



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

مقاله پژوهشی

تعیین محتوی و منشأ یابی هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای (PAHs) در گردوغبار داخلی ساختمان‌های اداری کلان‌شهر اصفهان، ایران

قاسم جلال سمیان^۱، سهیل سبحان اردکانی^{۲*}، عاطفه چمنی^۳

- ۱- گروه علوم و مهندسی محیط‌زیست، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، واحد اصفهان (خوراسگان)، دانشگاه آزاد اسلامی، اصفهان، ایران
- ۲- گروه علوم و مهندسی محیط‌زیست، دانشکده علوم پایه، واحد همدان، دانشگاه آزاد اسلامی، همدان، ایران
- ۳- گروه علوم و مهندسی محیط‌زیست، مرکز تحقیقات پسماند و پساب، واحد اصفهان (خوراسگان)، دانشگاه آزاد اسلامی، اصفهان، ایران

چکیده

اطلاعات مقاله:

زمینه و هدف: امروزه شهروندان بیش‌تر اوقات خود را در فضاهای سرپسته حضور دارند و از این‌رو، احتمال مواجهه آن‌ها با انواع ترکیبات آلاینده و از جمله هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای (PAHs) با قابلیت ناهنجاری‌زایی، جهش‌زایی و سرطان‌زایی قابل توجه است. بر این اساس، این مطالعه با هدف ردیابی، تعیین محتوی و منشأ یابی ترکیبات PAH در نمونه‌های گردوغبار داخلی برخی ساختمان‌های اداری شهر اصفهان در سال ۱۴۰۱ انجام شد.

تاریخ دریافت: ۱۴۰۲/۰۲/۱۰
تاریخ ویرایش: ۱۴۰۲/۰۴/۳۱
تاریخ پذیرش: ۱۴۰۲/۰۵/۰۴
تاریخ انتشار: ۱۴۰۲/۰۹/۱۵

روش بررسی: در این مطالعه توصیفی-مقطعی، در مجموع ۸۴ نمونه گردوغبار از ۲۸ مکان نمونه‌برداری جمع‌آوری شد. در آزمایشگاه و پس از استخراج آنالیت‌ها، نسبت به شناسایی و تعیین مقادیر گونه‌های PAH با استفاده از روش کروماتوگرافی گازی-طیف‌سنجی جرمی (GC-MS) اقدام شد. منشأ ترکیبات PAH در نمونه‌ها نیز با استفاده از روش نسبت‌های تشخیصی مولکولی (MDRs) تعیین و پردازش آماری داده‌ها نیز با استفاده از نرم‌افزار SPSS انجام شد.

واژگان کلیدی: آلاینده‌های آلی دیرپا، گردوغبار داخلی، منشأ یابی، هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای، اصفهان

یافته‌ها: نتایج بیان‌گر شناسایی ۱۶ گونه دارای اولویت PAHs در نمونه‌ها با مقادیر کمینه، بیشینه و میانگین مجموع به‌ترتیب برابر با ۱۶۵۸۹، ۴۵۷۵ و ۹۸۲۸ $\mu\text{g}/\text{kg}$ بود. به‌علاوه، میانگین مقادیر ایزومرهای نفتالن، فلورین، فنانترن، فلورانتن، پیرن، بنزو (آلفا) آنتراسن، کرایسن، بنزو (بتا) فلورانتن، بنزو (کا) فلورانتن، بنزو (آلفا) پیرن، دی بنزو (آچ) آنتراسن، بنزو (جی،اچ،آی) پرین و ایندین (۱،۲،۳-سی.دی) با حد مجاز سازمان حفاظت محیط‌زیست ایران اختلاف معنی‌دار آماری داشته ($p < 0/05$) و از بیشینه رواداری این سازمان بزرگ‌تر بوده‌اند. نتایج روش MDRs نشان داد که ترکیبات PAH نمونه‌های گردوغبار غالباً از منابع پیروژنیک (Pyr) نشأت گرفته‌اند.

