



University of Tehran Press

Journal of Environmental Studies

Vol. 49, No. 3, Autumn 2023

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

Print ISSN: 1025-8620 Online ISSN 2345-6922

Health Risk Assessment of Exposure to Indoor Dusts Contaminated with Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs), Case Study: Office Buildings in Isfahan Metropolis, Iran

Qasim Jalal Smian¹, Soheil Sobhanardakani², Atefeh Chamani³

1. Department of Environmental Science and Engineering, College of Agriculture and Natural Resources, Isfahan (Khorasgan) Branch, Islamic Azad University, Isfahan, Iran, Email: q.j.smian@khuisf.ac.ir
2. Corresponding Author, Department of Environmental Science and Engineering, College of Basic Sciences, Hamedan Branch, Islamic Azad University, Hamedan, Iran, Email: s_sobhan@iauh.ac.ir
3. Department of Environmental Science and Engineering, Waste and Wastewater Research Center, Isfahan (Khorasgan) Branch, Islamic Azad University, Isfahan, Iran, Email: a.chamani@khuisf.ac.ir

Article Info

Research Article:
Research Paper

Article history:

Received 9 May 2023
Received in revised form
25 September 2023
Accepted 27 October 2023
Publish online 6 November
2023

Keywords:

Cancer risks, Dermal contact, Indoor dust, Isfahan, PAHs.

ABSTRACT

Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) with their teratogenicity, mutagenicity and carcinogenic characteristics can pose health risks for humans. Therefore, this study was conducted to determine the content and health risk assessment of PAHs in indoor dust samples of some office buildings in city of Isfahan in 2023. In so doing, a total of 84 indoor dust samples were collected from 28 sampling stations. After extraction of the analytes, the gas chromatography/mass spectrometry (GC-MS) method was used to determine the PAHs concentrations in the dust samples. Based on the results obtained, 16 priority PAHs were detected and quantified in the dust samples. The mean values of $\Sigma 16$ PAHs were found to be 9838 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Total incremental lifetime cancer risks (ILCRs) of children and adults with average values of 1.06E-01 and 9.36E-02, were both classified in the 'high critical value' category. The cancer risk levels via dermal contact (5.89E-02) and direct ingestion (4.72E-02), indicated that both pathways greatly contributed to the cancer risk for children. Similarly, the risk value of dermal contact (5.99E-02) and direct ingestion (3.37E-02) were found to be important routes that adults could be exposed to contaminated dust with PAHs. Accordingly, the mean values of ILCRs ranked in the following order: dermal contact > direct ingestion > inhalation for both cases (i.e., children and adults). In conclusion, to maintain the health of both the man and the environment, it is recommended that regular and periodic analyses of these pollutants in different environmental matrices including soil, sediment, indoor and outdoor dusts, particulate matter, air, and water be performed to help prevent exposure risks of PAHs.

Cite this article: Smian, Q. J., Sobhanardakani, S., Chamani, A. (2023). Health Risk Assessment of Exposure to Indoor Dusts Contaminated with Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs), Case Study: Office Buildings in Isfahan Metropolis, Iran. *Journal of Environmental Studies*, 49 (3), 337- 351.
DOI: <http://doi.org/10.22059/JES.2023.358918.1008409>

© The Author(s).

Publisher: University of Tehran Press.



DOI: <http://doi.org/10.22059/JES.2023.358918.1008409>

Introduction

Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) are released from natural and/or anthropogenic sources and, due to their health implications, are known as a common public concern. Humans spend around 90% of their time in indoor environments; thus, they can generally be exposed to indoor pollutants that are potentially harmful to human health. Thus, it is necessary to pay more attention to the quality of indoor environments. Herein, as dust is among the matrices used to monitor the quality of the indoor environment, the analysis and health risk assessment of these pollutants are important for maintaining resident health.

Materials and Methods

A total of 84 indoor dust samples were collected from 28 selected stations using a pre-cleaned small vacuum cleaner. After homogenizing the dust samples with the 154 μm sieve and freeze-drying them, they were put inside a zipped nylon bag and then kept at -20°C for further analyses.

To analyze the PAHs contents, a GC-MS in the selective ion-monitoring (SIM) mode was used.

The lowest point of the calibrations curve (10.0 ng/g) was used as limits of quantification (LOQ). Based on the results obtained, the recovery rate of PAHs in spiked sodium sulfate ranged between 80% to 101%.

The carcinogenic risks of detected PAHs through direct ingestion, inhalation and dermal contact were computed based on Equations 1 to 5:

$$ILCRs(\text{Ingestion}) = \frac{CS \times (CSF (\text{Ingestion}) \times \sqrt[3]{BW \div 70}) \times IR_{\text{Soil}} \times EF \times ED}{BW \times AT \times cf} \quad (1)$$

$$ILCRs(\text{Inhalation}) = \frac{CS \times (CSF (\text{Inhalation}) \times \sqrt[3]{BW \div 70}) \times IR_{\text{Inhal}} \times EF \times ED}{BW \times AT \times PEF \times cf} \quad (2)$$

$$ILCRs(\text{Dermal}) = \frac{CS \times (CSF (\text{Dermal}) \times \sqrt[3]{BW \div 70}) \times SA \times AF \times ABS \times EF \times ED}{BW \times AT \times cf} \quad (3)$$

$$ILCR_S = \sum (ILCR_{\text{ing}} + ILCR_{\text{inh}} + ILCR_{\text{dermal}}) \quad (4)$$

$$TEQ = \sum (TEF_i \times C_i) \quad (5)$$

In these equations, ILCRs stands for the incremental lifetime cancer risks, CS represents the determined content of PAHs in dust samples ($\mu\text{g}/\text{kg}$), CSF indicates the carcinogenic slope factor ($\text{mg}/\text{kg}/\text{day}$), BW represents the body weight (kg), IR_{ing} (mg/day) and IR_{inhal} (m^3/day) are the dust intake rate and the inhalation rate. EF represents exposure frequency (day per year) and ED is the exposure time (year). AT and cf stand for the average life span (days) and the constant of the model and PEF represents the particle emission factor (m^3/kg). SA and AF stand for the dermal surface exposure (cm^2) and the dermal adherence factor ($\text{mg}/\text{cm}^2/\text{h}$). Also, ABS represents the dermal adsorption fraction. Besides, TEQ and TEF are the toxic equivalent and the toxicity equivalency factor. Meanwhile, $\sum ILCRs$ indicates the total risks of exposure to PAHs in the case of three exposure pathways. Also, the BaP equivalent was used as an index to evaluate the toxicity of PAHs. B(a)PE factor and B(a)P_{eq} were calculated using Equations 6 and 7:

$$B(a)PE = B(a)A \times 0.06 + (B(b)F + B(k)F) \times 0.07 + B(a)P + D(ah)A \times 0.60 + I(1,2,3\text{-cd})P \times 0.08 \quad (6)$$

$$B(a)P_{\text{eq}} = 0.001 \times (Nap + Acy + Ace + Flu + Phe + Fla + Pyr) + 0.01 \times (Ant + Chr + B(ghi)P) + 0.10 \times (B(a)A + B(b)F + B(k)F + I(1,2,3\text{-cd})P) + B(a)P + D(ah)A \quad (7)$$

where BaPE and BaP_{eq} stand for the Benzo[a]Pyrene equivalent carcinogenic power and the Benzo[a]Pyrene toxicity equivalents, respectively. It should be noted that the obtained values of BaPE and BaP_{eq} show the toxic threat to the health and major contribution to overall toxicity associated with PAHs in the target population, respectively.

Results and Discussion

The mean values of $\sum 16\text{PAHs}$ were found to be 9838 $\mu\text{g}/\text{kg}$. ILCRs of children and adults with average values of 1.06E-01 and 9.36E-02, were both classified in the 'high critical value' category. The cancer risk levels via dermal contact (5.89E-02) and direct ingestion (4.72E-02), indicated that both pathways greatly contributed to the cancer risk for children. Similarly, the risk value of dermal contact (5.99E-02) and direct ingestion (3.37E-02) were found to be important routes that adults could be exposed to contaminated dust with PAHs. Accordingly, the mean values of ILCRs ranked in the following order: dermal contact > direct ingestion > inhalation for both cases (i.e., children and adults). This finding is like the results of Yang et al. (2015) and Yang et al. (2015).

Conclusions

Due to the PAHs have teratogenicity, mutagenicity and carcinogenic potential, PAHs can pose health risks for humans. To maintain the health of both the man and the environment, it is recommended that regular and periodic analyses of these pollutants in different environmental matrices, including soil, sediment, indoor and outdoor dust, particulate matter, air, and water, be performed to help prevent exposure risks of PAHs.



