



Available online: <https://ijhe.tums.ac.ir>

مقاله پژوهشی

## بررسی غلظت و خطر سلامتی هیدروکربن‌های آروماتیک چند حلقه‌ای باند شده به ذرات معلق در هوای آزاد شهر اصفهان

سودابه قدسی، مینا شیخ، فرزانه محمدی، مهناز نیک آئین\*

گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی اصفهان، اصفهان، ایران

### چکیده

**زمینه و هدف:** هیدروکربن‌های آروماتیک چند حلقه‌ای (PAHs) به دلیل اثرات مضر بر سلامتی، در سال‌های اخیر توجه زیادی را به خود جلب کرده‌اند. این مطالعه با هدف اندازه‌گیری غلظت PAHs متصل به ذرات کوچکتر از  $2.5 \mu\text{m}$  ( $\text{PM}_{2.5}$ ) و ارزیابی خطر بهداشتی ناشی از آنها انجام گرفت. روش بررسی: ۳۸ نمونه هوا با استفاده از دستگاه نمونه بردار ذرات همراه با ورودی جهت جداسازی  $\text{PM}_{2.5}$  از بخش مرکزی شهر اصفهان جمع‌آوری گردید. جهت آنالیز نمونه‌ها از دستگاه GC-MS استفاده شد. به منظور شناسایی منابع احتمالی PAHs از نسبت‌های مولکولی استفاده شد. همچنین ارزیابی خطر سرطان‌زایی و غیر سرطان‌زایی ترکیبات PAH برای دو گروه کودکان و افراد بزرگسال با استفاده از شبیه‌سازی مونت کارلو انجام گرفت.

**یافته‌ها:** از میان ۱۶ ترکیب PAH اولویت دار، ۷ ترکیب با محدوده میانگین غلظت  $0.17 \text{ ng/m}^3 - 0.03 \text{ ng/m}^3$  شناسایی شدند. نسبت‌های مولکولی نشان داد که منابع پیروزنیک، منابع عمده تولید کننده PAHs در هوا هستند. مقدار میانه خطر سرطان‌زایی برای کودکان و بزرگسالان به ترتیب برابر با  $3.1 \times 10^{-8}$  و  $5.99 \times 10^{-8}$  برآورد شد. همچنین مقدار میانه خطر غیرسرطان‌زایی برای ترکیبات PAH،  $3.08 \times 10^{-1}$  برآورد شد.

**نتیجه‌گیری:** نتایج برآورد ارزیابی خطر احتمالی نشان داد که غلظت موجود ترکیبات PAH متصل به ذرات ریز منجر به خطر قابل توجهی برای انسان‌های در معرض نمی‌شود. اما با توجه به اینکه در این مطالعه صرفاً ارزیابی خطر PAHs مرتبط با ذرات ریز بررسی گردید، لازم است ارزیابی خطر در مورد کل PAHs موجود در اتمسفر و در محل‌های بیشتری انجام پذیرد.

### اطلاعات مقاله:

تاریخ دریافت: ۱۴۰۳/۰۲/۲۴  
تاریخ ویرایش: ۱۴۰۳/۰۵/۱۶  
تاریخ پذیرش: ۱۴۰۳/۰۵/۲۰  
تاریخ انتشار: ۱۴۰۳/۰۹/۲۱

**واژگان کلیدی:**  $\text{PM}_{2.5}$ ، هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای، ارزیابی خطر، سرطان‌زایی، اتمسفر

پست الکترونیکی نویسنده مسئول:  
[nikaeeen@hlth.mui.ac.ir](mailto:nikaeeen@hlth.mui.ac.ir)

Please cite this article as: Ghodsi S, Sheikh M, Mohammadi F, Nikaeeen M. Investigating the concentration and health risks of particulate-bound polycyclic aromatic hydrocarbons in Isfahan's ambient air. Iranian Journal of Health and Environment. 2024;17(3):563-80.



## مقدمه

آلودگی هوا یکی از عمده‌ترین مشکلاتی است که بشر با آن روبه‌رو بوده و یک مشکل بهداشتی مهم قلمداد می‌شود، به طوری که در بین ۱۰ عامل خطر موثر بر سلامت انسان در جهان قلمداد می‌شود (۱). آمارها نشان می‌دهد که ۱۲ درصد از کل مرگ و میر در سال ۲۰۱۹، ناشی از آلودگی هوای شهرها و خانه‌ها بوده است. افزایش جمعیت شهرها، افزایش وسایل نقلیه موتوری، بزرگ شدن شهرها و صنعتی شدن از مشخصه‌های عصر حاضر است که موجب آلودگی هوا شده است (۲). آلاینده‌های هوا از مخلوط متنوعی از ذرات معلق (PM)، گازها (مانند ازن، مونوکسید کربن، اکسیدهای گوگرد، اکسیدهای نیتروژن)، ترکیبات آلی (مانند هیدروکربن‌های آروماتیک چند حلقه‌ای (PAHs) و اندوتوکسین‌ها) و فلزات (مانند وانادیم، نیکل و منگنز) موجود در هوای بیرون و داخل خانه تشکیل شده است (۳). PAHs گروه بزرگی از آلاینده‌های آلی نیمه فرار، با چندین حلقه بنزن هستند که در اثر احتراق ناقص مواد آلی نظیر ذغال، چوب، نفت، بنزین و غیره تولید می‌شوند (۴). این ترکیبات جزئی از گروه آلاینده‌های آلی پایدار (POPs) هستند و در برابر تخریب مقاومت بالایی دارند، در نتیجه می‌توانند برای مدت طولانی در محیط باقی بمانند و اثرات نامطلوب محیط زیستی ایجاد کنند (۳). PAHs هم از منابع طبیعی و هم از منابع انسانی در محیط منتشر می‌شوند. منابع طبیعی PAHs مانند فعالیت‌های آتش‌فشانی و آتش‌سوزی‌های جنگلی است که در حال حاضر در انتشار کلی PAHs تأثیری ندارد (۵). منابع انسانی به دو دسته منابع ثابت (عمدتاً تولید برق و گرما، تولید کک و کربن، فرآوری نفت و غیره) و منابع متحرک (خودروها، کامیون‌ها، قطارها، هواپیماها و غیره) تقسیم می‌گردند (۶). PAHs را می‌توان به دودسته ترکیبات چند حلقه‌ای با وزن مولکولی پایین (low molecular weight = LMW) (دارای ۲ و ۳ حلقه بنزنی) و ترکیبات هیدروکربن چند حلقه‌ای با وزن مولکولی بالا (High molecular weight = HMW) (۴ و بالاتر

حلقه بنزنی) تقسیم کرد (۷). PAHs با وزن مولکولی پایین دارای حلالیت در آب و فراریت بیشتری نسبت به ترکیبات PAH با وزن مولکولی بالا هستند (۴). برخی از ترکیبات موجود در گروه PAHs علاوه بر پایداری محیطی، خاصیت نیمه فرار و همچنین پراکندگی در مقیاس جهانی دارند (۳). این ترکیبات عمدتاً وارد اتمسفر شده و می‌توانند در فواصل طولانی قبل از ترسیب، از طریق بارش جوی به خاک، پوشش گیاهی یا آب منتقل شوند (۸). در هوا با توجه به شرایط درجه حرارت، رطوبت و دیگر عوامل، PAHs یا به‌صورت بخار در فاز گازی و یا به‌صورت جذب‌شده روی سطح ذرات وجود دارد. به‌طور کلی، ترکیبات با تعداد حلقه‌های ۴ و بیشتر عمدتاً به‌صورت جذب شده بروی مواد ذره‌ای موجود در هوا از قبیل دوده و خاکستر وجود دارند (۷).