نتیجه‌گیری: با توجه به مخاطرات ناشی از مواجهه با ترکیبات PAH، نسبت به ردیابی، تعیین مقادیر، منشأ یابی و به‌ویژه ارزیابی خطر سلامت مواجهه با این ترکیبات آلاینده در نمونه‌های گردوغبار سایر اماکن سرپسته از جمله مراکز تجاری، آموزشی، تفریحی و منازل مسکونی توصیه می‌شود.

پست الکترونیکی نویسنده مسئول:
s_sobhan@iauh.ac.ir

Please cite this article as: Jalal Smian Q, Sobhanardakani S, Chamani A. Concentration and source identification of polycyclic aromatic hydrocarbons in office building dust of Isfahan metropolitan, Iran. Iranian Journal of Health and Environment. 2023;16(3):515-34.



مقدمه

تخریب و آلودگی محیط‌زیست و در نتیجه برهم خوردن تعادل و توازن طبیعت از مهم‌ترین پیامدهای رشد فزاینده جمعیت و به تبع آن توسعه شهرنشینی و فعالیت‌های صنعتی، اکتشاف و استخراج معادن، کشاورزی و خدماتی در سراسر جهان است (۱، ۲). منابع طبیعی و به‌ویژه فعالیت‌های انسانی به‌عنوان منابع انتشار انواع آلاینده‌ها به محیط‌زیست بوده و عامل آلوده‌کننده هیدروسفر، لیتوسفر و اتمسفر و تهدیدکننده سلامت محیط زیست در مقیاس جهانی محسوب شده‌اند و در این بین فعالیت‌های صنعتی (منابع کانونی) و کشاورزی و حمل و نقل (منابع غیرکانونی)، از بیش‌ترین سهم در آلوده‌سازی محیط برخوردارند (۳، ۴).

گردوغبار (Dust) ذرات طبیعی یا مصنوعی جامد ریز قابل تنفس یا درشت غیر قابل تنفس هستند (۵) که به‌ویژه ذرات ریز می‌توانند به نقاط عمیق و نواحی حساس مجاری تنفسی و ریه نفوذ کرده و اثرات بالقوه مهمی بر سلامت انسان‌ها برجای گذارند (۶).

هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای (PAHs) به‌عنوان گروهی از آلاینده‌های آلی دیرپا (Persistent Organic Pollutants: POPs) به دو دسته ترکیبات سبک یعنی ترکیبات با وزن مولکولی کوچک‌تر از 202 g/mol شامل نفتالن (NAPH)، اسنافتیلن (ACY)، اسنافتن (ACE)، فلورین (FLU)، فنانترن (PHE)، آنتراسن (ANT)، فلورانتن (FULA)، پایرن (PYR)، بنزو (آلفا) آنتراسن (BaA) و همچنین کرایسن (CHR) و ترکیبات سنگین یعنی ترکیبات با وزن مولکولی برابر یا بزرگ‌تر از 202 g/mol شامل بنزو (بتا) فلورانتن (BbF)، بنزو (کا) فلورانتن (BkF)، بنزو (آلفا) پایرن (BaP)، دی بنزو (آچ) آنتراسن (DahA)، بنزو (جی، آچ، آی) پرین (BghiP) و ایندن (۱، ۲، ۳ سی.دی) پایرن (IcdP) تقسیم می‌شوند که ترکیبات سنگین هرچند برای زیست‌مندان ناهنجاری‌زا، جهش‌زا و سرطان‌زا هستند، ولی در مقادیر قابل ردیابی در محیط از سمیت کم‌تری برخوردارند

(۷-۹). ترکیبات PAH از طریق هر دو منابع طبیعی و یا منابع با منشأ انسان‌ساخت (Anthropogenic Origin) تولید شده و به محیط وارد می‌شوند که منابع انسان‌ساخت تولید آن‌ها خود به دو دسته پیروژنیک (Pyrogenic (Pyr)) یعنی ترکیبات ناشی از سوزاندن زیست‌توده (Biomass) و پتروژنیک (Petrogenic (Pet)) یعنی ترکیبات ناشی از نفت و فرآورده‌های آن هستند (۱۰). لازم به‌ذکر است که مهاجرت، انتقال و نیز سرنوشت محیط‌زیستی ترکیبات PAH به خواص شیمیایی، شرایط محیطی و ویژگی‌های خاک بستگی دارد (۱۱، ۱۲).