ارزیابی ریسک سلامت مواجهه با گردوغبار داخلی آلوده به هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای (PAHs)، مورد مطالعه: اماکن اداری کلانشهر اصفهان، ایران

قاسم جلال سمیان^۱، سهیل اردکانی^۲، عاطفه چمنی^۳

۱. گروه علوم و مهندسی محیط‌زیست، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، واحد اصفهان (خوراسگان)، دانشگاه آزاد اسلامی، اصفهان، ایران، رایانامه: q.j.smian@khuisf.ac.ir
 ۲. گروه علوم و مهندسی محیط‌زیست، دانشکده علوم پایه، واحد همدان، دانشگاه آزاد اسلامی، همدان، ایران، رایانامه: s_sobhan@iauh.ac.ir
 ۳. گروه علوم و مهندسی محیط‌زیست، مرکز تحقیقات پسماند و پساب، واحد اصفهان (خوراسگان)، دانشگاه آزاد اسلامی، اصفهان، ایران، رایانامه: a.chamani@khuisf.ac.ir

چکیده

اطلاعات مقاله

هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای (PAHs) به‌عنوان ترکیباتی ناهنجاری‌زا، جهش‌زا و سرطان‌زا از قابلیت ایجاد مخاطره سلامت برای شهروندان ساکن محیط‌های سرپسته برخوردار هستند. از این‌رو، این مطالعه با هدف تعیین محتوی و ارزیابی مخاطره سلامت ترکیبات PAH در نمونه‌های گردوغبار داخلی تعدادی از ساختمان‌های اداری کلان‌شهر اصفهان در سال ۱۴۰۱ انجام شد. بدین‌منظور، در مجموع ۸۴ نمونه گردوغبار از ۲۸ مکان نمونه‌برداری جمع‌آوری شد. در آزمایشگاه و پس از استخراج آنالیت‌ها، نسبت به شناسایی و تعیین غلظت ایزومرهای PAH با استفاده از روش کروماتوگرافی گازی-طیف‌سنجی جرمی (GC-MS) اقدام شد. مقادیر شاخص خطر سرطان‌زایی مواجهه با گردوغبار آلوده به ترکیبات PAH از طریق مسیرهای بلع، استنشاق و تماس پوستی نیز برای کودکان و بزرگسالان محاسبه شدند. نتایج بیان‌گر شناسایی ۱۶ ایزومر دارای اولویت PAHs در نمونه‌ها با میانگین مجموع مقادیر ترکیبات ($\sum 16 \text{ PAHs}$) برابر با ۹۸۳۸ میکروگرم در کیلوگرم بود. از طرفی، میانگین مقادیر فاکتور سرطان‌زایی مواجهه با گردوغبار آلوده به PAHs از طریق بلع مستقیم، تنفس و تماس پوستی برای کودکان با $10^{-2} \times 4/72$ ، $10^{-13} \times 6/96$ و $10^{-2} \times 5/89$ به‌ترتیب نشان‌دهنده «خطر سرطان‌زایی زیاد»، «خطر سرطان‌زایی ناچیز» و «خطر سرطان‌زایی زیاد» برای بزرگسالان نیز با $10^{-2} \times 3/37$ ، $10^{-11} \times 2/62$ و $10^{-2} \times 5/99$ نیز به‌ترتیب نشان‌دهنده «خطر سرطان‌زایی زیاد»، «خطر سرطان‌زایی ناچیز» و «خطر سرطان‌زایی زیاد» بود. همچنین، میانگین مقادیر شاخص توان سرطان‌زایی (ILCRs) ذرات گردوغبار آلوده به ترکیبات PAH برای کودکان برابر با $10^{-1} \times 1/06$ و برای بزرگسالان نیز برابر با $10^{-2} \times 9/36$ بود. این در حالی است که مقادیر شاخص معادل سمیت (BaPeq) با میانگین برابر با ۷۰۵ نشان‌دهنده «خطر سرطان‌زایی فراتر از حد ایمن» ناشی از قرار گرفتن در معرض ذرات گردوغبار آلوده به ترکیبات PAH بود. با توجه به این‌که قرار گرفتن در معرض مقادیر بیش‌تر از حد مجاز آلاینده‌های آلی به‌ویژه ترکیبات PAH مخاطرات جدی بر سلامت زیست‌مندان برجای خواهد گذارد، نسبت به ردیابی، تعیین محتوی، منشاء‌یابی و پایش دوره‌ای این آلاینده‌ها در ماتریس‌های محیط‌زیستی همچون خاک، رسوب، گردوغبار محیط خارجی و داخلی، ذرات معلق، هوا و آب و برنامه‌ریزی برای مدیریت منابع تولید و انتشار آن‌ها با هدف حفظ سلامت محیط و شهروندان توصیه می‌شود.

نوع مقاله: مقاله پژوهشی

تاریخ دریافت: ۱۴۰۲/۰۲/۱۹

تاریخ بازنگری: ۱۴۰۲/۰۷/۰۳

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۲/۰۸/۰۵

تاریخ انتشار: ۱۴۰۲/۰۸/۱۵

کلیدواژه‌ها:

اصفهان، تماس پوستی، خطر سرطان‌زایی، گردوغبار داخلی، هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای.

استناد: سمیان، قاسم جلال؛ سبخان اردکانی، سهیل؛ چمنی، عاطفه. (۱۴۰۲). ارزیابی ریسک سلامت مواجهه با گردوغبار داخلی آلوده به هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای (PAHs)، مورد مطالعه: اماکن اداری کلانشهر اصفهان، ایران. نشریه محیط‌شناسی، ۴۹(۳)، ۳۳۷-۳۵۱.

DOI: <http://doi.org/10.22059/JES.2023.358918.1008409>

DOR: 20.1001.1.10258620.1402.49.3.5.9

© نویسندگان.

ناشر: انتشارات دانشگاه تهران.



DOI: <http://doi.org/10.22059/JES.2023.358918.1008409>

۱. مقدمه

امروزه، بخش اعظم اوقات شهروندان (حدود ۹۰ درصد) در فضای داخلی ساختمان اعم از اماکن مسکونی، اداری، تجاری و آموزشی سپری می‌شود (Abdi et al., 2021). از این‌رو، کیفیت محیط داخلی ساختمان‌ها و فضاهای بسته در حفظ سلامتی ساکنان آن‌ها بسیار تاثیرگذار است (Dalvand et al., 2022).

گردوغبار (Dust) به عنوان ذرات جامد قابل تنفس یا غیر قابل تنفس به‌ویژه اگر از اندازه کوچک برخوردار باشند می‌توانند به اعماق مجاری تنفسی نفوذ کرده و اثرات بالقوه مهمی بر سلامت انسان‌ها برجای گذارند (Sobhan Ardakani and Nainian, 2017). هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای (PAHs) را می‌توان بر حسب وزن مولکولی آن‌ها به ایزومرهای سبک (ترکیبات با وزن مولکولی کوچک‌تر از ۲۰۲ گرم در مول) و ایزومرهای سنگین (ترکیبات با وزن مولکولی برابر یا بزرگ‌تر از ۲۰۲ گرم در مول) دسته‌بندی کرد. نفتالن (Nap)، اسنافتیلین (Acy)، اسنافتن (Ace)، فلورین (Flu)، فناترن (Phe)، آنتراسن (Ant)، فلورانتن (Fla)، پیرن (Pyr)، بنزو (آلفا) آنتراسن (B(a)A) و به‌علاوه کرایسن (Chy) در زمره ایزومرهای سبک و بنزو (بتا) فلورانتن (B(b)F)، بنزو (کا) فلورانتن (B(k)F)، بنزو (آلفا) پیرن (B(a)P)، دی بنزو (آ،اچ) آنتراسن (DB(ah)A)، بنزو (جی،اچ،آی) پرلین (B(ghi)P) و ایندن (۱،۲،۳ سی.دی) پیرن (I(1,2,3-cd)P) در زمره ایزومرهای سنگین هستند که برای زیست‌مندان ناهنجاری‌زا، جهش‌زا و سرطان‌زا محسوب می‌شوند (Armstrong et al., 2004; Saeedi et al., 2012; Rabieimesbah et al., 2022a).

از بین بیش‌تر از ۱۰۰ نوع مختلف شناسایی شده از PAHs، فقط ۱۶ ایزومر که در بالا به آن‌ها اشاره شد به‌دلیل پایداری در محیط و برخورداری از قابلیت ایجاد مخاطرات محیط‌زیستی و بهداشتی توسط آژانس حفاظت از محیط‌زیست آمریکا در زمره ترکیبات دارای اولویت معرفی شده‌اند (Mohammadi et al., 2021).

مواجهه مداوم ماتریس‌های مختلف از جمله خاک، رسوب و ذرات گردوغبار با انواع آلاینده‌ها و برقراری پیوند با آن‌ها نشان‌دهنده ظرفیت بالای جذب آلاینده‌ها توسط این اجزای محیطی است. لذا، می‌توان از گردوغبار به‌عنوان شاخصی مناسب برای ارزیابی مخاطره سلامت استفاده کرد (Rabiei Mesbah et al., 2022b) و از این‌رو، مطالعه مخاطره سلامت مواجهه با ذرات گردوغبار آلوده توجه زیادی را به‌خود جلب کرده است.

ارزیابی مخاطره سلامت یک رویکرد مفهومی است که سازوکاری برای بررسی ساختار اطلاعات مربوط به سلامت یا برآورد پیامدهای زیستی را فراهم می‌کند (Mohammadi et al., 2018). شناسایی، جمع‌آوری و ادغام اطلاعات در مورد خطرات سلامت ناشی از قرار گرفتن انسان در معرض مواد شیمیایی از طریق بلع (Ingestion)، تنفس (Inhalation) و تماس پوستی (Dermal Contact) و همچنین روابط بین قرار گرفتن در معرض، دوز و اثرات جانبی لازمه ارزیابی مخاطره سلامت است (Keshavarzi et al., 2020).

در خصوص ارزیابی مخاطره سلامت مواجهه با گردوغبار داخلی آلوده به ترکیبات PAH چندین مطالعه در سراسر دنیا انجام یافته است که در این خصوص می‌توان به پژوهش‌های Liu و همکاران (۲۰۲۳) در چین، Arfaenia و همکاران (۲۰۲۲) در ایران، Florencia و همکاران (۲۰۲۲) در آرژانتین، Wu و همکاران (۲۰۲۲) در چین، Živančev و همکاران (۲۰۲۲) در صربستان، Alamri و همکاران (۲۰۲۱) در عربستان سعودی، Stamatelopoulou و همکاران (۲۰۲۱) در یونان، Ali (۲۰۱۹) در عربستان سعودی، Ali و همکاران (۲۰۱۷) در عربستان سعودی، Yang و همکاران (۲۰۱۵) در چین و Wang و همکاران (۲۰۱۳) در چین اشاره کرد. با وجود آن که تاکنون یک گزارش در خصوص ارزیابی مخاطره سلامت مواجهه با گردوغبار خیابانی آلوده به ترکیبات PAH در کلان‌شهر اصفهان منتشر شده است (Soltani et al., 2015)، ولی مطالعه‌ای در خصوص ارزیابی مخاطره سلامت مواجهه با گردوغبار آلوده به PAHs در محیط داخلی این کلان‌شهر انجام نشده است. از این‌رو، این پژوهش به‌عنوان اولین مطالعه با هدف ارزیابی مخاطره سلامت مواجهه با گردوغبار داخلی ساختمان‌های اداری شهر اصفهان آلوده به ترکیبات PAH در سال ۱۴۰۱ انجام شد.