به دلیل اثرات مختلف بر سلامتی، خاصیت سرطان‌زایی و تراژونیک این ترکیبات، استنشاق PAHs متصل به  $PM_{2.5}$  می‌تواند به سیستم تنفسی، قلب و عروق انسان آسیب بزند و همچنین باعث سرطان‌های متعددی مانند سرطان‌های گوارشی، کلیه، پوست و پروستات شود (۹). عوامل متعددی از جمله مقادیر ورود این مواد به بدن انسان، مدت مواجهه، سن، جنسیت، سلامت شخص، وضعیت تغذیه و مسیرهای تماس با این ترکیبات، بر نوع و شدت اثرات این مواد بر سلامتی انسان نقش دارند (۱۰). ۱۶ ترکیب PAHs توسط آژانس حفاظت از محیط زیست ایالات متحده (US.EPA) و اتحادیه اروپا به عنوان آلاینده‌های مهم و اولویت دار طبقه‌بندی شده‌اند (۱۱). بنزوآلفا پایرن، معروف‌ترین ماده سرطان‌زا در این دسته مواد است. سرطان‌زایی این ترکیب از مسیرهای مواجهه مختلف مانند پوستی و تنفسی برای برخی گونه‌ها مطالعه شده و به اثبات رسیده است (۱۲). آژانس بین‌المللی تحقیقات سرطان (IARC) بنزو آلفا پایرن را در گروه یک، یعنی سرطان‌زای انسانی، طبقه‌بندی نموده است (۱۳). مقدار استاندارد اعلام شده برای بنزو آلفا پایرن توسط سازمان بهداشت جهانی

که چهار ماه در سال ۲۰۱۹ به دلیل سطوح نسبتاً بالای  $PM_{2.5}$  به عنوان "ناسالم برای گروه های حساس" طبقه بندی شده است. موقعیت جغرافیایی اصفهان، سرعت کم باد، فعالیت های صنعتی، حمل و نقل، کشاورزی و دیگر فعالیت های انسانی شرایط بحرانی آلودگی هوا را برای این شهر ایجاد کرده است. لازم به ذکر است که مهمترین شاخص آلودگی شهر اصفهان مانند بسیاری از شهرهای آلوده دیگر کشور، غلظت بالای  $PM_{2.5}$  در بسیاری از مواقع سال است (۲۲). لذا مطالعه حاضر به منظور بررسی غلظت PAHs مرتبط با  $PM_{2.5}$  در هوای شهر اصفهان و خطرات سرطان‌زایی و غیر سرطان‌زایی مرتبط با حضور این ترکیبات در هوای آزاد انجام گرفت. مشکلات مهم بهداشتی ذرات ریز و آلاینده‌های مرتبط با آنها و نبود مطالعه‌ای کامل در زمینه ارزیابی خطر PAHs مرتبط با  $PM_{2.5}$  در منطقه مورد بررسی، اهمیت مطالعه حاضر را نشان می‌دهد.

### مواد و روش‌ها

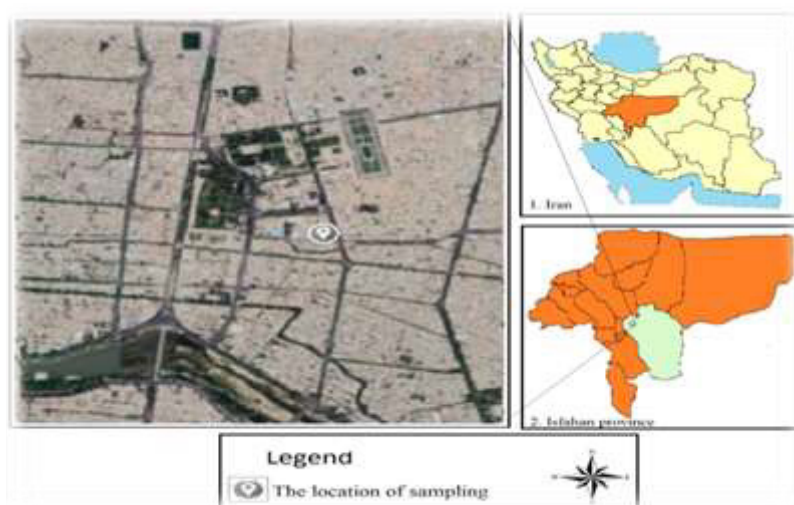
مطالعه حاضر از نوع مطالعات توصیفی تحلیلی و مقطعی بوده که به سنجش و تجزیه و تحلیل PAHs باند شده با  $PM_{2.5}$  و خطر سلامتی این ترکیبات در هوای شهر اصفهان می‌پردازد. آنالیز نمونه‌ها با استفاده از دستگاه کروماتوگرافی گازی انجام شد.

– محل نمونه برداری و تعداد آنها

محل نمونه‌برداری در پشت‌بام ساختمان تربیت‌بدنی اداره کل آموزش و پرورش استان اصفهان (مختصات 32° 38' 41" N, 51° 40' 03" W) قرار داشت، که در شکل ۱ نشان داده شده است. به منظور انتخاب محل نمونه برداری از استاندارد سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا استفاده شد. بنابراین در محل انجام نمونه‌برداری به مواردی از جمله عدم وجود ساختمان‌های چندطبقه در اطراف آن، فاصله از سطح زمین (حداقل ۳ m) و داشتن فاصله مناسب از فضای سبز و پرتراфик بودن آن توجه شد.

$3 \text{ ng/m}^3$  (میانگین سالانه) است (۱۴). ارزیابی خطر سلامت PAHs سرطان‌زا تنها مربوط به غلظت کل نیست بلکه، هر گونه PAHs پتانسیل سرطان‌زایی متفاوتی دارد. روش تعیین سمیت با استفاده از ارزش سمیت نسبی هر ترکیب PAH محاسبه می‌شود. فاکتور معادل سمیت (TEF) برای ارزیابی ترکیباتی که از نظر ساختاری شبیه به هم بوده و مکانیسم عمل یکسانی دارند، به کار می‌رود. از آنجایی که ترکیبات PAH به صورت ترکیباتی مخلوط اند و در همه جای محیط زیست وجود دارند، سمیت این ترکیبات از روش TEF ارزیابی می‌شوند (۱۵). حداکثر TEF مقدار ۱ و مربوط به بنزوآلفا پیرن (BaP) است. BaP مهمترین سرطان‌زای شناخته شده گروه PAHs است که برای برآورد غلظت معادل BaP و همچنین برای تعیین کمیت پتانسیل سرطان‌زایی بقیه ترکیبات PAH نسبت به BaP از این فاکتور استفاده می‌شود (۱۶). همچنین IARC دو ترکیب Benzo[a]anthracene (BaP) و DahA) Dibenzo[a,h]anthracene را در گروه ۲ A (احتمال سرطان‌زایی برای انسان) و سه PAHs، Benzo[b]fluoranthene (B b F) Benzo[k]fluoranthene (B k F) و IcdP) Indeno[1,2,3-cd]pyrene را در گروه ۲ B (احتمال سرطان‌زایی برای انسان) طبقه بندی کرده است (۱۷). با توجه به اهمیت این ترکیبات، تاکنون مطالعات مختلفی به منظور ارزیابی غلظت PAHs در هوای شهری و همچنین ارزیابی تاثیر این آلاینده‌ها بر روی سلامت انسان انجام گرفته است (۱۸-۲۱). نتایج مطالعه‌ای در هوای شهر اصفهان نشان داد که کسر آلی باند شده به  $PM_{2.5}$  که دارای ترکیبات آلی مانند PAHs است، دارای اثر سمیت سلولی (Cytotoxic) و ژنوتوکسیک (Genotoxic) قابل توجهی است (۹).

شهر اصفهان به عنوان یکی از بزرگ‌ترین شهرهای ایران به عنوان یکی از کلانشهرهای آلوده ایران مطرح شده است. بررسی داده‌های شاخص کیفیت هوا (AQI) نشان می‌دهد



شکل ۱- محل نمونه برداری از هوای شهر اصفهان

نمونه برداری و تعیین غلظت PAHs موجود در ذرات معلق

کوچک تر از  $2.5 \mu\text{m}$  ( $\text{PM}_{2.5}$ )

در مطالعه حاضر نمونه برداری با استفاده از دستگاه بردار هوا مدل (BGI Incorporated, Waltham, MA, USA) PQ200 همراه با ورودی جهت جداسازی ذرات  $\text{PM}_{2.5}$  انجام شد. دستگاه نمونه برداری PQ200 قابل برنامه ریزی بوده و قادر است در هر برنامه نمونه برداری، ذرات معلق را در یکی از سه طبقه  $\text{PM}_{10}$ ،  $\text{PM}_{2.5}$  و کل ذرات اندازه گیری کند. با استفاده از پالایه های کوارتز ( $0.45 \mu\text{m}$ )، نمونه برداری از هوای آزاد به مدت ۲۴ h با میزان جریان  $1 \text{ m}^3/\text{h}$  انجام گرفت. فیلترهای جمع آوری کننده  $\text{PM}_{2.5}$  در شرایط مشخص به آزمایشگاه منتقل شد و مقدار جرمی  $\text{PM}_{2.5}$  بر اساس اختلاف وزنی فیلتر قبل و بعد از نمونه برداری تعیین گردید.