مرور منابع بیان‌گر آن است که از بین انواع ترکیبات PAH شناسایی‌شده، فقط ۱۶ گونه به‌دلیل پایداری در محیط، ایجاد بیماری‌های قلبی (۱۳)، رشد ناقص جنین (۱۴)، بروز چاقی و دیابت (۱۵، ۱۶) و اختلالات تولیدمثلی، عصبی، ایمنی و سلولی (۱۷) از قابلیت ایجاد مخاطرات محیط‌زیستی و بهداشتی برخوردار بوده و از این‌رو، توسط آژانس حفاظت از محیط‌زیست آمریکا (U.S.EPA) در زمره ترکیبات دارای اولویت (Priority Pollutants) فهرست شده‌اند (۱۸).

مواجهه مداوم خاک و ذرات گردوغبار با انواع آلاینده‌های محیطی از یکسو، و قابلیت آن‌ها در برقراری پیوند با آلاینده‌ها از سوی دیگر نمایان‌گر ظرفیت بالای انباشت ترکیبات آلاینده توسط این اجزا است و از این‌رو، می‌توان خاک و گردوغبار را به‌عنوان منبع بالقوه انتقال آلودگی به سایر بخش‌های بیوسفر محسوب و از آن‌ها به‌عنوان شاخصی مناسب برای ارزیابی آلودگی و مخاطرات محیط‌زیستی یک منطقه استفاده کرد. در این خصوص، مطالعه آلودگی گردوغبار محیط داخلی (Indoor Dust) به ترکیبات آلاینده به‌دلیل این‌که شهروندان به‌ویژه پس از شیوع همه‌گیری کووید-۱۹ زمان زیادی از زندگی خود را در فضای سر بسته سپری کرده و به این دلیل احتمال قرارگرفتن آن‌ها در معرض ذرات گردوغبار آلوده به ترکیبات آلی سرطان‌زا به‌ویژه انواع PAH بسیار بالاست، توجه زیادی را به‌خود جلب کرده است.

نزدیکی به صنایع مختلف از مشکلات محیط‌زیستی عدیده و به‌ویژه آلودگی هوا رنج می‌برند. به‌طور کلی، موقعیت جغرافیایی اصفهان و قرارگیری آن در یک گودال و تجمع مواد آلاینده در هوای سطحی، افزایش جمعیت و وجود مراکز بزرگ صنعتی سبب افزایش روز افزون تجمع آلاینده‌ها در هوای این شهر شده است و اصفهان را به یکی از آلوده‌ترین شهرهای کشور تبدیل کرده است (۲۹).

– نمونه‌برداری از گردوغبار

در این پژوهش توصیفی-مقطعی (Descriptive Cross-Sectional Study)، پس از مرور منابع و از طرفی در نظر گرفتن محدودیت‌های مالی و زمانی، برای تعیین مقادیر ترکیبات PAH در نمونه‌های گردوغبار داخلی، با در نظر گرفتن پراکندگی یکنواخت مکان‌ها در سطح شهر، به روش تصادفی (Random Sampling)، در زمستان ۱۴۰۱ نسبت به انتخاب ۲۸ ساختمان اداری مستقر در شهر اصفهان شامل دفترخانه‌های اسناد رسمی، دفاتر پیشخوان دولت، سازمان امور مالیاتی و زیرمجموعه‌های شرکت‌های برق، گاز، مخابرات و آب و فاضلاب به‌عنوان نقاط نمونه‌برداری اقدام و موقعیت جغرافیایی مکان‌های منتخب توسط دستگاه GPS گارمین مدل 32X ETREX ثبت شد. برای برداشت نمونه، در هر مکان منتخب، از چهار گوشه سطح زمین هر یک از نقاط اتاق انتظار (راهروها)، اتاق کار و آبدارخانه هر کدام چهار نمونه گردوغبار به وزن ۱ g با استفاده از برس پلی‌اتیلنی برداشت و نمونه‌های هر نقطه برای دستیابی به یک نمونه مرکب، با هم ترکیب شدند. بدین صورت در مجموع ۸۴ نمونه گردوغبار سطحی (Floor Dust) هر کدام به وزن ۱ g از مکان‌های مورد مطالعه برداشت و در فویل آلومینیومی نگهداری شدند. پس از آن، با توجه به قابلیت فرارپذیری ترکیبات PAH، در اسرع وقت نسبت به انتقال نمونه‌ها به آزمایشگاه و انجماد (Freeze-dried) آن‌ها اقدام شد (۲۸). موقعیت استقرار مکان‌های نمونه‌برداری در شکل ۱ آورده شده است.