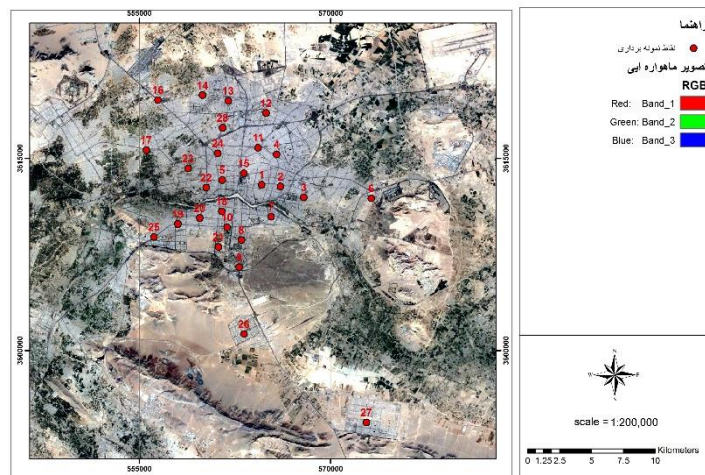
۲. روش‌شناسی پژوهش

۲-۱. معرفی منطقه مورد مطالعه

شهر اصفهان به‌عنوان مرکز استان اصفهان با مساحت تقریبی ۳۰۰ کیلومترمربع و جمعیت ساکن در حدود ۳۰۰۰۰۰۰ نفر سومین کلان‌شهر پرجمعیت ایران است. این شهر در موقعیت جغرافیایی $38^{\circ}32'$ عرض جغرافیایی شمالی و $51^{\circ}39'$ طول جغرافیایی شرقی واقع شده است و با استناد به آمار موجود به‌طور تقریبی در نیمی از سال با مشکل آلودگی هوا ناشی از تجمع گازهای آلاینده در زیر لایه وارونگی دما مواجه است. این در حالی است که استقرار صنایع مختلف نیز باعث شده است که بیش‌تر نواحی این شهر با انواع مشکلات محیط‌زیستی و به‌ویژه آلودگی هوا واجه باشند (Shahmohammadi and Bayat, 2022).

۲-۲. نمونه‌برداری از گردوغبار

در این پژوهش توصیفی (Descriptive Study)، با لحاظ کردن محدودیت‌های پژوهش از جمله کمبود منابع مالی و امکان دسترسی و نمونه‌برداری از اماکن اداری، نسبت به نمونه‌برداری از گردوغبار داخلی ۲۸ واحد اداری به‌ترتیب شماره واقع در خیابان / محله‌های هشت‌بهشت غربی، هشت‌بهشت شرقی، سلمانی، عسگریه، اردیبهشت، ارغوانیه، فراهانی، مرداویج، هزارجریب، دانشگاه، مدرس، فلاطوری، سیدرضی، بهارستان، حکیم، امام خمینی (ره)، کهندهژ، قندی، حبیب‌اللهی، رودکی، صفا، میرزاظاهر، اشرفی، فروغی، کشاورز، سپاهان شهر، بهارستان و رباط اقدام شد. بدین منظور در زمستان ۱۴۰۱، از هر مکان منتخب، سه نمونه از اتاق انتظار، آبدارخانه و اتاق کار و در مجموع ۸۴ نمونه گردوغبار سطحی هر کدام به وزن یک گرم با استفاده از برس پلی‌اتیلنی برداشت و پس از نگهداری در فویل آلومینیومی و انتقال به آزمایشگاه، بلافاصله منجمد (Freeze-dried) شدند (Dalvand et al., 2022). موقعیت جغرافیایی مکان‌های نمونه‌برداری نیز توسط دستگاه GPS گارمین مدل ETREX 32X ثبت شده و موقعیت استقرار آن‌ها در شکل ۱ نشان داده شده است.



شکل ۱. نقشه موقعیت استقرار مکان‌های نمونه‌برداری

۲-۳. آماده‌سازی نمونه‌های گردوغبار، شناسایی و تعیین مقادیر ایزومرهای PAH در آن‌ها

در این پژوهش، نسبت به خریداری مواد شیمیایی و معرف‌ها با درجه خلوص بالا (High Purity) از شرکت‌های مرک آلمان و سیگما-آلدریچ اسپانیا اقدام شد.

در آزمایشگاه، ابتدا نسبت به شستشو و سترون کردن همه ظروف مورد استفاده با آب دوبار تقطیر و سپس به‌ترتیب با متانول، استون و n-هگزان اقدام شد. پس از آن، طی دو مرحله کروماتوگرافی ستونی و کروماتوگرافی گازی و با استفاده از دستگاه گاز کروماتوگراف جرمی

GC-MS-7890، آجیلنت، آمریکا)، واجد ستون مویرگی سیلیس ذوب شده (DB-5 30m×0.25mm×0.25µm) نسبت به استخراج (Extraction) و جداسازی (Separation) ایزومرهای PAH از نمونه‌های گردوغبار بر اساس روش توصیف‌شده توسط Ali و همکاران (۲۰۱۶) با استفاده از هلیوم با خلوص ۹۹/۹۹ درصد و جریان یک میلی‌لیتر در دقیقه به‌عنوان گاز حامل در حالت مانیتورینگ یون انتخابی (Selective Ion-Monitoring: SIM) اقدام شد (Dalvand et al., 2022). بر این اساس، ۱۰۰ میلی‌گرم از هر نمونه گردوغبار به لوله سانتریفیوژ شیشه‌ای با حجم ۱۲ میلی‌لیتر منتقل شد و پس از افزودن غلظت معینی از استاندارد داخلی (p-terphenyl-d14)، در طی یک شب در دمای اتاق (۲۵ درجه سلسیوس) به تعادل رسید. در مرحله بعد، هر نمونه سه بار و هر بار به مدت ۳۰ دقیقه با چهار میلی‌لیتر هگزان/ استون (v:v ۴:۱) اولتراسونیک شده و پس از آن به مدت ۱۰ دقیقه با سرعت ۲۰۰۰ دور در دقیقه سانتریفیوژ و آنالیت‌ها استخراج شدند. در گام بعد، عصاره‌های حاصل برای آنالیز دستگاهی در تماس با یک جریان ملایم از گاز ازت تا یک میلی‌لیتر تغلیظ شدند. در این پژوهش، دمای آنژکتور و منبع یون (درجه سلسیوس) به ترتیب در ۲۸۰ و ۲۳۰ تنظیم و دمای آون نیز برای یک دقیقه تا ۸۰ درجه سلسیوس و سپس برای دو دقیقه به ترتیب تا ۱۸۰، ۲۳۰ و ۲۷۰ درجه سلسیوس و در خاتمه برای ۱۲ دقیقه تا ۳۰۰ درجه سلسیوس برنامه‌ریزی و تنظیم شدند. در این پژوهش، برای تضمین کیفیت (Quality Assurance) و کنترل کیفیت (Quality Control) آنالیزها بدین صورت عمل شد که برای ارزیابی صحت (Accuracy) آنالیزها از روش توصیف‌شده توسط Bergh و همکاران (۲۰۱۲) یعنی استفاده از مواد مرجع استاندارد (SRM) ۲۵۸۵، نمونه‌های شاهد کنترلی (Procedural Blank) و سولفات سدیم حاوی مقادیر معین از محلول‌های استاندارد، برای جلوگیری از خطای مراحل مختلف آنالیز دستگاهی از روش توصیف‌شده توسط Whitehead همکاران (۲۰۱۳) یعنی تزریق نمونه شاهد در بین سایر نمونه‌ها به دستگاه و برای تعیین حد تشخیص دستگاه از روش توصیف‌شده توسط Ali و همکاران (۲۰۱۶) یعنی روش تبدیل سیگنال به نویز (Signal-to-Noise) استفاده شد. نتایج نشان داد که میانگین نرخ بازیابی (Recovery Rate) برای Nap از ۸۸ تا ۱۰۰٪ درصد و برای ۱۵ ایزومر شناسایی‌شده دیگر از ۸۸ تا ۱۰۱ درصد متغیر بوده است.

۲-۴. ارزیابی مخاطره سلامت مواجهه با گردوغبار آلوده به ترکیبات PAH

در این پژوهش، برای ارزیابی مخاطره سرطان‌زایی افزایشی در طول عمر ناشی از مواجهه با گردوغبار آلوده از مسیرهای بلع، تنفس و تماس پوستی به ترکیبات PAH و همچنین فاکتور سرطان‌زایی کل از روابط ۱ تا ۵ استفاده شد (Yang et al., 2015; Ali et al., 2017; Cao et al., 2019):

$$ILCRs(\text{Ingestion}) = \frac{CS \times (CSF(\text{Ingestion}) \times \sqrt[3]{BW \div 70}) \times IR_{\text{Soil}} \times EF \times ED}{BW \times AT \times cf} \quad (1)$$

در رابطه ۱: C_s : بیان‌گر میانگین غلظت ترکیبات PAH در نمونه گردوغبار بر حسب میکروگرم در کیلوگرم، CSF_{ing} : نشان‌دهنده فاکتور شیب سرطان‌زایی (Carcinogenic Slope Factor) مواجهه با PAHs از طریق بلع، BW : بیان‌گر میانگین وزن بدن بر حسب کیلوگرم، IR_{soil} : نشان‌دهنده نرخ جذب روزانه ذرات گردوغبار بر حسب میلی‌گرم در روز، EF و ED : به ترتیب نشان‌دهنده تناوب قرارگیری در معرض ترکیب آلاینده (Exposure Frequency) بر حسب روز در سال و مدت زمان قرارگیری در معرض ترکیب آلاینده (Exposure Duration) بر حسب سال، AT : بیان‌گر متوسط طول عمر انسان که در معرض ترکیب آلاینده قرار خواهد گرفت بر حسب روز و cf : نیز نشان‌دهنده ضریب تبدیل هستند.

$$ILCRs(\text{Inhalation}) = \frac{CS \times (CSF(\text{Inhalation}) \times \sqrt[3]{BW \div 70}) \times IR_{\text{Inhal}} \times EF \times ED}{BW \times AT \times PEF \times cf} \quad (2)$$