جهت دستیابی به غلظت قابل ردیابی PAHs، با برش نیمی از هر فیلتر، نمونه های ترکیبی از فیلترهای برداشت شده در هر ماه آماده شد و نهایتاً یک نمونه برای هر ماه مورد آنالیز قرار گرفت. جدول ۱ مشخصات نمونه های حاصله از ترکیب فیلترها را در هر ماه نشان می دهد.

به منظور محاسبه حجم نمونه از فرمول کوکران (cochran) استفاده شد.

$$N = \frac{Z^2 S^2}{d^2}$$

Z: ضریب اطمینان ۹۵ درصد است که برابر ۱/۹۶ است.

S: برآوردی از انحراف معیار غلظت ذرات  $\text{PM}_{2.5}$  است.

D: حداکثر اشتباه برآورد (میزان دقت) است که ۰/۳۵ انحراف معیار است.

با توجه به میانگین غلظت ذرات و انحراف معیار آنها و با استفاده از رابطه آماری بالا، حجم نمونه ۳۲ به دست آمد؛ اما با توجه به شرایط کیفی هوا (بروز ریزگرد)، نمونه برداری به صورت هر ۱۰ روز یکبار انجام شد که در نهایت ۳۸ نمونه جمع آوری گردید.

برای دستیابی به یک نتیجه مطلوب و استاندارد در روزهای تعطیل و روزهایی که با بارش برف و باران همراه بود، نمونه برداری انجام نشد. این مطالعه در طول ۴ فصل و در بازه زمانی دی ماه ۱۳۹۷ تا آذر ماه ۱۳۹۸ انجام گردید.

## جدول ۱- مشخصات نمونه‌های حاصله از ترکیب فیلترها

شماره نمونه	ماه نمونه برداری/فصل	تعداد فیلترها
۱	دی/زمستان	۳
۲	بهمن/زمستان	۴
۳	اسفند/زمستان	۴
۴	اردیبهشت و خرداد/بهار	۵
۵	تیر/تابستان	۴
۶	مرداد/تابستان	۴
۷	شهریور/تابستان	۴
۸	مهر/پاییز	۴
۹	آبان/پاییز	۳
۱۰	آذر/پاییز	۳

به حجم  $5 \text{ mL}$  در دمای محیط تبخیر و محلول حاصله با استفاده از یک فیلتر سرسرنگی فیلتر و برای آنالیز آماده شد. ۱۶ ترکیب PAH دارای اولویت مورد آنالیز قرار گرفتند که ترکیبات شناسایی شده در جدول ۲ نشان داده شده است.

جهت آنالیز PAHs، فیلترها به قطعات کوچک برش داده شد و سپس درون فالکون قرار داده شده و با  $10 \text{ mL}$  استون پر گردید تا کاملاً غوطه ور گردد. سپس به مدت  $20 \text{ min}$  تحت امواج التراسونیک قرار گرفت و در ادامه ترکیب حاصله به مدت  $1 \text{ h}$  بر روی شیکر قرار گرفت. پس از آن، نمونه تا رسیدن

## جدول ۲- ترکیبات PAH موجود در نمونه های هوا

ترکیبات	علامت اختصار	TEF	تعداد حلقه
Acenaphthylene	Acy	۰/۰۰۱	۳
Fluorene	Flu	۰/۰۰۱	۳
Phenanthrene	Phe	۰/۰۰۱	۳
Pyrene	Pyr	۰/۰۰۱	۴
Benz[e]acephenanthrylene	B(e)A	۰/۰۰۱	۴
Benzo[a]anthracene*	B(a)A	۰/۱	۵
Benzo[k]fluoranthene*	B(k)F	۰/۱	۵

\* ترکیب سرطان‌زا

## \_ آنالیز PAHs

شناسایی و تعیین کمیت شانزده PAH اولویت دار با استفاده از تکنیک طیف سنجی جرمی کروماتوگرافی گازی ((Gas chromatography mass spectrometry (GC-MS)) با تکنولوژی Agilent 7890A مجهز به آشکارساز انتخابی جرمی چهار قطبی انجام شد. ستون کروماتوگرافی MS-DB5 (۳۰ m، ۰/۲۵ mm، ۰/۲۵ mm) و هلیوم (۹۹/۹۹ درصد خلوص) به عنوان گاز حامل با سرعت جریان ۱ mL/min استفاده شد. دمای اولیه ستون در طی انجام تزریق ۶۰ °C که پس از ۱ min با سرعت حرارتی ۶ °C/min (۵ min زمان ماند) تا ۱۷۵ °C افزایش یافت، مجدداً افزایش دما تا ۲۳۵ °C با سرعت حرارتی ۳ °C/min و در نهایت افزایش دما به ۳۲۵ °C با سرعت حرارتی ۸ °C/min (۵ min زمان ماند) انجام گرفت. دمای انژکتور ۳۲۵ °C بود. محدوده LOD برای ترکیبات PAHs، ۰/۰۳۵ - ۰/۰۰۷ ng و محدوده LOQ برای این ترکیبات ۰/۰۶۶ - ۰/۰۱۹ ng به دست آمد. همچنین ضریب بازیافت برای این ترکیبات در محدوده ۹۵/۴ - ۷۵/۹ درصد به دست آمد (۲۳).

## \_ تعیین منشأ PAHs براساس نسبت های تشخیصی

روش های ژئوشیمیایی متفاوتی برای مشخص کردن منشأ آلاینده ها وجود دارد که در این مطالعه از روش، نسبت های تشخیصی برای تعیین منشأ PAHs استفاده شده است. در این روش جهت تعیین منابع وارد کننده آلودگی به محیط زیست از محاسبه برخی ترکیبات PAHs نسبت به هم استفاده می شود که به عنوان نسبت های تشخیصی یا ایزومری PAHs شناخته می شوند. از نسبت های تشخیصی PAHs برای تشخیص انتشار احتراق گازوئیل و بنزین، محصولات مختلف پردازش نفت خام و فرآیندهای سوزاندن زیست توده، از جمله آتش سوزی بوته ها و علف ها استفاده می شود. در این مطالعه نسبت های ایزومری B(a)A/B(a)A+Chr، ΣCOMB/ΣPAHs، Flu/(Flu+Pyr) و ΣLMW/ΣHMW به عنوان ردیاب برای پی بردن به منابع

احتمالی PAHs مورد استفاده قرار گرفت.

## \_ ارزیابی احتمال خطر

خطر بهداشتی ناشی از PAHs می تواند از طریق تنفس هوای آلوده با آلاینده ها ایجاد شود. در این مطالعه، احتمال خطر سرطان زایی و غیر سرطان زایی ناشی از استنشاق PAHs موجود در ذرات معلق هوای شهر اصفهان برای دو گروه در معرض (کودکان و افراد بزرگسال) مورد بررسی قرار گرفت. طبق توصیه های سازمان جهانی بهداشت (WHO) افراد با سنین کمتر از ۱۹ سال در دسته کودکان (Children) و افراد با طیف سنی ۱۹ تا ۶۵ سال در دسته سنی بزرگسالان (Adults) دسته بندی شدند (۲۴). در محاسبه خطر سلامتی برای جمعیت در معرض مواجهه با یک یا چند عامل خطر بالقوه، وقتی تنها از یک عدد برای برآورد خطر مربوطه استفاده شود (Deterministic method)، احتمال تداخل و خطا و در نهایت عدم اطمینان از نتایج کسب شده زیاد است. لذا در این مطالعه جهت به حداقل رساندن عدم اطمینان، از روش شبیه سازی مونت کارلو با استفاده از نرم افزار R استفاده شد. در این روش به جای استفاده از تنها یک عدد از دامنه ای از اعداد مربوط به متغیر استفاده می شود. در این مطالعه برای سه پارامتر غلظت PAHs، وزن بدن (BW) و سرعت استنشاق (IR) شبیه سازی مونت کارلو با ۱۰۰۰۰ تکرار انجام شد. پارامترهای استفاده شده در ارزیابی خطر در جدول ۳ ارائه شده است.