علی‌رغم انجام تعدادی پژوهش در سطح دنیا در خصوص شناسایی و بررسی محتوای ترکیبات PAH در نمونه‌های گردوغبار محیط داخلی (۱۷، ۱۹-۲۶)، تاکنون فقط دو مطالعه در این رابطه در مناطق جنوب غرب و غرب ایران انجام شده است (۲۷، ۲۸)، لذا، با توجه به حجم قابل توجه از مراجعین روزانه به اماکن اداری شهر اصفهان و در نظر گرفتن حداقل میانگین زمان انتظار یک ساعته برای انجام امور اداری که می‌تواند به قرار گرفتن مراجعه‌کنندگان در معرض انواع آلاینده‌های محیط داخلی از جمله فلزات سنگین، استرهای فتالات، آلاینده‌های آلی دیرپا و نظایر آن منجر شود، این پژوهش به‌عنوان اولین مطالعه مستند در مرکز ایران با هدف ردیابی، تعیین محتوی و منشاء‌یابی ترکیبات PAH در گردوغبار داخلی ساختمان‌های اداری شهر اصفهان در سال ۱۴۰۱ انجام یافت.

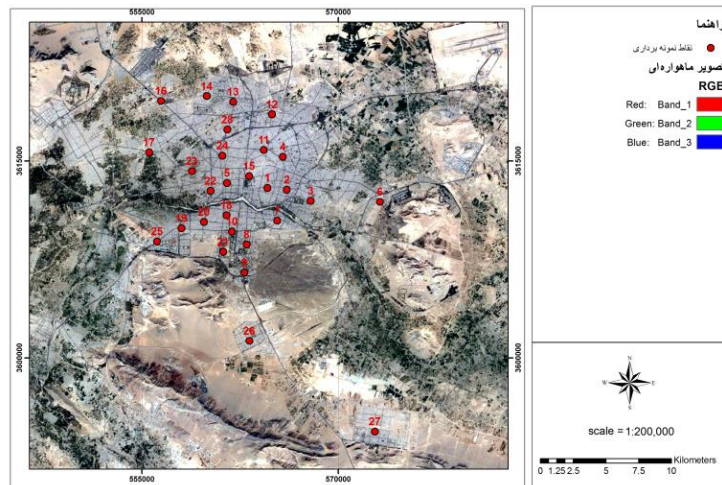
مواد و روش‌ها

– مواد مورد استفاده

از مرجع استاندارد CRM47940 حاوی مخلوط $10 \mu\text{g/mL}$ ترکیبات PAH در استونیتریل شرکت سیگما-آلدریج برای کالیبراسیون دستگاه کروماتوگراف گازی-طیف‌سنج جرمی (GC-MS) استفاده شد. ظروف مورد استفاده نیز ابتدا با آب دوبار تقطیر و پس از آن، به‌ترتیب با متانول، استون و n-هگزان شستشو داده شده و سترون شدند.