پارامترهای مندرج در رابطه ۲ شامل: CSF_{inhal} یعنی فاکتور شیب سرطان‌زایی مواجهه با PAHs از طریق تنفس، IR_{inh} یعنی نرخ استنشاق ذرات گردوغبار بر حسب مترمکعب در روز و PEF یعنی فاکتور انتشار ذرات گردوغبار (Particle Emission Factor) هستند.

$$ILCRs(\text{Dermal}) = \frac{CS \times (CSF(\text{Dermal}) \times \sqrt[3]{BW \div 70}) \times SA \times AF \times ABS \times EF \times ED}{BW \times AT \times cf} \quad (3)$$

در رابطه ۳: CSF_{dermal} نشان‌دهنده فاکتور شیب سرطان‌زایی مواجهه با PAHs از طریق تماس پوستی، SA بیان‌گر سطح بدن بر حسب سانتی‌متر مربع، AF بیان‌گر عامل چسبندگی پوست برای گردوغبار (Skin Adherence Factor) بر حسب میلی‌گرم در سانتی‌متر مربع در ساعت و ABS نیز نشان‌دهنده ضریب جذب پوستی (Dermal Absorption Factor) هستند.

$$ILCR_s = \sum (ILCR_{ing} + ILCR_{inh} + ILCR_{dermal}) \quad (۴)$$

$$TEQ = \sum (TEF_i \times C_i) \quad (۵)$$

پارامترهای مندرج در رابطه ۵ شامل: TEQ یعنی عامل سمیت معادل (Toxic Equivalent) ترکیبات PAH شناسایی شده در نمونه‌ها و TEF_i یعنی عامل هم‌ارزی سمیت (Toxicity Equivalency Factor) برای PAHs است. در این پژوهش، مقادیر TEF_i برای ترکیبات Nap، Acy، Ace، Flu، Phe، Fla و Pyr برابر با ۰/۰۰۱، برای ترکیبات Ant، Chy و B(ghi)P برابر با ۰/۰۱۰، برای ترکیبات B(a)A، B(b)F، B(k)F و I(1,2,3-cd)P برابر با ۰/۱۰۰ و برای ترکیبات B(a)P و DB(ah)A برابر با ۱/۰۰ در نظر گرفته شد (Peng et al., 2011; Yang et al., 2014). مقادیر پارامترهای مندرج در روابط ۱ تا ۳، در جدول ۱ آورده شده است.

مقادیر برآورد شده خطر سرطان‌زایی (Cancer Risk Estimates: CRE) ترکیبات PAH در چهار دسته کیفی «خطر سرطان‌زایی ناچیز یا فاقد خطر سرطان‌زایی» ($ILCR < 10^{-6}$)، «خطر سرطان‌زایی کم» ($10^{-5} < ILCR < 10^{-6}$)، «خطر سرطان‌زایی فراتر از حد ایمن» ($10^{-4} < ILCR < 10^{-5}$) و «خطر سرطان‌زایی زیاد» ($ILCR > 10^{-4}$) قابل توصیف است (Wang et al., 2018).

همچنین، از آن‌جا که BaP به‌عنوان ایزومر اصلی برای ارزیابی قابلیت سرطان‌زایی و جهش‌زایی ترکیبات PAH توسط سازمان بهداشت جهانی تعیین شده است، لذا، معادل سمیت (Benzo[a]Pyrene Toxicity Equivalents: BaPeq) و توان سرطان‌زایی معادل ایزومر B(a)P (Benzo[a]Pyrene Equivalent Carcinogenic Power) به‌ترتیب با استفاده از رابطه‌های (۶ و ۷) محاسبه شدند (Qi et al., 2014; Maragkidou et al., 2017):

$$BaPeq = 0.001 \times (Nap + Acy + Ace + Flu + Phe + Fla + Pyr) + 0.01 \times (Ant + Chy + B(ghi)P) + 0.10 \times (B(a)A + B(b)F + B(k)F + I(1,2,3-cd)P) + B(a)P + DB(ah)A \quad (۶)$$

$$BaPE = B(a)A \times 0.06 + (B(b)F + B(k)F) \times 0.07 + B(a)P + DB(ah)A \times 0.60 + I(1,2,3-cd)P \times 0.08 \quad (۷)$$

جدول ۱. مقادیر پارامترها برای محاسبه $ILCR_{derm}$ ، $ILCR_{inh}$ ، $ILCR_{ing}$ و $ILCR_s$ (Peng et al., 2011; Ali, 2019; Alamri et al., 2021)

| گروه هدف | | پارامتر |
|-----------------------|-----------------------|---------------|
| بزرگسالان | کودکان | |
| ۷/۳۰ | ۷/۳۰ | CSF_{ing} |
| ۳/۸۵ | ۳/۸۵ | CSF_{inhal} |
| ۲۵/۰ | ۲۵/۰ | CSF_{derm} |
| ۷۰ | ۱۵ | BW |
| ۳۵۰ | ۳۵۰ | EF |
| ۲۴/۰ | ۶/۰۰ | ED |
| ۲۵۵۵۰ | ۲۵۵۵۰ | AT |
| 1×10^{-6} | 1×10^{-6} | cf |
| ۱۰۰ | ۲۰۰ | IR_{soil} |
| ۲۰/۰ | ۷/۶۰ | IR_{inh} |
| $1/36 \times 10^{-9}$ | $1/36 \times 10^{-9}$ | PEF |
| ۵۷۰۰ | ۲۸۰۰ | SA |
| ۰/۰۷۰ | ۰/۲۰۰ | AF |
| ۰/۱۳۰ | ۰/۱۳۰ | ABS |

مقادیر برآورد شده قابلیت سرطان‌زایی ترکیبات PAH در چهار دسته کیفی «خطر سرطان‌زایی ناچیز یا فاقد خطر سرطان‌زایی» ($BAPEq < 70$)، «خطر سرطان‌زایی کم» ($70 < BAPEq < 700$)، «خطر سرطان‌زایی فراتر از حد ایمن» ($700 < BAPEq < 7000$) و «خطر سرطان‌زایی زیاد» ($BAPEq > 7000$) قابل توصیف است (Wang et al., 2018).

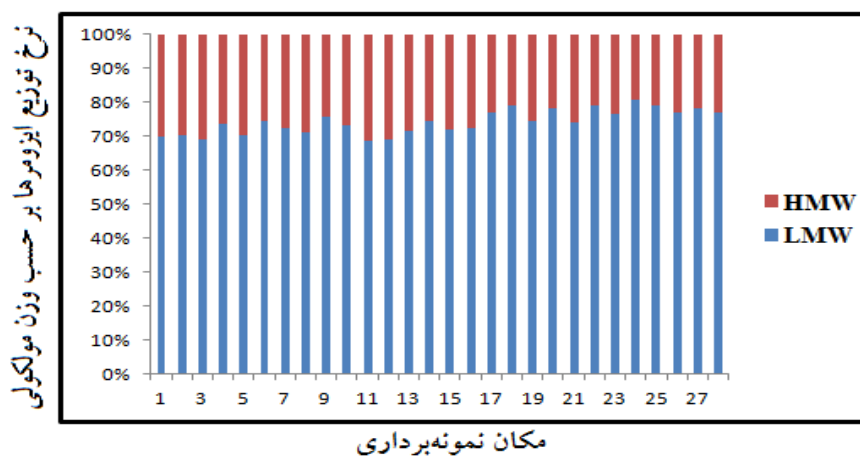
۲-۵. پردازش آماری داده‌ها

در این پژوهش، مقادیر کمینه، بیشینه، میانگین، انحراف معیار و ضریب تغییرات ترکیبات PAH شناسایی شده در نمونه‌های گردوغبار در قالب آمار توصیفی محاسبه شدند. از طرفی، نرمال بودن توزیع داده‌ها و همگنی واریانس‌ها به ترتیب با آزمون‌های کولموگروف-اسمیرنوف (Kolmogorov-Smirnov) و لوین (Leven's Test) در قالب آمار استنباطی بررسی شدند. به علاوه، برای مقایسه میانگین کل مقادیر ترکیبات PAH بین مکان‌های نمونه‌برداری از آزمون تحلیل واریانس یک‌طرفه (One-Way Anova) و به دنبال آن، آزمون تعقیبی دانکن (Duncan Multiple Range Test) استفاده شد. پردازش آماری داده‌ها با استفاده از ویرایش ۱۹ نرم‌افزار SPSS انجام شد.

۳. یافته‌های پژوهش

مقادیر آماره‌های توصیفی مربوط به ترکیبات PAH شناسایی شده در نمونه‌های گردوغبار در جدول ۲ نشان داده شده است. با استناد به یافته‌ها، ۱۶ ترکیب PAH شامل Nap، Acy، Ace، Flu، Phe، Ant، Fla، Pyr، B(a)A، Chy، B(b)F، B(k)F، B(a)P، DB(ah)A، B(ghi)P و I(1,2,3-cd)P با میانگین غلظت مجموع برابر با ۹۸۳۸ میکروگرم در کیلوگرم در نمونه‌ها شناسایی شدند. از طرفی، کمینه و بیشینه میانگین مقادیر ایزومرهای شناسایی شده با ۷۵/۰ و ۱۹۶۱ میکروگرم در کیلوگرم به ترتیب به اسافتن و فلورانتن تعلق داشت. به علاوه، میانگین مقادیر ایزومرهای سبک در نمونه‌ها برابر با ۷۳۵۲ میکروگرم در کیلوگرم و میانگین مقادیر ایزومرهای سنگین در نمونه‌ها نیز برابر با ۲۴۸۸ میکروگرم در کیلوگرم بود. همچنین، الگوی توزیع ایزومرهای PAH بر اساس وزن مولکولی به تفکیک مکان نمونه‌برداری (شکل ۲) نشان داد که بیشینه توزیع ایزومرها در مکان‌های ۱ تا ۲۸ به ترتیب با ۷۰/۰، ۷۰/۴، ۶۹/۱، ۷۳/۶، ۷۰/۴، ۷۴/۳، ۷۲/۳، ۷۱/۳، ۷۵/۹، ۶۹/۱، ۶۸/۷، ۷۱/۶، ۷۴/۷، ۷۱/۹، ۷۲/۲، ۷۶/۹، ۷۸/۹، ۷۴/۴، ۷۸/۲، ۷۴/۳، ۷۹/۰، ۷۶/۵، ۸۰/۷، ۷۸/۹، ۷۷/۱، ۷۸/۴ و ۷۶/۸ درصد همگی مربوط به ایزومرها با وزن مولکولی کم (LMW-PAHs) بوده است.