جهت تعیین غلظت سمیت معادل (TEQ) هر ترکیب PAH، از حاصل ضرب غلظت هر ترکیب (C<sub>i</sub>) در فاکتور سمیت معادل آن ترکیب (TEF<sub>i</sub>) نسبت به بنزوپایرن (BaP) (جدول ۱) براساس معادله ۱ استفاده شد. در نهایت جهت تعیین کل غلظت معادل ترکیبات PAH از معادله ۲ استفاده شد (۲۵):

$$TEQ_{BaP} = C_i \times TEF_i \quad (1)$$

$$\sum TEQ = \sum (C_i \times TEF_i) \quad (2)$$



خطر سرطان‌زایی

احتمال خطر افزایش سرطان در طول عمر (ILCR) برای مسیر تنفسی به شرح زیر برآورد شد (معادله ۳):

$$ILCR_{Inhalation} = \frac{\sum TEQ_{carcinogenic\ PAHs} \times CSF_{Inhalation} \times IR_{Inhalation} \times EF \times ED \times 10^{-6}}{BW \times AT} \quad (3)$$

۱۰<sup>-۶</sup> و ۱۰<sup>-۴</sup> پتانسیل خطر و مقادیر بزرگ‌تر از ۱۰<sup>-۴</sup> پتانسیل بالای خطر را نشان می‌دهد (۲۸).

خطر غیرسرطان‌زایی

خطر غیرسرطان‌زایی ترکیبات PAH از نظر پارامتر شاخص خطر (HI) مورد بررسی قرار گرفت. این نسبت از طریق معادله ۴ بدست آمد.

$$HI = \frac{\sum TEQ}{Rfc} \quad (4)$$

مقدار RfC برای بنزوآلفا پایرن  $2 \times 10^{-3} \mu g/m^3$  است که توسط EPA تعیین شده است. در صورتی که  $HI \leq 1$  باشد، خطر غیرسرطان‌زایی قابل توجهی افراد را تهدید نمی‌کند اما در صورتی که  $HI > 1$  باشد مقدار خطر غیرسرطان‌زایی بالا و غیرقابل قبول است. پارامترهای استفاده شده در ارزیابی خطر و مقادیر آنها در جدول ۳ ارائه شده است.

CSF فاکتور شیب سرطان‌زایی و  $CSF_{Inhalation}$  برای BaP. ۲/۱ برحسب  $(mg/kg \cdot day)^{-1}$  است. لازم به ذکر است که مقدار واحد خطر تنفسی (IUR) BaP توسط سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا  $6 \times 10^{-4} \mu g/m^3$  اعلام شده که با توجه به اهمیت سن جهت مواجهه با مواد سرطان‌زایی که احتمال جهش‌زایی را نیز دارند، مقدار  $CSF$  محاسبه و استفاده گردید (۲۶، ۲۷). مقادیر ILCR کمتر از ۱۰<sup>-۶</sup> نشان‌دهنده ایمنی، بین

جدول ۳- پارامترهای استفاده شده در ارزیابی خطر

متغیرهای مواجهه	واحد	توزیع	رفرنس
Acy	ng/m <sup>3</sup>	Gamma ( $\alpha=0/41142, \beta=0/25691$ )	مطالعه حاضر
Flu	ng/m <sup>3</sup>	Lognormal ( $\mu=-1/069, \sigma=0/95767$ )	مطالعه حاضر
Phe	ng/m <sup>3</sup>	Lognormal (۳P) ( $\sigma=1/1442, \mu=-1/0544, \gamma=0/04515$ )	مطالعه حاضر
Pyr	ng/m <sup>3</sup>	Gamma ( $\alpha=0/27879, \beta=3/3616$ )	مطالعه حاضر
B(e)A	ng/m <sup>3</sup>	Beta ( $\alpha1=0/38557, \alpha2=0/75507, a=0/003, b=5/791$ )	مطالعه حاضر
B(a)A	ng/m <sup>3</sup>	Weibull ( $\alpha=0/34994, \beta=0/71444$ )	مطالعه حاضر
B(k)F	ng/m <sup>3</sup>	Lognormal ( $\sigma=0/57685, \mu=1/0919, \gamma=-0/87025$ )	مطالعه حاضر
Bap <sub>aq</sub>	ng/m <sup>3</sup>	Lognormal ( $\sigma=0/88271, \mu=-0/92011, \gamma=-0/04437$ )	مطالعه حاضر (۲۹)
Averaging life span (AT)	day	Point (۷۰×۳۶۵)	
Exposure frequency (EF)	day/year	Point (۳۶۵)	مطالعه حاضر
CF	mg/ng	Point (۱۰ <sup>-۶</sup> )	-
		کودکان	بزرگسالان
Body weight (BW)	kg	Lognormal ( $\sigma=1/1141, \mu=2/2047, \gamma=4/8786$ )	Weibull ( $\alpha=4/4733, \beta=42/073, \gamma=44/022$ )
Exposure duration (ED)	year	Uniform (۰-۶)	Uniform (۶-۲۰)
Inhalation rate (IR)	m <sup>3</sup> /day	Pert( $m=2/6, a=2/6, b=22/538$ )	Triangular ( $m=13/57, a=9/3109, b=22/297$ )

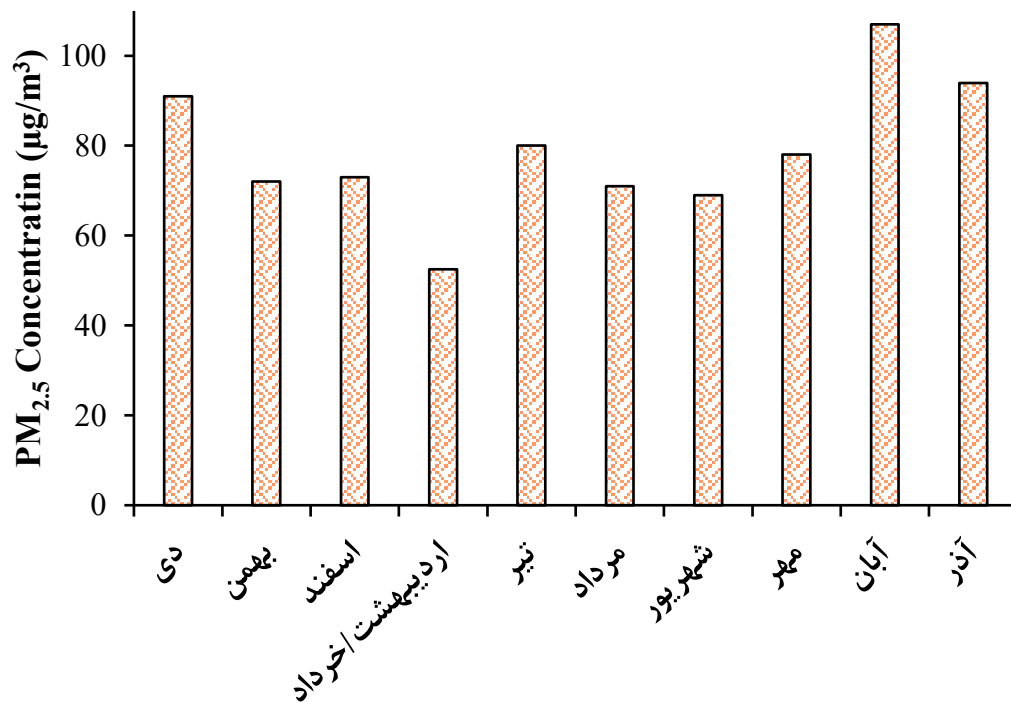
\*توزیع در مطالعه حاضر

## یافته‌ها

### تعیین غلظت $PM_{2.5}$

میانگین غلظت  $PM_{2.5}$  نمونه‌برداری شده برحسب  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  در طی یک سال برای ماه‌های مختلف در شکل ۲ نشان داده شده است. تجزیه و تحلیل نمونه‌های هوا نشان داد ۹۵ درصد نمونه‌های

هوا حاوی غلظت  $PM_{2.5}$  بیش از سطح دستورالعمل کیفیت هوای سازمان جهانی بهداشت ( $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) بودند و استاندارد  $PM_{2.5}$  تنها برای ۲ مورد از ۳۸ نمونه هوا (۵ درصد) گزارش شد و در ۹ روز غلظت  $PM_{2.5}$  از  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$  فراتر رفته است. بیشترین میانگین غلظت ماهانه  $PM_{2.5}$  در ماه‌های آبان و آذر بوده است.