– معرفی منطقه مورد مطالعه

کلان‌شهر اصفهان با مساحت تقریبی 300 km^2 و نزدیک به ۲۹۰۰۰۰۰ نفر جمعیت ساکن به‌عنوان مرکز استان اصفهان در مرکز ایران با ارتفاع ۱۵۷۵ m از سطح دریا و در موقعیت جغرافیایی $38^{\circ}32'$ عرض جغرافیایی شمالی و $39^{\circ}51'$ طول جغرافیایی شرقی واقع شده است. اصفهان به‌دلیل قرار گرفتن در عرض جغرافیایی پایین واجد آب و هوای گرم است. همچنین، این شهر به‌طور تقریب در نیمی از سال با مشکل آلودگی هوا ناشی از تجمع گازهای آلاینده در زیر لایه وارونگی دما مواجه است. از طرفی، بیش‌تر نواحی این شهر به‌دلیل



شکل ۱- نقشه موقعیت استقرار مکان‌های نمونه‌برداری

Perylene-d12 اجازه داده شد تا در طی یک شب در دمای 25°C متعادل شوند. در گام بعد، هر نمونه سه بار و هر بار به مدت 30 min با 4 mL هگزان/استون با نسبت حجمی 4:1 اولتراسونیک (Ultrasonication) و به دنبال آن با سرعت 2000 rpm به مدت 10 min سانتریفیوژ و استخراج شدند. پس از آن، عصاره‌های حاصل برای آنالیز دستگاهی در تماس با یک جریان ملایم از گاز ازت تا 1 mL تغلیظ شدند. برنامه‌ریزی دمایی مورد استفاده برای ستون و ورودی گاز بدین صورت بود که دمای انژکتور و منبع یون به ترتیب در 280°C و 230°C تنظیم و دمای آن نیز برای 1 min تا 80°C و سپس به ترتیب تا 180، 230، 270°C (برای 2 min) و در خاتمه 300°C (برای 12 min) برنامه‌ریزی و تنظیم شدند.

– تضمین کیفیت ((Quality Assurance (QA) و کنترل کیفیت ((Quality Control (QC) آنالیزها در این پژوهش، برای ارزیابی صحت (Accuracy) آنالیزها، جلوگیری از خطای مراحل مختلف آنالیز دستگاهی و تعیین حد تشخیص دستگاه روش‌های توصیف شده توسط Bergh و همکاران (2012) (30)، Whitehead و همکاران (2013) (31) و Ali و همکاران (2016) (20) مورد استفاده قرار

– آماده‌سازی نمونه‌های گردوغبار و تعیین مقادیر ترکیبات PAH در آن‌ها

در این پژوهش، استخراج (Extraction)، جداسازی (Separation) و پاک‌سازی (Clean-up) گونه‌های PAH از نمونه‌ها در دو مرحله کروماتوگرافی ستونی (Column Chromatography) و کروماتوگرافی گازی (Gas Chromatography) با استفاده از GC-MS مدل 7890 (آجیلنت، آمریکا) واجد ستون مویرگی سیلیس ذوب شده (DB-5 30m \times 0.25mm \times 0.25 μm) در حالت مانیتورینگ یون انتخابی (Selective Ion-Monitoring (SIM) برای جداسازی انجام شد (28).

استخراج ترکیبات PAH بر اساس روش توصیف‌شده توسط Ali و همکاران (2016) (20) با استفاده از هلیوم با خلوص 99/99 درصد و جریان 1 mL/min به‌عنوان گاز حامل انجام شد. بدین منظور، 100 mg از هر نمونه گردوغبار به لوله سانتریفیوژ شیشه‌ای با حجم 12 mL منتقل و با افزودن غلظت معینی از استانداردهای داخلی (Internal Standard) شامل ترکیبی از آنالیت‌های d10-ACE، d8-NAPH، d10-PHE، d10-CHR، d10-PYR، d10-BghiP و d12-BghiP

،CHR،BaA،PYR،FULA،ANT،PHE،FLU،ACE
 با IcdP و BghiP،DahA،BaP،BkF،BbF
 ۱۳/۷۱، ۱۲/۴۵، ۸/۵۶، ۱۰/۸۲، ۷/۴۱، ۶/۸۶، ۶/۰۴، ۴/۶۶
 و ۲۲/۷۳، ۲۲/۰۲، ۲۰/۶۵، ۲۰/۱۱، ۱۷/۸۹، ۱۶/۸۱، ۱۵/۰۱
 min ۲۱/۳۳ بود. به علاوه، پنج محلول استاندارد کالیبراسیون
 PAH از دامنه ۰/۱۰۰ تا ۸/۰۰ ng/mL برای هر ترکیب
 تهیه و نسبت به ایجاد منحنی‌های کالیبراسیون
 اقدام شد.