نتایج بررسی نرمال بودن توزیع مقادیر PAHs شناسایی شده در نمونه‌های گردوغبار نشان داد که سطح معنی‌داری (p-value) آزمون برای همه ایزومرهای PAH بزرگ‌تر از ۰/۰۵۰ بوده است. بنابراین، می‌توان نرمال بودن مقادیر توزیع PAHs در نمونه‌های گردوغبار را تایید کرد.



شکل ۲. الگوی توزیع ترکیبات PAH به تفکیک وزن مولکولی ایزومرها

جدول ۲. مقادیر آماره‌های توصیفی ایزومرهای PAH (میکروگرم در کیلوگرم، وزن خشک) در نمونه‌های گردوغبار داخلی*

| ایزومر | آماره توصیفی | | | |
|--------------|--------------|--------|---------|--------------|
| | کمینه | بیشینه | میانگین | انحراف معیار |
| Nap | ۳۱۸ | ۱۸۴۵ | ۹۷۷ | ۴۰۴ |
| Acy | ۱۹/۰ | ۲۰۵ | ۸۸/۰ | ۵۶/۰ |
| Ace | ۱۶/۰ | ۱۸۸ | ۷۵/۰ | ۴۶/۲ |
| Flu | ۱۷۵ | ۱۱۹۸ | ۵۶۸ | ۳۰۱ |
| Phe | ۳۵۴ | ۱۹۸۵ | ۸۸۶ | ۴۴۴ |
| Ant | ۱۰۵ | ۷۵۹ | ۳۷۹ | ۱۵۱ |
| Fla | ۷۸۹ | ۳۶۹۳ | ۱۹۶۱ | ۷۲۲ |
| Pyr | ۶۰۵ | ۳۵۲۸ | ۱۸۳۸ | ۷۵۰ |
| B(a)A | ۹۳/۰ | ۵۷۰ | ۲۴۷ | ۱۰۹ |
| Chy | ۱۳۳ | ۵۹۸ | ۳۳۳ | ۱۳۹ |
| B(b)F | ۴۳۸ | ۱۷۵۴ | ۹۹۴ | ۳۴۱ |
| B(k)F | ۱۳۵ | ۶۹۴ | ۳۳۲ | ۱۳۲ |
| B(a)P | ۱۴۱ | ۴۷۹ | ۲۸۹ | ۹۳/۸ |
| DB(ah)A | ۶۷/۰ | ۳۹۵ | ۲۱۲ | ۸۰/۲ |
| B(ghi)P | ۱۳۵ | ۷۸۹ | ۳۶۶ | ۱۷۲ |
| I(1,2,3-cd)P | ۱۲۵ | ۵۶۱ | ۲۹۵ | ۱۲۳ |
| ∑16 PAH | ۴۵۷۵ | ۱۶۵۸۹ | ۹۸۳۸ | ۳۵۰۱ |

* مقادیر مربوط به میانگین غلظت سه تکرار هستند.

نتایج آزمون تحلیل واریانس یک‌طرفه برای مقایسه میانگین کل مقادیر ترکیبات PAH بین مکان‌های نمونه‌برداری در جدول ۳ نشان داده شده است.

جدول ۳. گروه‌بندی آماری مکان‌های نمونه‌برداری از حیث میانگین کل محتوی ترکیبات PAH (میکروگرم در کیلوگرم، وزن خشک) در نمونه‌های گردوغبار داخلی

| مکان نمونه‌برداری | میانگین کل | گروه‌بندی آماری | مکان نمونه‌برداری | میانگین کل | گروه‌بندی آماری |
|-------------------|------------|-----------------|-------------------|------------|-----------------|
| ۱ | ۶۹۲۶ | m* | ۱۵ | ۱۳۳۰۶ | d |
| ۲ | ۷۶۲۴ | l | ۱۶ | ۱۲۸۷۳ | e |
| ۳ | ۷۱۳۸ | m | ۱۷ | ۹۷۷۲ | j |
| ۴ | ۷۵۲۲ | l | ۱۸ | ۱۰۵۷۱ | h |
| ۵ | ۱۰۳۰۴ | i | ۱۹ | ۱۰۳۸۴ | hi |
| ۶ | ۱۰۸۶۴ | g | ۲۰ | ۹۷۸۹ | j |
| ۷ | ۱۰۶۲۲ | gh | ۲۱ | ۱۶۵۸۹ | a |
| ۸ | ۹۷۰۶ | j | ۲۲ | ۱۵۶۲۲ | c |
| ۹ | ۴۵۷۵ | p | ۲۳ | ۱۵۷۰۷ | c |
| ۱۰ | ۴۷۴۸ | p | ۲۴ | ۱۵۹۹۱ | b |
| ۱۱ | ۴۶۱۹ | p | ۲۵ | ۹۰۳۸ | k |
| ۱۲ | ۴۶۵۷ | o | ۲۶ | ۱۰۴۸۱ | hi |
| ۱۳ | ۱۱۳۲۶ | f | ۲۷ | ۶۴۱۱ | n |
| ۱۴ | ۱۰۸۶۷ | g | ۲۸ | ۷۴۳۴ | l |

* حروف غیر مشترک (a، b، c و ...) در هر ستون، بیان‌گر وجود تفاوت معنی‌دار آماری ($p < 0.05$) میانگین کل محتوی ایزومرهای شناسایی‌شده در نمونه‌های گردوغبار بر اساس نتایج آزمون تعقیبی چند دامنه‌ای دانکن است.

نتایج آزمون تحلیل واریانس یک‌طرفه (جدول ۳) نشان‌دهنده آن است که بین مکان‌های نمونه‌برداری ۱ و ۳؛ بین مکان‌های نمونه‌برداری ۲، ۴ و ۲۸؛ بین مکان‌های نمونه‌برداری ۵، ۱۹ و ۲۶ و بین مکان‌های نمونه‌برداری ۹، ۱۰ و ۱۱ از حیث میانگین کل محتوی ایزومرهای شناسایی شده در نمونه‌های گردوغبار اختلاف معنی‌دار آماری وجود نداشت ($p > 0.05$) که همین تفاسیر را می‌توان برای سایر مکان‌های نمونه‌برداری ارایه کرد.

نتایج محاسبه شاخص سرطان‌زایی ناشی از قرار گرفتن در معرض ذرات گردوغبار آلوده به ترکیبات PAH از طریق بلع مستقیم، تنفس و یا تماس پوستی؛ و از طرفی، مقادیر فاکتور سرطان‌زایی کل (ILCRs) برای کودکان و بزرگسالان در جدول ۴ آورده شده است. نتایج محاسبه توان سرطان‌زایی (سمیت) ترکیبات PAH نیز در جدول ۵ نشان داده شده است. بر این اساس، میانگین مقادیر شاخص ILCRs ناشی از مواجهه با ذرات گردوغبار آلوده به ترکیبات PAH برای کودکان و بزرگسالان به ترتیب با 1.06×10^{-1} و 9.36×10^{-2} برای هر دو گروه نشان‌دهنده «خطر سرطان‌زایی زیاد» بود. علاوه بر این، میانگین مقادیر شاخص BaPeq برابر با ۷۰۵ و نشان‌دهنده «خطر سرطان‌زایی فراتر از حد ایمن» ناشی از مواجهه با ذرات گردوغبار آلوده است.

جدول ۴. آمار توصیفی مقادیر شاخص ILCRs ایزومرهای PAH در نمونه‌های گردوغبار

| شاخص خطر سلامت | کمینه | بیشینه | میانگین | توصیف کیفی |
|-------------------|------------------------|------------------------|------------------------|----------------------|
| کودکان | | | | |
| بلع مستقیم | $2/20 \times 10^{-2}$ | $7/96 \times 10^{-2}$ | $4/72 \times 10^{-2}$ | خطر سرطان‌زایی زیاد |
| تنفس | $3/24 \times 10^{-12}$ | $1/17 \times 10^{-12}$ | $6/96 \times 10^{-12}$ | خطر سرطان‌زایی ناچیز |
| تماس پوستی | $2/74 \times 10^{-2}$ | $9/93 \times 10^{-2}$ | $5/89 \times 10^{-2}$ | خطر سرطان‌زایی زیاد |
| شاخص خطر سلامت کل | $4/94 \times 10^{-2}$ | $1/79 \times 10^{-1}$ | $1/06 \times 10^{-1}$ | خطر سرطان‌زایی زیاد |
| بزرگسالان | | | | |
| بلع مستقیم | $1/57 \times 10^{-2}$ | $5/69 \times 10^{-2}$ | $3/37 \times 10^{-2}$ | خطر سرطان‌زایی زیاد |
| تنفس | $1/22 \times 10^{-12}$ | $4/41 \times 10^{-12}$ | $2/62 \times 10^{-12}$ | خطر سرطان‌زایی ناچیز |
| تماس پوستی | $2/79 \times 10^{-2}$ | $1/01 \times 10^{-1}$ | $5/99 \times 10^{-2}$ | خطر سرطان‌زایی زیاد |
| شاخص خطر سلامت کل | $4/36 \times 10^{-2}$ | $1/58 \times 10^{-1}$ | $9/36 \times 10^{-2}$ | خطر سرطان‌زایی زیاد |

جدول ۵. آمار توصیفی مقادیر توان سرطان‌زایی ایزومرهای PAH (میکروگرم در کیلوگرم) در نمونه‌های گردوغبار

| پارامتر | کمینه | بیشینه | میانگین | انحراف معیار |
|---------|-------|--------|---------|--------------|
| BaPeq | ۲۹۳ | ۱۲۶۶ | ۷۰۵ | ۴۸۸ |
| BaPE | ۲۳۷ | ۹۶۶ | ۵۴۷ | ۳۶۶ |