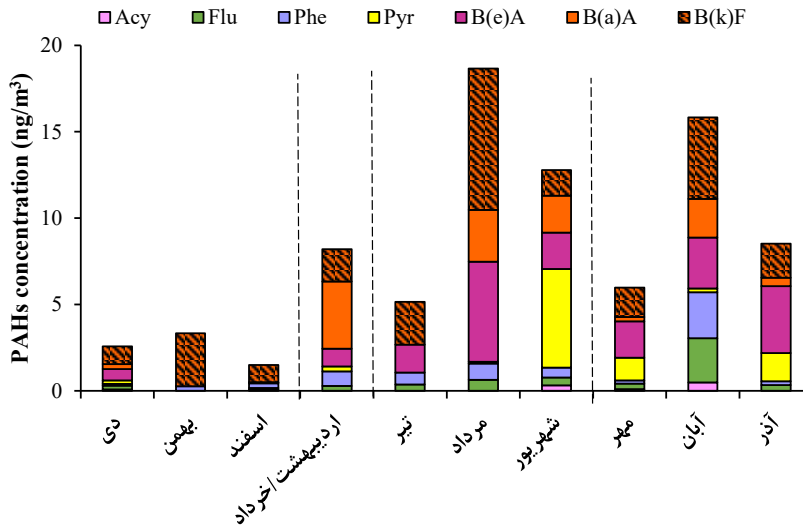
شکل ۲- غلظت میانگین ماهانه  $PM_{2.5}$  در طول مدت یک ساله نمونه برداری

### غلظت و نوع PAHs

از ۱۶ ترکیب PAHs که از سوی EPA جز ترکیبات خطرناک معرفی شده‌اند، ۷ ترکیب Phe، Flu، Acy، B(k)F و B(a)A، B(e)A، Pyr در نمونه‌برداری در طی ماه‌های مختلف شناسایی شدند که در شکل ۳ نشان داده شده است. گستره اندازه‌گیری شده غلظت PAHs در این مطالعه از

$1/49 - 18/65 \text{ ng}/\text{m}^3$  متغیر بود و همچنین کمترین و بیشترین غلظت PAHs سرطان‌زا به ترتیب برابر با  $0/99 \text{ ng}/\text{m}^3$  و  $11/18 \text{ ng}/\text{m}^3$  بود. بیشترین غلظت PAHs در دوفصل تابستان (مرداد ماه بیشترین) و پاییز (آبان ماه بیشترین) مشاهده شد. همچنین کمترین غلظت PAHs مربوط به فصل زمستان بود.





شکل ۳- ترکیبات PAHs در نمونه‌های ذرات به تفکیک ماه و فصل (رنگ نارنجی نشان‌دهنده ترکیبات سرطان‌زا است)

مجموع ترکیبات PAHs سرطان‌زا [B(k)F, B(a)A] LMW/HMW نسبت همچنین  $3/97 \pm 2/99 \text{ ng/m}^3$  بود. همچنین نسبت ترکیبات باوزن مولکولی پائین به ترکیبات باوزن مولکولی بالا در این مطالعه  $0/18$  به دست آمد.

همانطور که در جدول ۴ نشان داده شده است، میانگین غلظت این ترکیبات در محدوده  $0/003 \text{ ng/m}^3$  تا  $8/17$  به دست آمد. بیشترین غلظت اندازه‌گیری شده مربوط به B(k)F با میانگین  $2/74 \pm 2/08 \text{ ng/m}^3$  و کمترین مقدار مربوط به Acy با میانگین  $0/21 \pm 0/16 \text{ ng/m}^3$  بود.

جدول ۴- غلظت PAHs در نمونه‌های هوای شهر اصفهان

غلظت ترکیبات PAH ( $\text{ng/m}^3$ )	میانگین $\pm$ انحراف معیار	بیشترین	کمترین
Acy	$0/21 \pm 0/16$	0/48	0/074
Flu	$0/58 \pm 0/71$	2/56	0/097
Phe	$0/67 \pm 0/71$	2/65	0/098
Pyr	$1/79 \pm 1/18$	5/71	0/045
B(e)A	$2/01 \pm 1/72$	5/79	0/003
B(a)A*	$1/75 \pm 1/34$	3/89	0/244
B(k)F*	$2/74 \pm 2/08$	8/17	0/992
$\sum$ Carcinogenic PAHs	$3/97 \pm 2/99$		
$\sum$ Total PAHs	$8/26 \pm 5/51$		
LMW/HMW	0/18		

\* ترکیب سرطان‌زا

LMW: وزن مولکولی پایین (۲-۳ حلقه)، HMW: وزن مولکولی بالا (۴-۶ حلقه)

درصد کل ترکیبات PAHs است. نسبت ترکیبات با وزن مولکولی کم به ترکیبات با وزن مولکولی بالا (LMW/HMW) نیز از مواردی است که برای تعیین منشأ ترکیبات PAHs از آن استفاده می‌شود. میانگین سالیانه نسبت LMW/HMW در ترکیبات آروماتیک ۰/۱۸ به دست آمد. همچنین نسبت‌های B(a)A/(B(a)A+Chr و Flu/(Flu+Pyr) در این مطالعه به ترتیب ۰/۲۵ و ۱ به دست آمد.

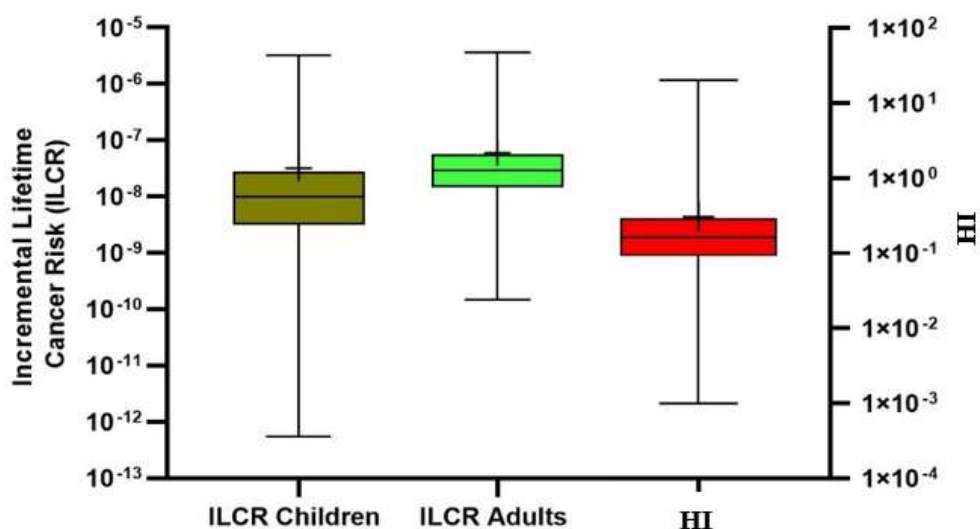
تعیین منشأ PAHs بر اساس نسبت‌های تشخیصی جستجوی منابع انتشار PAHs با استفاده از نسبت‌های تشخیصی باید با تعیین نسبت‌ها برای هر منبع انتشار موجود در منطقه مورد بررسی انجام شود. در جدول ۵ نسبت‌های تشخیصی PAHs برای تعیین منابع احتمالی تولیدکننده این ترکیبات نشان داده شده است. مقادیر ترکیبات آروماتیک چند حلقه ای ناشی از سوختن (COMBPAH) در حدود  $6/3 \text{ ng/m}^3$  بدست آمد که ۷۶

جدول ۵- منشأ یابی ترکیبات PAHs بر اساس نسبت‌های تشخیصی

Flu/ (Flu+ Pyr)	$\Sigma\text{COMB}/\Sigma\text{PAHs}$	B(a)A/(B(a)A+Chr	$\Sigma\text{LMW}/\Sigma\text{HMW}$	نسبت محاسبه شده سالیانه
۰/۲۵	۰/۷۶	۱	۰/۱۸	
$< 0/4$ انتشار گازهای ناشی از سوخت بنزین	$< 1$ پتروژنیک/ مواد نفتی نسوخته	$< 0/2$ پتروژنیک	$< 1$ پاپروژنیک	نسبت‌های تشخیصی
$> 0/4$ انتشار گازهای ناشی از سوخت گازوفیل	فسیلی	$0/2 - 0/35$ احتراق زغال سنگ و سوختن زیست توده	$> 1$ پتروژنیک	
	$> 0/5$ احتراق زغال سنگ	$> 0/35$ انتشار وسایل نقلیه		

مقدار میانه ILCR برای کودکان  $3/1 \times 10^{-8}$  و برای بزرگسالان  $5/99 \times 10^{-8}$  محاسبه شد. همچنین مقدار میانه شاخص خطر (HI)  $3/08 \times 10^{-1}$  برآورد شد.

ارزیابی خطر سرطان‌زایی و غیر سرطان‌زایی ترکیبات PAHs شکل ۴ میزان خطر سرطان‌زایی و غیر سرطان‌زایی مرتبط با مواجهه با ترکیبات PAHs از مسیر تنفسی را نشان می‌دهد.