– منشأیابی ترکیبات PAH

در این پژوهش، برای تعیین منشأ ترکیبات PAH
 از روش نسبت‌های تشخیصی مولکولی
 (Molecular Diagnostic Ratios (MDRs)) به شرح
 مندرج در جدول ۱ استفاده شد.

گرفتند. بدین صورت که صحت آنالیزها با استفاده از مواد
 مرجع استاندارد (SRM) ۲۵۸۵، نمونه‌های شاهد کنترلی
 (Procedural Blank) و سولفات سدیم حاوی مقادیر معین
 از محلول‌های استاندارد ارزیابی شد. به علاوه، برای جلوگیری
 از خطای مراحل مختلف آنالیز دستگاهی، نمونه شاهد در بین
 سایر نمونه‌ها به دستگاه تزریق شد. همچنین، حد
 تشخیص دستگاه با روش تبدیل سیگنال به نویز
 (Signal-to-Noise) تعیین شد. با استناد به یافته‌ها،
 میانگین نرخ بازیابی (Recovery Rate) برای نفتالن از
 ۸۸ درصد تا ۱۰۰ درصد و برای سایر گونه‌های شناسایی شده
 PAH از ۸۸ درصد تا ۱۰۱ درصد ثبت شد. به منظور رسم
 منحنی‌های استاندارد برای تعیین نوع آنالیت‌ها، زمان ماند
 (Retention Time) برای آنالیت‌های ACY،NAPH،

جدول ۱- مشخصه نسبت‌های تشخیصی مولکولی ترکیبات PAH (۳۲، ۳۳)

| منشأ PAH | | نسبت تشخیصی |
|----------|----------|---|
| پتروژنیک | پیروژنیک | |
| > ۰/۱ | < ۰/۱ | آنتراسن / (آنتراسن + فنانترن) |
| > ۰/۳۵ | < ۰/۲ | بنزو(آلفا)آنتراسن / (بنزو(آلفا)آنتراسن + کرایسن) |
| > ۰/۱ | < ۰/۱ | بنزو(آلفا)آنتراسن / کرایسن |
| > ۰/۴ | < ۰/۴ | فلورانتن / (فلورانتن + پایرن) |
| > ۱/۰ | < ۱/۰ | فلورانتن / پایرن |
| > ۰/۲ | < ۰/۲ | ایندن پایرن / (ایندن پایرن + بنزوپریلن) |
| < ۱۰/۰ | > ۱۰/۰ | فنانترن / آنتراسن |
| < ۱/۰ | > ۱/۰ | ترکیبات با وزن مولکولی کم / ترکیبات با وزن مولکولی زیاد |

– پردازش آماری داده‌ها

پردازش آماری داده‌ها با استفاده از ویرایش
 بسته نرم‌افزار آماری برای علوم اجتماعی
 (Statistical Package for the Social Sciences (SPSS))
 انجام شد. بدین صورت که نرمال بودن توزیع داده‌ها و همگنی