۴. بحث و نتیجه‌گیری

امروزه، ترکیبات PAH به‌عنوان محصولات جانبی احتراق ناقص سوخت‌های فسیلی و زیست‌توده و همچنین پیروسینتز (Pyrosynthesis) مواد آلی در زمره مهم‌ترین آلاینده‌ها با منابع گسترده (Widespread Sources) و برخورداری از قابلیت جهش‌زایی و سرطان‌زایی، اختلال در عملکرد غدد مترشحه داخلی، بروز ناهنجاری در عملکردهای تولیدمثلی، عدم تعادل هورمونی، بروز اختلالات عصبی، زایمان زودرس، بروز حساسیت‌های پوستی، آسم و بروز اختلالات عصبی در محیط‌های شهری محسوب می‌شوند که در سراسر جهان در نمونه‌های مختلف مانند ذرات گردوغبار، آب یا خاک شناسایی شده‌اند (Shostak, 2003; Dong and Lee, 2009; Haritash and Kaushik, 2009; Deziel)

هرچند PAHs جوی می‌توانند با فرونشست‌های مرطوب و خشک به خاک سطحی وارد شده (Kaya et al., 2012) و به سرعت توسط ذرات خاک و مواد آلی خاک جذب شوند، ولی این ترکیبات در محیط‌های داخلی از منابع متنوع همچون اجاق گاز برقی یا گازی مورد استفاده برای تولید حرارت و یا پخت و پز، سوزاندن شمع، استعمال دخانیات و کفپوش و پارکت منتشر می‌شوند و از آن‌جا که، مردم بیش‌تر اوقات خود را محیط‌های سر بسته سپری می‌کنند، لذا مطالعه در خصوص آلودگی محیط داخلی به انواع آلاینده‌ها از جمله گردوغبار آلوده به هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای به‌عنوان یک شناساگر مهم برای ردیابی و ارزیابی آلودگی محیط داخلی از اهمیتی بسزایی برخوردار است (Dalvand et al., 2022).

یافته‌ها، بیان‌گر شناسایی ۱۶ ترکیب PAH شامل نفتالن، اسنافتیلن، اسنافتن، فلورین، فنانترن، آنتراسن، فلورانتن، پایرن، بنزو (آلفا) آنتراسن، کرایسن، بنزو (بتا) فلورانتن، بنزو (کا) فلورانتن، بنزو (آلفا) پایرن، دی بنزو (آچ) آنتراسن، بنزو (جی، اچ، آی) پرلین و ایندن (۱،۲،۳ سی.دی) پایرن در نمونه‌های گردوغبار داخلی اماکن اداری شهر اصفهان با میانگین مقادیر به‌ترتیب برابر با ۸۸/۰، ۷۵/۰، ۵۶۸، ۸۸۶، ۳۷۹، ۱۹۶۱، ۱۸۳۸، ۲۴۷، ۳۳۳، ۹۹۴، ۲۸۹، ۲۱۲، ۳۶۶ و ۲۹۵ میکروگرم در کیلوگرم و میانگین مقادیر کل برابر با ۹۸۳۸ میکروگرم در کیلوگرم بود. در مقایسه یافته‌ها با سایر پژوهش‌های مشابه انجام یافته، می‌توان به میانگین مقادیر کل ترکیبات PAH نمونه‌های گردوغبار داخلی (میکروگرم در کیلوگرم) در شانگهای چین با ۲۰۶۷۴ (Ren et al., 2006) که بیش‌تر از میانگین مقادیر گزارش شده در این پژوهش بود، و میانگین مقادیر کل ایزومرهای PAH در نمونه‌های گردوغبار داخلی (میکروگرم در کیلوگرم) پالرمو ایتالیا با ۵۱۱۱ (Mannino and Orecchio, 2008)، هنگ کنگ با ۶۰۷۰ (Kang et al., 2010)، جده عربستان سعودی با ۳۷۵۰ (Ali et al., 2016)، نپال با ۱۳۲۰ (Yadav et al., 2018)، بوشهر با ۱۷۵ (Arfaenia et al., 2022) و خرم‌آباد با ۱۹/۲ (Dalvand et al., 2022) که همگی کم‌تر از میانگین مقادیر گزارش شده در این پژوهش بودند، اشاره کرد. تفاوت در میانگین مقادیر ترکیبات را می‌توان با منشاء تولید و انتشار آن‌ها در محیط داخلی از جمله ویژگی‌های ساختمان، پخت و پز، استفاده از اجاق گاز برقی یا گازی برای تولید گرما، نوع و جنس کفپوش (پارکت و ...)، استعمال دخانیات و سوزاندن هیزم در شومینه و یا شمع مرتبط دانست (Florenca et al., 2022; Dalvand et al., 2023; Liu et al., 2023). این در حالی است که عایق‌بندی ساختمان و میزان تبادل هوا با محیط خارج هم می‌تواند در نرخ تجمع ترکیبات آلاینده در محیط داخلی نقش عمده داشته باشد (Sabzevari and Sobhanardakani, 2018; Sobhanardakani, 2018). نتایج نشان داد به‌طور تقریب ۷۴/۲ درصد از توزیع ترکیبات PAH در نمونه‌های گردوغبار مربوط به ایزومرها با وزن مولکولی کم بوده است (شکل ۲). در این خصوص، Qi و همکاران (۲۰۱۴)، Stamatelopoulou و همکاران (۲۰۲۱) و Dalvand و همکاران (۲۰۲۳) نیز LMW-PAHs را با ۶۸ درصد، ۸۸ درصد و ۸۲ درصد به‌عنوان ایزومرهای غالب شناسایی شده در گردوغبار محیط داخلی به‌ترتیب در چین، یونان و ایران گزارش کردند. هر چند توجه به این نکته ضروری است که ترکیبات PAH با وزن مولکولی کم به‌طور معمول در مقایسه با ایزومرها با وزن مولکولی زیاد (HMW-PAHs)، فرارتر هستند، و علی‌رغم این که ثابت شده است ورودی هوا از خارج به داخل ساختمان منبع اصلی آلودگی گردوغبار به ترکیبات PAH با وزن مولکولی زیاد است (Florenca et al., 2022)، این احتمال وجود دارد که ایزومرهای سبک از طریق فاز گازی به محیط داخلی منتقل شده باشند (Dalvand et al., 2023).

با استناد به یافته‌ها، بیشینه میانگین مقادیر کل ایزومرهای PAH در نمونه‌های گردوغبار داخلی با ۱۶۵۸۹ میکروگرم در کیلوگرم مربوط به مکان نمونه‌برداری ۲۱، یعنی بزرگراه صفه، بود که این موضوع را می‌توان با حجم بالای ترافیک در این محور مواصلاتی به‌ویژه تردد تعداد قابل توجه خودروهای سنگین دیزلی مرتبط دانست. از طرفی، انتشار ترکیبات PAH در این منطقه را می‌توان با شیب بالای این محور که منجر به مصرف بیش‌تر سوخت توسط خودروهای عبوری می‌شود نیز مرتبط دانست. این در حالی است که نباید از نقش نشست و تخلیه روغن موتور و سایر روغن‌های روان‌کننده به‌ویژه توسط خودروهای سنگین در این محور که به انتشار ترکیبات PAH در محیط منجر می‌شود، چشم‌پوشی کرد.

نتایج نشان داد که مجموع میانگین مقادیر هفت ایزومر سرطان‌زای PAH معرفی شده توسط موسسه بین‌المللی تحقیق در مورد سرطان (IARC) یعنی B(a)P، B(k)F، B(b)F، Chy، B(a)A، Pyr، Fla (۵۹۹۴ میکروگرم در کیلوگرم، به‌طور تقریبی ۶۱ درصد از میانگین

مقادیر ۱۶ ترکیب PAH شناسایی شده را به خود اختصاص داده است. از این رو، این ترکیبات بیشترین سهم در ابتلای احتمالی افراد به سرطان در صورت مواجهه با ذرات گردوغبار آلوده به PAHs را برخوردارند. میانگین مقادیر فاکتور سرطان‌زایی مواجهه با گردوغبار آلوده به PAHs از طریق بلع مستقیم، تنفس و یا تماس پوستی برای کودکان به ترتیب برابر با $10^{-2} \times 4/72$ (خطر سرطان‌زایی زیاد)، $10^{-13} \times 6/96$ (خطر سرطان‌زایی ناچیز) و $10^{-2} \times 5/89$ (خطر سرطان‌زایی زیاد) و برای بزرگسالان نیز به ترتیب برابر با $10^{-2} \times 3/37$ (خطر سرطان‌زایی زیاد)، $10^{-12} \times 2/62$ (خطر سرطان‌زایی ناچیز) و $10^{-2} \times 5/99$ (خطر سرطان‌زایی زیاد) حاصل شد. طبق (جدول ۴) بزرگ‌تر بودن میانگین مقادیر خطر سرطان‌زایی قرار گرفتن در معرض گردوغبار آلوده به ترکیبات PAH از طریق تماس پوستی در بزرگسالان در مقایسه با کودکان را می‌توان با سطح تماس بیشتر بدن آن‌ها با ترکیبات آلاینده مرتبط دانست. از طرفی، میانگین مقادیر محاسبه شده فاکتور سرطان‌زایی کل ناشی از قرار گرفتن در معرض گردوغبار آلوده به ترکیبات PAH برای کودکان برابر با $10^{-1} \times 1/06$ و برای بزرگسالان نیز برابر با $10^{-2} \times 9/36$ و برای هر دو گروه نشان‌دهنده «خطر سرطان‌زایی زیاد» و قابلیت خطرآفرینی بیش‌تر گردوغبار آلوده به ترکیبات PAH برای کودکان در مقایسه با بزرگسالان بود (جدول ۴). به علاوه، نتایج نشان داد که در هر دو گروه کودکان و بزرگسالان، تماس پوستی و بلع مهم‌ترین راه‌های مواجهه ساکنین با گردوغبار آلوده به ترکیبات PAH بوده است. به طوری که در کودکان تماس پوستی با ۵۵/۵ درصد و بلع با ۴۴/۵ درصد و در بزرگسالان نیز تماس پوستی با ۶۴/۰ درصد و بلع با ۳۶/۰ درصد از بیش‌ترین سهم برخوردار بوده و استنشاق ذرات گردوغبار تقریباً نقشی در مواجهه افراد با گردوغبار آلوده نداشته است. به علاوه، سهم بیش‌تر بلع به عنوان یکی از راه‌های مواجهه با گردوغبار آلوده به PAHs برای کودکان در مقایسه با بزرگسالان می‌تواند به عادت دست آلوده به دهان بردن (Hand-to-Mouth Contact) توسط این رده سنی (به‌ویژه ۶-۱ ساله‌ها) مرتبط باشد.