شکل ۴- پیش بینی احتمال بروز خطر سرطان‌زایی و غیر سرطان‌زایی

## بحث

با در نظر گرفتن اطلاعات مورد نیاز و تطبیق شرایط محلی، نقطه شاخصی برای نمونه گیری انتخاب شد که در مرکز شهر اصفهان قرار دارد و می تواند نشان دهنده وضعیت آلودگی منطقه وسیعی از شهر اصفهان باشد. بیشترین میانگین ماهانه غلظت  $PM_{2.5}$  در فصل پاییز مشاهده شد. در این راستا، تجزیه و تحلیل نمونه های هوا در ایتالیا نشان داد که بالاترین غلظت  $PM_{2.5}$  در پاییز ۲۰۱۱ و به دنبال آن در زمستان ۲۰۱۳ و پاییز ۲۰۱۲ مشاهده شد (۳۰). شکل ۲ نشان می دهد که میانگین ماهیانه بالای  $PM_{2.5}$  به ترتیب به دلیل رویدادهای گرد و غبار در تابستان و پاییز و همچنین وارونگی دما در زمستان مشاهده می شود. یافته های حاصله حاکی از آن است که میانگین غلظت ماهانه  $PM_{2.5}$  در اصفهان به طور قابل توجهی بالاتر (۳/۵-۷ برابر) از دستورالعمل WHO ( $15 \mu g/m^3$ ) برای ۲۴ h (۳۱) بوده است. نتایج نشان داد که کیفیت هوای اصفهان به شدت تحت تاثیر ذرات ریز است. سطوح بالای  $PM_{2.5}$  در اصفهان را می توان به تنظیم ضعیف استانداردهای انتشار برای صنایع و به ویژه نیروگاه های سوخت فسیلی و همچنین ترافیک سنگین وسایل نقلیه نسبت داد. همچنین در سال های اخیر کیفیت هوای اصفهان تحت تأثیر پدیده گرد و غبار فرامرزی کویر به دلیل خشکسالی و افزایش بیابانزایی در منطقه خاورمیانه قرار گرفته است.

میانگین غلظت کل ترکیبات PAH در این نقطه  $8/26 \pm 5/51 \text{ ng/m}^3$  بدست آمد. یکی از دلایل اصلی این غلظت بالا، بار ترافیکی سنگین ناشی از وسایل نقلیه سبک و سنگین است که منبع اصلی PAHs هستند. نتایج مطالعه Maleki و همکاران در شرق تهران نشان داد که میانگین غلظت سالیانه PAHs،  $28/69 \text{ ng/m}^3$  بوده است که نسبت به مطالعه حاضر غلظت بالاتری را نشان می دهد (۱۹). از آنجایی که یکی از منابع اصلی PAHs ترافیک وسایل نقلیه است، در مطالعه ای که توسط MohseniBandpi و همکاران انجام شد، غلظت بالای PAHs در شهر تهران گزارش شد (۲۱). بالا

بودن غلظت آلاینده ها در تهران نسبت به اصفهان می تواند به دلیل تراکم ترافیک بالاتر شهر تهران نسبت به اصفهان باشد. شایان ذکر است که مطابق با مطالعات انجام شده، PAHs سرطان زا بخش قابل توجهی از PAH های موجود در  $PM_{2.5}$  را تشکیل می دهند که بر نقش ذرات ریز در ایجاد اثرات نامطلوب شدید سلامتی تاکید می کند (۲۱). باید توجه داشت که اگرچه منابع مختلفی از این آلاینده ها در منطقه مورد مطالعه وجود دارد، اما با توجه به وجود تعداد بالای خودروها در طول فصل های مختلف سال تغییر چشمگیری در غلظت ترکیبات PAH در این مطالعه مشاهده نشد. بنزوالفاپایرن که سمی ترین و سرطانزاترین ترکیب این گروه است در مطالعه حاضر شناسایی نشد اما ترکیبات سرطانزای دیگر مانند B(a)A و B(k)F با میانگین غلظت  $3/97 \pm 2/99 \text{ ng/m}^3$  شناسایی شدند. در مطالعه Poursafa و همکاران نیز که در سال ۲۰۱۷ در هوای آزاد شهر اصفهان انجام شد، BaP شناسایی نشد (۲۳). در منطقه مورد مطالعه، اکثر PAHs شناسایی شده دارای جرم مولکولی بالایی هستند. مقاومت ترکیبات PAH در مقابل تجزیه با افزایش وزن مولکولی افزایش و حل شوندگی آنها کاهش می یابد (۵). ۷۴ درصد از کل ترکیبات PAH شناسایی شده، ترکیباتی با وزن مولکولی بالا و دارای ۴ تا ۵ حلقه بنزنی بودند. ترکیبات PAH دارای ۲ تا ۳ حلقه بنزنی بسیار فرار هستند و عمدتاً در فاز گازی منتشر می شوند (۳۲). بنابراین، مقادیر این ترکیبات به مراتب کمتر از ترکیبات با جرم مولکولی بالا (با ۴ حلقه یا بیشتر) است. قابل ذکر است که در طی فرآیندهای دمای پایین (مانند سوزاندن چوب)، معمولاً PAHs با وزن مولکولی پایین تشکیل می شوند، در حالی که فرآیندهای دمای بالا، مانند احتراق سوخت در موتورها، PAHs با وزن مولکولی بالاتر منتشر می کنند (۳۳).

مشخصات انتشار PAHs برای یک منبع مشخص به فرآیندهای تولید کننده PAHs بستگی دارد (۳۴). نسبت های تشخیصی در جدول ۵ محاسبه شده و نشان داده شده است. از نسبت فراوانی PAHs ۲ تا ۳ حلقه ای به ۴ تا ۶ حلقه ای

(۳۶). بنابراین، تعیین غلظت PAHs، یک پارامتر اساسی برای ارزیابی خطر بهداشتی ناشی از مواجهه با این آلاینده‌ها در هوا است (۳۷). مقدار میانه ILCR در هر دو گروه سنی کودکان و بزرگسالان به ترتیب  $3/1 \times 10^{-8}$  و  $5/99 \times 10^{-8}$  بود. مقدار میانه ILCR برای کودکان و بزرگسالان در حد ایمن (کمتر از  $10^{-6}$ ) یافت شد، که در آن مقادیر ILCR بالاتر از  $10^{-4}$  نشان دهنده خطرات بالای سلامتی است. در همین راستا در مطالعه‌ای به منظور تعیین غلظت و ارزیابی خطر PAHs در هوای شهر کرج، نتایج نشان داد که مقدار خطر سرطان‌زایی این ترکیبات از طریق استنشاق  $1/44 \times 10^{-12}$  است که در محدوده خطر سرطان‌زایی قرار ندارد (۳۸). PAHs نه تنها می‌تواند باعث فعالیت جهش‌زایی مرتبط با سرطان شود، بلکه ممکن است پیامدهای غیرسرطانی جدی را مانند بیماری‌های ریوی و قلبی عروقی، نارسایی ریه، زردی، آسیب کلیه و کبد به همراه داشته باشد (۱۹). برای نشان دادن مواجهه عمومی با PAHs و خطر عمومی ناشی از آنها از پارامتر شاخص خطر (HI) استفاده شد. مقدار میانه HI برای PAHs از مسیر تنفسی،  $3/08 \times 10^{-1}$  برآورد شد که کمتر از یک است. مقدار  $HI \leq 1$  نشان می‌دهد خطر غیرسرطان‌زایی قابل توجهی افراد را تهدید نمی‌کند. البته با توجه به شکل ۴، درصد کمی از افراد ممکن است در مواجهه با خطر غیرسرطان‌زایی ترکیبات PAH باشند. لازم به ذکر است خطر سرطان‌زایی و غیرسرطان‌زایی برآورد شده در این مطالعه دارای محدودیت‌هایی هست که ممکن است منجر به برآورد کمتر خطر شده باشد که باید در مطالعات بعدی مورد توجه قرار گیرد. در این مطالعه غلظت ترکیبات PAH محدود به ذرات  $PM_{2.5}$  است. از آن جایی که PAHs به دو شکل گازی و ذره‌ای به اتمسفر رها می‌شوند، باید خطر مرتبط با کل غلظت ترکیبات PAH مورد بررسی قرار گیرد. از طرف دیگر در این مطالعه فرض شد که غلظت ترکیبات PAHs و نوع آنها در داخل ساختمان و هوای بیرون یکی است؛ در صورتی که استفاده از بعضی از روش‌ها مانند گرمایش از طریق چوب در خانه‌ها می‌تواند منجر به افزایش غلظت ترکیبات PAH

