson, M., 2006. Development of a dermal cancer slope factor for benzo [a] pyrene. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 45(2), 159-168. <https://doi.org/10.1016/j.yrtph.2006.02.008>.
- Krein, A., Udelhoven, T., Audinot, J.N., Hissler, C., Guignard, C., Pfister, L., Hoffmann, L., 2008. Imaging chemical patches on near-surface atmospheric dust particles with NanoSIMS 50 to identify material sources. *Water, Air, & Soil Pollution: Focus* 8(5-6), 495-503. <https://doi.org/10.1007/s11267-008-9182-x>.
- Li, J., Zhang, G., Li, X.D., Qi, S.H., Liu, G.Q., Peng, X.Z., 2006. Source seasonality of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in a subtropical city, Guangzhou, South China. *Science of the Total Environment* 355(1-3), 145-155. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.02.042>.
- Liu, M., Cheng, S.B., Ou, D.N., Hou, L.J., Gao, L., Wang, L.L., Xu, S.Y., 2007. Characterization, identification of road dust PAHs in central Shanghai areas, China. *Atmospheric Environment* 41(38), 8785-8795. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.07.059>.
- 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. <https://doi.org/10.1007/s10661-012-2639-4>.
- Magi, E., Bianco, R., Ianni, C., Di Carro, M., 2002. Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in the sediments of the Adriatic Sea. *Environmental Pollution* 119(1), 91-98. [https://doi.org/10.1016/s0269-7491\(01\)00321-9](https://doi.org/10.1016/s0269-7491(01)00321-9).
- Mai, B., Qi, S., Zeng, E.Y., Yang, Q., Zhang, G., Fu, J., Wang, Z., 2003. Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in the coastal region off Macao, China: assessment of input sources and transport pathways using compositional analysis. *Environmental Science & Technology* 37(21), 4855-4863. <https://doi.org/10.1021/es034514k>.
- Masclet, P., Mouvier, G., & Nikolaou, K., 1986. Relative decay index and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Atmospheric Environment* 20(3), 439-446. [https://doi.org/10.1016/0004-6981\(86\)90083-1](https://doi.org/10.1016/0004-6981(86)90083-1).
- Mousavi S, Shakeri A, Nakhaei M., 2017. Contamination, source apportionment and health risk assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in soils of Bandar Abbas county central district. *Iranian Journal of Health and Environment* 10 (2), 271-280.
- Nisbet, I.C., Lagoy, P.K., 1992. Toxic equivalency factors (TEFs) for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 16(3), 290-300. [https://doi.org/10.1016/0273-2300\(92\)90009-x](https://doi.org/10.1016/0273-2300(92)90009-x).
- Oliveira, P.L., de Figueiredo, B.R., Cardoso, A.A., 2011. Atmospheric pollutants in São Paulo state, Brazil and effects on human health—a review. *Geochimica Brasiliensis* 25(1), 17-24 <https://dx.doi.org/10.21715/gb.v25i1.328>

- Pearce, N., Blair, A., Vineis, P., Ahrens, W., Andersen, A., Anto, J.M., Zahm, S.H., 2015. IARC monographs: 40 years of evaluating carcinogenic hazards to humans. *Environmental Health Perspectives* 123(6), 507-514. <https://doi.org/10.1289/ehp.1409149>.
- Peng, C., Chen, W., Liao, X., Wang, M., Ouyang, Z., Jiao, W., Bai, Y., 2011. Polycyclic aromatic hydrocarbons in urban soils of Beijing: status, sources, distribution and potential risk. *Environmental Pollution* 159(3), 802-808. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.11.003>.
- Pies, C., Hoffmann, B., Petrowsky, J., Yang, Y., Ternes, T.A., Hofmann, T., 2008. Characterization and source identification of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in river bank soils. *Chemosphere* 72(10), 1594-1601. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.04.021>.
- Qiao, M., Wang, C., Huang, S., Wang, D., Wang, Z., 2006. Composition, sources, and potential toxicological significance of PAHs in the surface sediments of the Meiliang Bay, Taihu Lake, China. *Environment International* 32(1), 28-33. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2005.04.005>.
- Rahmanpoor, S., Ghafourian, H., Hashtroudi, S.M., Rabani, M., Mehdinia, A., Darvish Bastami, K., Azimi, A., 2012. The Study of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) Contamination in Sediments of Hormoz Straight-Persian Gulf. *Journal of Oceanography* 3(10), 37-44.
- Rastegari Mehr, M., Keshavarzi, B., Moore, F., Sacchi, E., Lahijanzadeh, A. R., Eydivand, S., 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. <https://doi.org/10.1080/10807039.2016.1219221>.
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.04.047>.
- SCI (Statistical Center of Iran), 2020. <https://www.amar.org.ir>
- Soclo, H.H., Budzinski, H., Garrigues, P., Matsuzawa, S., 2008. Biota accumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons in Benin coastal waters. *Polycyclic Aromatic Compounds* 28(2), 112-127. <https://doi.org/10.1080/10406630801940530>.
- Soltani, N., Keshavarzi, B., Moore, F., Tavakol, T., Lahijanzadeh, A. R., Jaafarzadeh, N., Kermani, M., 2015. Ecological and human health hazards of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in road dust of Isfahan metropolis, Iran. *Science of the Total Environment* 505, 712-723. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.09.097>
- USEPA (US Environmental Protection Agency), 2001. Development of a Relative Potency Factor (RPF) Approach for Polycyclic Aromatic Hydrocarbon (PAH) Mixtures (External Review Draft). US Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- 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.
- 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, 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), 1-13. <https://doi.org/10.1007/s12665-015-4853-1>
- Yuan, G.L., Wu, H.Z., Fu, S., Han, P., Lang, X.X. 2014. Persistent organic pollutants (POPs) in the topsoil of typical urban renewal area in Beijing, China: status, sources and potential risk. *Journal of Geochemical Exploration* 138, 94-103. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2014.01.001>.
- Yunker, M.B., Macdonald, R.W., Vingarzan, R., Mitchell, R.H., Goyette, D., Sylvestre, S., 2002. PAHs in the Fraser River basin: a critical appraisal of PAH ratios as indicators of PAH source and composition. *Organic Geochemistry* 33(4), 489-515. [https://doi.org/10.1016/S0146-6380\(02\)00002-5](https://doi.org/10.1016/S0146-6380(02)00002-5).