میانگین مقادیر شاخص‌های معادل سمیت و همچنین توان سرطان‌زایی معادل ایزومر B(a)P به ترتیب برابر با ۷۰۵ و ۵۴۷ میکروگرم در کیلوگرم بود (جدول ۵). مقادیر شاخص BaPE مکان‌های ۲۸ گانه نمونه‌برداری به ترتیب برابر با ۴۳۷، ۵۰۵، ۴۴۵، ۴۳۴، ۵۵۴، ۵۷۳، ۶۶۷، ۶۴۳ میکروگرم حاصل شد که بر این اساس ساکنان مستقر در مکان‌های نمونه‌برداری ۲۳ و ۲۱ با بیش‌ترین و ساکنان مستقر در مکان‌های نمونه‌برداری ۹ و ۱۱ نیز با کم‌ترین خطر سرطان‌زایی ناشی از قرار گرفتن در معرض گردوغبار آلوده به ترکیبات PAH مواجه بودند، هرچند که قابلیت خطرآفرینی گردوغبار آلوده به PAHs در منطقه مورد مطالعه در دسته «خطر سرطان‌زایی فراتر از حد ایمن» قرار داشت. در پژوهش‌های مشابه، Ali و همکاران (۲۰۱۶) مقادیر شاخص BaPeq به عنوان نشان‌گر (Marker) ترکیبات سرطان‌زای PAH در گردوغبار منازل مسکونی شهر جده را برابر با ۳۷۰ میکروگرم در کیلوگرم گزارش کرده و از بلع و تماس پوستی به عنوان مهم‌ترین راه‌های مواجهه با گردوغبار فرونشست کرده (Settled Dust) آلوده به PAHs سمی نام بردند. در پژوهشی دیگر، مقادیر شاخص‌های BaPE و ILCR ترکیبات PAH گردوغبار ته‌نشین‌شده در تعمیرگاه‌های خودرو مستقر در شهر جده به ترتیب برابر با ۲۸۵ میکروگرم در کیلوگرم و $10^{-3} \times 6/78$ و بزرگ‌تر از حد ایمن و از طرفی، ترتیب نزولی خطر سرطان‌زایی ناشی از مواجهه با گردوغبار آلوده به ترکیبات PAH از به صورت بلع < تماس پوستی < تنفس گزارش شد (Ali et al., 2017). Alamri و همکاران (۲۰۲۱) مقادیر شاخص ILCR ترکیبات PAH گردوغبار منازل مسکونی شهر جده برای هر دو جمعیت هدف کودکان و بزرگسالان را به ترتیب برابر با $10^{-4} \times 1/90$ و $10^{-4} \times 1/50$ گزارش کرده و نتیجه گرفتند که خطر سرطان‌زایی ناشی از مواجهه با گردوغبار آلوده به PAHs در کودکان از ترتیب نزولی بلع < تماس پوستی < تنفس و در بزرگسالان نیز از ترتیب نزولی بلع < تنفس < تماس پوستی تبعیت کرده است. علاوه بر این، نتایج ارزیابی خطر سلامت مواجهه با گردوغبار داخلی آلوده به ترکیبات PAH در مراکز آموزشی اردن نشان داد که میانگین مقادیر شاخص BaPE برابر با ۱۹۵ میکروگرم در کیلوگرم بوده است و مسیر بلع از طریق ورود دست آلوده به دهان به عنوان مهم‌ترین راه مواجهه با ذرات گردوغبار آلوده به PAHs معرفی شد (Maragkidou et al., 2017). Yang و همکاران (۲۰۱۵) نیز مقادیر شاخص ILCR ترکیبات PAH گردوغبار منازل مسکونی شهر گوئیژو چین برای کودکان و بزرگسالان را به ترتیب برابر با $10^{-6} \times 6/14$ و $10^{-6} \times 5/92$ و در محدوده «خطر سرطان‌زایی کم» گزارش کرده و نتیجه گرفتند که خطر سرطان‌زایی ناشی از مواجهه با گردوغبار آلوده به ترکیبات PAH در هر دو گروه هدف کودکان و بزرگسالان

همانند پژوهش حاضر از ترتیب نزولی تماس پوستی < بلع > تنفس تبعیت کرده است. در پژوهشی دیگر، Liu و همکاران (۲۰۲۳) با ارزیابی آلودگی گردوغبار داخلی منازل مسکونی آلوده به ترکیبات PAH در ۲۷ استان چین، گزارش کردند که هرچند بین میانگین مقادیر شاخص BaPE در گردوغبار منازل مسکونی مستقر در مناطق روستایی و منازل مسکونی مستقر در مناطق شهری اختلاف معنی‌دار آماری مشاهده نشده است، اما میانگین مقادیر شاخص BaPE در گردوغبار منازل مسکونی با ۴۶۸ میکروگرم در کیلوگرم به‌طور تقریبی ۲/۶۵ برابر میانگین مقادیر همین شاخص (۱۷۷ میکروگرم در کیلوگرم) مربوط به گردوغبار منازل مسکونی مستقر در مناطق شهری استان‌های مورد مطالعه بوده است. از طرفی، مشخص شد که در هر دو گروه کودکان و بزرگسالان تماس پوستی به‌ترتیب با سهم ۶۴ درصد و ۵۵/۵ درصد و بلع به‌ترتیب با سهم ۳۶ درصد و ۴۴/۵ درصد عمده‌ترین مسیرهای مواجهه با گردوغبار داخلی آلوده به ترکیبات PAH بوده‌اند. از سوی دیگر، میانگین مقادیر شاخص BaPE در گردوغبار داخلی منازل مسکونی یونان (Besis et al., 2021) و چین (Qi et al., 2014) و خوابگاه‌های دانشجویی شهر شینشیانگ چین (Wu et al., 2022) به‌ترتیب برابر با ۸۳۸، ۳۶۳۰ و ۱۱۳ میکروگرم در کیلوگرم گزارش شد. از آن‌جا که میانگین مقادیر محاسبه شده فاکتور سرطان‌زایی کل ناشی از قرار گرفتن در معرض گردوغبار آلوده به ترکیبات PAH برای هر دو دسته کودکان و بزرگسالان نشان‌دهنده «خطر سرطان‌زایی زیاد» بود و قرار گرفتن در معرض مقادیر بیش‌تر از حد مجاز آلاینده‌های آلی به‌ویژه ترکیبات PAH مخاطرات جدی بر سلامت زیست‌مندان برجای خواهد گذارد، نسبت به ردیابی، تعیین محتوی و پایش دوره‌ای این آلاینده‌ها در نمونه‌های حقیقی از جمله خاک، رسوب، گردوغبار محیط‌های خارجی و داخلی، ذرات معلق و آب توصیه می‌شود. از طرفی، با توجه به محدودیت‌ها و کاستی‌های زمانی و مالی در اجرای این پژوهش، تعیین منشاء ترکیبات PAH و به‌علاوه، نمونه‌برداری از گردوغبار داخلی ساختمان‌های اداری کلان‌شهر اصفهان در همه فصول سال با هدف مدیریت منابع تولید و انتشار این آلاینده‌ها برای حفظ سلامت محیط و شهروندان در مطالعه‌های آتی پیشنهاد می‌شود. علاوه بر این، برای کاهش خطر سلامت ساکنین ناشی از مواجهه با گردوغبار داخلی آلوده به ترکیبات PAH، علاوه بر کنترل منابع انتشار خارجی این ترکیبات از جمله انتشارات ناشی از وسایل نقلیه موتوری از طریق بهبود فنی در عملکرد و کارایی سیستم احتراق سوخت آن‌ها؛ نسبت به کنترل منابع اصلی انتشار این ترکیبات در محیط داخلی به‌ویژه جلوگیری از استعمال دخانیات، به حداقل رساندن احتراق سوخت فسیلی (گاز طبیعی) برای پخت و پز و تولید گرمایش، ممانعت از کاربرد شومینه و به‌ویژه شومینه هیزمی برای گرمایش محیط داخلی، عدم احتراق شمع‌های تزئینی و عود در محیط سرپسته، استفاده کنترل شده از انواع رایانه از جمله لپ‌تاپ برای جلوگیری از گرمایش بیش‌تر از حد قطعات پلاستیکی محافظ تراشه‌های آن‌ها، استفاده از کف‌پوش و دیوارپوش‌های واجد الیاف طبیعی، استفاده از سیستم‌های کارآمد برای تهویه هوای محیط داخل و نظافت منظم فیلتر دستگاه‌های تهویه مطبوع و همچنین تغییر در شیوه زندگی و نظافت (گردگیری) منازل مسکونی توصیه می‌شود.

۵. منابع

- Abdi, S., Sobhanardakani, S., Lorestani, B., Cheraghi, M. & Ahmad Panahi, H. (2021). Analysis and health risk assessment of phthalate esters (PAEs) in indoor dust of preschool and elementary school centers in city of Tehran. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(43), 61151-61162.
- Alamri, S.H., Ali, N., Ali Albar, H.M.S., Rashid, M.I., Rajeh, N., Ali Qutub, M.M. & Malarvannan, G. (2021). Polycyclic aromatic hydrocarbons in indoor dust collected during the COVID-19 pandemic lockdown in Saudi Arabia: Status, sources and human health risks. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18(5), 2743.
- Ali, N. (2019). Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in indoor air and dust samples of different Saudi microenvironments; health and carcinogenic risk assessment for the general population. *Science of the Total Environment*, 696, 133995.
- Ali, N., Ismail, I.M.I., Khoder, M., Shamy, M., Alghamdi, M., Costa, M., Ali, L.N., Wang, W. & Eqani, S.A.M.A.S. (2016). Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in indoor dust samples from Cities of Jeddah and Kuwait: Levels, sources and non-dietary human exposure. *Science of the Total Environment*, 573, 1607-1614.
- Ali, N., Ismail, I.M.I., Khoder, M., Shamy, M., Alghamdi, M., Al Khalaf, A. & Costa, M. (2017). Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the settled dust of automobile workshops, health and carcinogenic risk evaluation. *Science of the Total Environment*, 601, 478-484.