برای شناسایی منابع پتروژنیک (Petrogenic) (طبیعی) و پایروژنیک (Pyrogenic) (مصنوعی) استفاده می‌شود. اگر نسبت  $\Sigma LMW / \Sigma HMW$  کمتر از ۱ باشد، نشان دهنده منبع پایروژنیک برای ترکیبات است، در حالی که نسبت بیشتر از ۱ نشان دهنده آن است که منبع اصلی، یک منبع پتروژنیک است. این نسبت در مطالعه حاضر ۰/۱۸ به دست آمد که نشان می‌دهد، سهم انتشار از منبع پایروژنیک در هوای اصفهان بیشتر از منبع پتروژنیک است. برای تعیین تأثیر منابع احتراق در میزان آزادسازی ترکیبات PAH (Ind. BaP, BkF, BbF, Chery, BaA, Pyr, Flt) و BghiP) در هوا، از PAH های حاصل از احتراق (COMBPAH) استفاده شد. مقادیر COMBPAH در حدود ۷۶ درصد کل ترکیبات PAH است. همچنین نسبت Flu/(Flu+Pyr) می‌تواند بینشی در مورد اینکه آیا انتشار گازهای تولیدی، ناشی از احتراق سوخت بنزین و گازوئیل است را نشان دهد. این نسبت در این مطالعه ۰/۲۵ بوده، که نشان دهنده احتراق ناشی از سوخت بنزین است. از نسبت‌های BaA/(BaA+Chry) نیز به عنوان شاخص‌هایی برای احتراق منابع نفتی، زغال سنگ و بیومس، انتشار گازهای ناشی از سوخت وسایل نقلیه و منابع پتروژنیک استفاده می‌شود. این نسبت بالاتر از ۰/۳۵ بود که با توجه به استانداردها تأیید می‌کند منابع پتروژنیک یا تأثیری در آلودگی هوای اصفهان نداشته و یا اثر بسیار اندکی دارند و عمده انتشار این ترکیبات احتمالاً در اثر سوخت وسایل نقلیه موتوری است.

در محیط جوی، انسان در معرض بخار PAHs یا PAHs موجود در ذرات معلق و گرد و غبار قرار می‌گیرد که حتی در دوزهای پایین نیز خطر سرطان‌زایی بالقوه‌ای را به همراه دارد (۳۴). بسیاری از مطالعات گزارش کرده‌اند که انسان‌ها عمدتاً از طریق استنشاق هوا (ترافیک، سوختن زیست توده و انتشارات مربوط به گرمایش منازل) در معرض PAHs قرار می‌گیرند (۳۵). اسنادی وجود دارد که نشان می‌دهد مخلوط PAHs می‌تواند برای انسان سرطان‌زاتر از PAHs منفرد باشد

سرطان‌زایی قابل توجهی شهروندان را تهدید نمی‌کند. البته با توجه به عوامل سرطان‌زای دیگر در دسته آلاینده‌های هوا و همچنین وجود ترکیبات PAH در فاز گازی لازم است نسبت به کاهش و کنترل منابع آلاینده هوا به خصوص وسایل نقلیه موتوری اقدامات لازم صورت گیرد.

### ملاحظات اخلاقی

نویسندگان کلیه نکات اخلاقی از جمله عدم سرقت ادبی، انتشار دوگانه، تحریف داده‌ها و داده‌سازی را در این مقاله رعایت کرده‌اند (کد اخلاق IR.MUI.RESEARCH.REC.1399.607).

### تشکر و قدردانی

این مقاله حاصل بخشی از پایان‌نامه با عنوان "بررسی ژنوتوکسی سیتی عصاره آبی ذرات ۲/۵ میکرون بر اساس تست کامت" در مقطع کارشناسی ارشد در سال ۱۳۹۸ و کد ۹۳۸۹۸۳ است که با حمایت دانشگاه علوم پزشکی و خدمات بهداشتی، درمانی اصفهان اجرا شده است.

در داخل ساختمان شود. همچنین از دیگر محدودیت‌های این مطالعه کمبود امکانات و عدم دسترسی به دستگاه‌های نمونه‌برداری بیشتر جهت افزایش نقاط نمونه‌برداری و افزایش دقت کار است.

### نتیجه‌گیری

هدف اصلی مقاله حاضر، تعیین آلودگی، یافتن منابع تولید کننده احتمالی PAHs و ارزیابی خطر مرتبط با PAHs موجود در ذرات ریز در هوای شهر اصفهان است. نتایج حاکی از آن است که غلظت بالایی از ذرات ریز در ماه‌های مختلف در هوای شهر اصفهان وجود دارد. همچنین، بالاترین غلظت PAHs در فصل تابستان و پاییز مشاهده شد که می‌تواند متناسب به تردد بالای وسایل نقلیه باشد. علاوه بر این با توجه به نسبت‌های منبع‌یابی به نظر می‌رسد که وسایل نقلیه سهم زیادی در آلودگی هوا دارند. نتایج ارزیابی خطر سرطان‌زایی نشان داد که دو گروه سنی کودکان و بزرگسالان در معرض خطر سرطان‌زایی ناشی از PAHs موجود در ذرات ریز قرار نداشتند. همچنین خطر غیر

## References

1. Manisalidis I, Stavropoulou E, Stavropoulos A, Bezirtzoglou E. Environmental and health impacts of air pollution: a review. *Frontiers in Public Health*. 2020;8:14.
2. Capello F, Gaddi AV. *Clinical Handbook of Air Pollution-Related Diseases*: Springer; 2018.
3. Yang L, Zhang H, Zhang X, Xing W, Wang Y, Bai P, et al. Exposure to atmospheric particulate matter-bound polycyclic aromatic hydrocarbons and their health effects: a review. *International journal of environmental research and public health*. 2021;18(4):2177.
4. Xia Z, Duan X, Tao S, Qiu W, Liu D, Wang Y, et al. Pollution level, inhalation exposure and lung cancer risk of ambient atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in Taiyuan, China. *Environmental Pollution*. 2013;173:150-56.
5. Siemering GS, Thiboldeaux R. Background concentration, risk assessment and regulatory threshold development: Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in Milwaukee, Wisconsin surface soils. *Environmental Pollution*. 2021;268:115772.
6. Wild SR, Jones KC. Polynuclear aromatic hydrocarbons in the United Kingdom environment: a preliminary source inventory and budget. *Journal Environmental pollution*. 1995;88(1):91-108.
7. Maliszewska Kordybach B. Sources, concentrations, fate and effects of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the environment. Part A: PAHs in air. *Polish Journal of Environmental Studies* 1999;8:131-36.
8. Ravindra K, Sokhi R, Van Grieken R. Atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons: source attribution, emission factors and regulation. *Atmospheric Environment*. 2008;42(13):2895-921.
9. Tavangar FZ, Javeri Z, Nikaeen M, Sharafi M, Mohammadi F, Karimi H, et al. Cytotoxicity and genotoxicity of fine particulate matter (PM<sub>2.5</sub>): a polluted city experiencing Middle East dust events. *Air Quality, Atmosphere & Health*. 2024;17(4):789-98.
10. Anselietter V, Heimpel H. Acute hematotoxicity of oral benzo (a) pyrene: the role of the Ah locus. *Acta Haematologica* 1986;76(4):217-23.
11. Ramesh A, Archibong AE, Hood DB, Guo Z, Loganathan BG. Global environmental distribution and human health effects of polycyclic aromatic hydrocarbons. In: G. B, Loganathan, Paul Kwan-Sing Lam, editors. *Journal Global contamination trends of persistent organic chemicals*. 63. 1st ed: Taylor & Francis; 2011. p. 97-126.
12. Kim K, Jahan SA, Kabir E, Brown RJ. A review of airborne polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and their human health effects. *Environment International*. 2013;60:71-80.
13. Brook RD, Rajagopalan S, Pope III CA, Brook