- Arfaeina, L., Tabatabaie, T., Miri, M. & Arfaeina, H. (2022). Bioaccessibility-based monitoring and risk assessment of indoor dust-bound PAHs collected from housing and public buildings: Effect of influencing factors. *Environmental Research*, 204, 112039.
- Armstrong, B., Hutchinson, E., Unwin, J. & Fletcher, T. (2004). Lung cancer risk after exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons: a review and meta-analysis. *Environmental Health Perspectives*, 112(9), 970-978.
- Bergh, C., Luongo, G., Wise, S. & Östman, C. (2012). Organophosphate and phthalate esters in standard reference material 2585 organic contaminants in house dust. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 402, 51-59.
- Besis, A., Botsaropoulou, E., Balla, D., Voutsas, D. & Samara, C. (2021). Toxic organic pollutants in Greek house dust: Implications for human exposure and health risk. *Chemosphere*, 284, 131318.
- Cao, Z., Wang, M., Chen, Q. & Zhu, C. (2019). Spatial, seasonal and particle size dependent variations of PAH contamination in indoor dust and the corresponding human health risk. *Science of the Total Environment*, 653, 423-430.
- Dalvand, N., Sobhan Ardakani, S., Kiani Sadr, M., Cheraghi, M. & Lorestani, B. (2022). Analysis of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Household Dusts of the City of Khorramabad, Iran. *Journal of Water and Soil Science*, 26(3), 303-316 (In Persian).
- Dalvand, N., Sobhan Ardakani, S., Kiani Sadr, M., Cheraghi, M. & Lorestani, B. (2023). Concentrations, source apportionment and health risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in household dust samples, the case of city of Khorramabad, Iran. *Polycyclic Aromatic Compounds*, doi: 10.1080/10406638.2023.2228453.
- Deziel, N.C., Wei, W.Q., Abnet, C.C., Qiao, Y.L., Sunderland, D. & Ren, J.S. (2013). A multiday environmental study of polycyclic aromatic hydrocarbon exposure in a high-risk region for esophageal cancer in China. *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology*, 23, 52-59.
- Dong, T.T.T. & Lee, B.-K. (2009). Characteristics, toxicity, and source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in road dust of Ulsan, Korea. *Chemosphere*, 74, 1245-1253.
- Florencia, T.M., Ivan, T.B. & Alejandra, C.H. (2022). Health risk assessment of exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons in household indoor environments. *Environmental Advances*, 7, 100159.
- Haritash, A.K. & Kaushik, C.P. (2009). Biodegradation aspects of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs): A review. *Journal of Hazardous Materials*, 169, 1-15.
- Kang, Y., Cheung, K.C. & Wong, M.H. (2010). Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in different indoor dusts and their potential cytotoxicity based on two human cell lines. *Environment International*, 36(6), 542-547.
- Kaya, E., Dumanoglu, Y., Kara, M., Altioek, H., Bayram, A., Elbir, T. & Odabasi, M. (2012). Spatial and temporal variation and air-soil exchange of atmospheric PAHs and PCBs in an industrial region. *Atmospheric Pollution Research*, 3(4), 435-449.
- Keshavarzi, B., Abbasi, H.S., Moore, F., Delshab, H. & Soltani, N. (2020). Polycyclic aromatic hydrocarbons in street dust of Bushehr City, Iran: Status, source, and human health risk assessment. *Polycyclic Aromatic Compounds*, 40(1), 61-75.
- Liu, B., Yu, X., Lv, L., Dong, W., Chen, L., Wu, W. & Yu, Y. (2023). A nationwide survey of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in household dust in China: spatial distribution, sources, and health risk assessment. *Environmental Geochemistry and Health*, 1-15. 10.1007/s10653-023-01563-2.
- Mannino, M.R. & Orecchio, S. (2008). Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in indoor dust matter of Palermo (Italy) area: extraction, GC-MS analysis, distribution and sources. *Atmospheric Environment*, 42(8), 1801-1817.
- Maragkidou, A., Arar, S., Al-Hunaiti, A., Ma, Y., Harrad, J., Jaghbeir, O., Faouri, D., Hämeri, K. & Hussein, T. (2017). Occupational health risk assessment and exposure to floor dust PAHs inside an educational building. *Science of the Total Environment*, 579, 1050-1056.
- Mohammadi, S.M., Lorestani, B., Sobhan Ardakani, S., Cheraghi, M. & Kiani Sadr, M. (2021). Source identification and health risk assessment of PAHs in surface soils from the vicinity of Arad-Kouh processing and disposal complex, Tehran, Iran. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 1-14. doi: 10.1080/03067319.2021.2014472.
- Mohammadi, M.J., Yari, A.R., Saghazadeh, M., Sobhanardakani, S., Geravandi, S., Afkar, A., Salehi, S.Z., Valipour, A., Biglari, H., Hosseini, S.A., Rastegarimehr, B., Vosoughi, M. & Omid Khaniabadi, Y. (2018). A health risk assessment of heavy metals in people consuming Sohan in Qom, Iran. *Toxin Reviews*, 37(4), 278-286.
- 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.
- Qi, H., Li, W., Zhu, N., Ma, M., Liu, L., Zhang, F. & Li, Y. (2014). Concentrations and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in indoor dust in China. *Science of the Total Environment*, 491-492, 100-107.

- Rabieimesbah A., Sobhanardakani, S., Cheraghi, M. & Lorestani, B. (2022a). Analysis of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface soil of agricultural lands in Hamedan, Iran. *Iranian Journal of Health and Environment*, 15(1), 103-120 (In Persian).
- Rabieimesbah, A., Sobhan Ardakani, S., Cheraghi, M. & Lorestani, B. (2022b). Concentrations and source identification of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in surface soil of industrial areas in city of Hamedan, Iran. *Journal of Research in Environmental Health*, 8(1), 68-82 (In Persian).
- Ren, Y., Cheng, T. & Chen, J. (2006). Polycyclic aromatic hydrocarbons in dust from computers: one possible indoor source of human exposure. *Atmospheric Environment*, 40(36), 6956-665.
- Sabzevari, E. & Sobhanardakani, S. (2018). Analysis of selected heavy metals in indoor dust collected from city of Khorramabad, Iran: A case study. *Jundishapur Journal of Health Sciences*, 10(3), e67382.
- 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.
- Shahmohammadi, A. & Bayat, A. (2022). Study of air pollution of Isfahan based on NO₂ measured data by OMI Satellite sensor. *Journal of Applied Researches in Geographical Sciences*, 22(67), 41-55 (In Persian).
- Shostak, S. (2003). Locating gene-environment interaction: at the intersections of genetics and public health. *Social Science & Medicine*, 56, 2327-2342.
- Sobhan Ardakani, S. & Nainian, J. (2017). Survey of particulate matter pollution in ambient air of Azandarian stone crushing units. *Human & Environment*, 15(1), 1-11 (In Persian).
- Sobhanardakani, S. (2018). Non-carcinogenic risk assessment of heavy metals through exposure to the household dust (Case study: City of Khorramabad, Iran). *Annals of Military and Health Sciences Research*, 16(4), e86594.
- Soltani, N., Keshavarzi, B., Moore, F., Tavakol, T., Lahijanazadeh, 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.
- Stamatelopoulou, A., Dasopoulou, M., Bairachtari, K., Karavoltos, S., Sakellari, A. & Maggos, T. (2021). Contamination and potential risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and heavy metals in house settled dust collected from residences of young children. *Applied Sciences*, 11(4), 1479.
- Wang, W., Wu, F., Zheng, J. & Wong, M.H. (2013). Risk assessments of PAHs and Hg exposure via settled house dust and street dust, linking with their correlations in human hair. *Journal of Hazardous Materials*, 263, 627-637.
- Wang, L., Zhang, S., Wang, L., Zhang, W., Shi, X., Lu, X., Li, X. & Li, X. (2018). Concentration and risk evaluation of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban soil in the typical semi-arid city of Xi'an in Northwest China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15, 607.
- Whitehead, T.P., Metayer, C., Petreas, M., Does, M., Buffler, P.A. & Rappaport, S.M. (2013). Polycyclic aromatic hydrocarbons in residential dust: sources of variability. *Environmental Health Perspectives*, 121(5), 543-550.
- Wu, Z., Lyu, H., Guo, Y., Man, Q., Niu, H., Li, J., Jing, X., Ren, G. & Ma, X. (2022). Polycyclic aromatic hydrocarbons and polybrominated diphenyl ethers inside university campus: Indoor dust-bound pollution characteristics and health risks to university student. *Building and Environment*, 221, 109312.
- Yadav, I.C., Devi, N.L., Li, J., Zhang, G. (2018). Polycyclic aromatic hydrocarbons in house dust and surface soil in major urban regions of Nepal: implication on source apportionment and toxicological effect. *Science of the Total Environment*, 616, 223-235.
- Yang, Y., Woodward, L.A., Li, Q.X. & Wang, J. (2014). Concentrations, source and risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in soils from midway Atoll, North Pacific Ocean. *PLoS One*, 9(1): e86441.
- Yang, Q., Chen, H. & Li, B. (2015). Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in indoor dusts of Guizhou, southwest of China: status, sources and potential human health risk. *PloS One*, 10(2), e0118141.
- Živančev, J., Antić, I., Buljovčić, M. & Durišić-Mladenović, N. (2022). A case study on the occurrence of polycyclic aromatic hydrocarbons in indoor dust of Serbian households: Distribution, source apportionment and health risk assessment. *Chemosphere*, 295, 133856.