- JR, Bhatnagar A, Diez-Roux AV, et al. Particulate matter air pollution and cardiovascular disease: an update to the scientific statement from the American Heart Association. *Circulation*. 2010;121(21):2331-78.
14. Cambra López M, Aarnink AJ, Zhao Y, Calvet S, Torres AG. Airborne particulate matter from livestock production systems: A review of an air pollution problem. *Environmental Pollution*. 2010;158(1):1-17.
15. Peng C, Chen W, Liao X, Wang M, Ouyang Z, Jiao W, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons in urban soils of Beijing: status, sources, distribution and potential risk. *Environmental pollution*. 2011;159(3):802-08.
16. Jung KH, Yan B, Chillrud SN, Perera FP, Whyatt R, Camann D, et al. Assessment of benzo (a) pyrene-equivalent carcinogenicity and mutagenicity of residential indoor versus outdoor polycyclic aromatic hydrocarbons exposing young children in New York City. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 2010;7(5):1889-900.
17. Khalili F, Shariatifar N, Dehghani MH, Yaghmaeian K, Nodehi RN, Yaseri M, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in meat, poultry, fish and related product samples of Iran: a risk assessment study. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*. 2023;21(1):215-24.
18. Ryu JY, Hong DH. Association of mixed polycyclic aromatic hydrocarbons exposure with oxidative stress in Korean adults. *Scientific Reports*. 2024;14(1):7511.
19. Maleki R, Asadgol Z, Kermani M, Jafari AJ, Arfaeinia H, Ghodsi S, et al. Concentration, sources, and inhalation-based risk assessment of PM<sub>2.5</sub>-bound PAHs and trace elements in ambient air of areas with low and high traffic density in Tehran. *Arabian Journal of Geosciences*. 2021;14(10):855.
20. Kermani M, Taghizadeh F, Jafari AJ, Gholami M, Shahsavani A, Nakhjirgan P. PAHs pollution in the outdoor air of areas with various land uses in the industrial city of Iran: distribution, source apportionment, and risk assessment. *Heliyon*. 2023.
21. MohseniBandpi A, Eslami A, Shahsavani A, Khodagholi F, Alinejad A. Physicochemical characterization of ambient PM<sub>2.5</sub> in Tehran air and its potential cytotoxicity in human lung epithelial cells (A549). *Science of The Total Environment*. 2017;593-594:182-90.
22. Karimi H, Nikaeen M, Shamsizadeh Z, Hajizadeh Y. Characterizing bioaerosols in PM<sub>2.5</sub> in a semi-arid region experiencing desert dust events. *Frontiers in Environmental Science*. 2024.
23. Poursafa P, Amin MM, Hajizadeh Y, Mansourian M, Pourzamani H, Ebrahim K, et al. Association of atmospheric concentrations of polycyclic aromatic hydrocarbons with their urinary metabolites in children and adolescents. *Environmental Science and Pollution Research*.



- 2017;24:17136-44.
24. World Health Organization (WHO). WHO AnthroPlus for personal computers manual: software for assessing growth of the world's children and adolescents. Geneva: WHO; 2009 [[cited March 3]. Available from: <https://cdn.who.int/media/docs/default-source/child-growth/growth-reference-5-19-years/who-anthroplus-manual>
  25. Shi M, Zhang R, Wang Y, Zhang Y, Zhang Y, Zhang Y. Health risk assessments of polycyclic aromatic hydrocarbons and chlorinated/brominated polycyclic aromatic hydrocarbons in urban air particles in a haze frequent area in China. *Emerging Contaminants*. 2020;6:172-78.
  26. U.S. Environmental Protection Agency (EPA). Technical Appendix A, Toxicity Weights for TRI Chemicals and Chemical Categories 2013. Available from: [www.epa.gov/iris](http://www.epa.gov/iris).
  27. U.S. Environmental Protection Agency (EPA). Toxicological Review of Benzo[a]pyrene, [CASRN 50-32-8] 2017. Available from: [www.epa.gov/iris](http://www.epa.gov/iris).
  28. Mousavi SL, Shakri A, Nakhai M. Pollution, origin and health risk assessment of cyclic aromatic hydrocarbons in the soils of the central part of Bandar Abbas city. *Iranian Journal of Health Environment*. 2017;10(2) (in Persian).
  29. EPA. EPA's Exposure Factors Handbook (EFH) 2017. Available from: <https://www.epa.gov/expobox/about-exposure-factors-handbook>.
  30. Bocchi C, Bazzini C, Fontana F, Pinto G, Martino A, Cassoni F. Characterization of urban aerosol: Seasonal variation of genotoxicity of the water-soluble portion of PM(2.5) and PM(1). *Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*. 2019;841:23-30.
  31. WHO. Global Air Quality Guidelines: Particulate Matter (PM2.5 and PM10), Ozone, Nitrogen Dioxide, Sulfur Dioxide and Carbon Monoxide; World Health Organization 2021.
  32. Wu D, Wang Z, Chen J, Kong S, Fu X, Deng H, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in atmospheric PM2.5 and PM10 at a coal-based industrial city: Implication for PAH control at industrial agglomeration regions, China. *Atmospheric Research*. 2014;149:217-29.
  33. Tobiszewski M, Namieśnik J. PAH diagnostic ratios for the identification of pollution emission sources. *Environmental Pollution*. 2012;162:110-19.
  34. Si J, Bai L, Xu X, Li C. Pollution characteristics and health hazards of PAHs in PM1.0 in the cooking environment. *Building and Environment*. 2023;237:110279.
  35. Rengarajan T, Rajendran P, Nandakumar N, Lokeshkumar B, Rajendran P, Nishigaki I. Exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons with special focus on cancer. *Asian Pacific Journal of Tropical Biomedicine*. 2015;5(3):182-89.
  36. Kim KH, Jahan SA, Kabir E, Brown RJ. A review of airborne polycyclic aromatic hydrocarbons

(PAHs) and their human health effects. *Environment international*. 2013;60:71-80.

37. Liao CM, Chiang KC. Probabilistic risk assessment for personal exposure to carcinogenic polycyclic aromatic hydrocarbons in Taiwanese temples. *Chemosphere*. 2006;63(9):1610-19.

38. Qishlaqi A, Beiramali F. Potential sources and health risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in street dusts of Karaj urban area, northern Iran. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*. 2019;17:1029-44.



Available online: <https://ijhe.tums.ac.ir>

Original Article



## Investigating the concentration and health risks of particulate-bound polycyclic aromatic hydrocarbons in Isfahan's ambient air

Soudabeh Ghodsi, Mina Sheikh, Farzaneh Mohammadi, Mahnaz Nikaeen\*

Department of Environmental Health Engineering, School of Health, Isfahan University of Medical Sciences, Isfahan, Iran

### ARTICLE INFORMATION:

**Received:** 13 May 2024  
**Revised:** 06 August 2024  
**Accepted:** 10 August 2024  
**Published:** 11 December 2024

**Keywords:** PM<sub>2.5</sub>, Polycyclic aromatic hydrocarbons, Risk assessment, Carcinogenesis, Atmosphere

**\*Corresponding Author:**  
nikaeen@hlth.mui.ac.ir

### ABSTRACT

**Background and Objective:** The adverse health effects of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) have received significant attention in recent years. This study aimed to measure the concentration of PAHs associated with fine particles and assess the health risks posed by these compounds.

**Materials and Methods:** A total of 38 air samples were collected from the central part of Isfahan city using a particle sampler equipped with an inlet to capture particles smaller than 2.5 μm (PM<sub>2.5</sub>). The samples were analyzed using GC-MS, and molecular ratios were used to identify potential sources of PAHs. Additionally, a Monte Carlo simulation was employed to perform a probabilistic risk assessment of carcinogenic and non-carcinogenic effects of PAHs for two groups: children and adults.

**Results:** Out of the 16 priority PAH compounds, seven compounds were identified, with average concentrations ranging from 0.003 to 17.8 ng/m<sup>3</sup>. Molecular ratios indicated that pyrogenic sources were the main contributors to PAHs in the air. The median carcinogenic risk for children and adults was estimated to be 3.1×10<sup>-8</sup> and 5.99×10<sup>-8</sup>, respectively. The median non-carcinogenic risk for PAH compounds was estimated at 3.08×10<sup>-1</sup>.

**Conclusion:** The probabilistic risk assessment revealed that the PAHs concentrations associated with fine particles do not pose a significant risk to exposed individuals. However, it is important to note that this study focused solely on the risk assessment of PAHs associated with fine particles. A comprehensive risk assessment of all PAHs present in the atmosphere is, therefore, recommended.

Please cite this article as: Ghodsi S, Sheikh M, Mohammadi F, Nikaeen M. Investigating the concentration and health risks of particulate-bound polycyclic aromatic hydrocarbons in Isfahan's ambient air. *Iranian Journal of Health and Environment*. 2024;17(3):563-80.