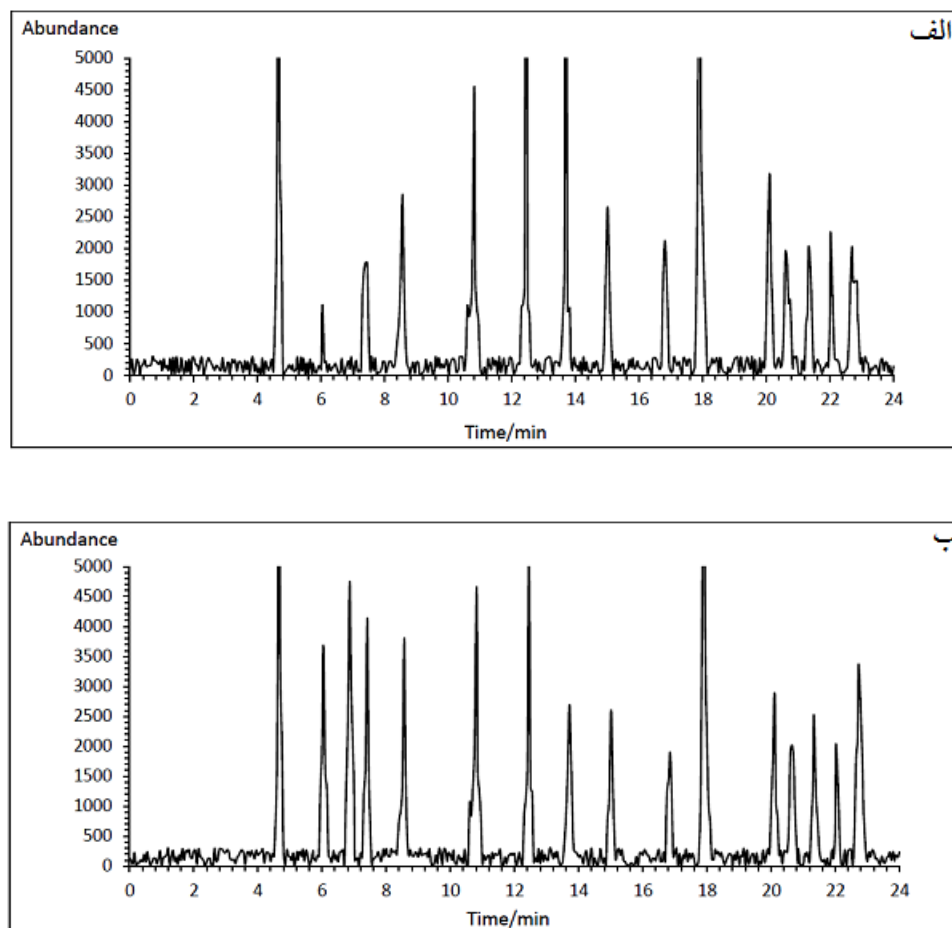
واریانس‌ها به ترتیب با آزمون‌های کولموگوروف-اسمیرنوف
 (Kolmogorov-Smirnov) و لون (Leven's Test)
 ارزیابی شدند. همچنین، میانگین غلظت ترکیبات PAH در
 نمونه‌های گردوغبار با بیشینه رواداری
 (Maximum Permissible Concentration (MPC))

(آلفا) پیرن، دی بنزو (آچ) آنتراسن، بنزو (جی،اچ،آی) پرین و ایندن (۳،۲،۱ سی.دی) پیرن به ترتیب با دامنه مقادیر ($\mu\text{g}/\text{kg}$) برابر با ۳۱۸ تا ۱۸۴۵، ۱۹/۰ تا ۲۰۵، ۱۶/۰ تا ۱۸۸، ۱۷۵ تا ۱۱۹۸، ۳۵۴ تا ۱۹۸۵، ۱۰۵ تا ۷۸۹، ۷۵۹ تا ۳۶۹۳، ۶۰۵ تا ۳۵۲۸، ۹۳/۰ تا ۵۷۰، ۱۳۳ تا ۱۳۵، ۱۷۵۴ تا ۱۳۵ تا ۶۹۴، ۱۴۱ تا ۴۷۹، ۶۷/۰ تا ۳۹۵، ۱۳۵ تا ۷۸۹ و ۱۲۵ تا ۵۶۱ در نمونه‌ها شناسایی شدند. همچنین، غلظت مجموع ۱۶ ترکیب PAH در نمونه‌ها با میانگین برابر با $9838 \mu\text{g}/\text{kg}$ از 4575 تا $16589 \mu\text{g}/\text{kg}$ متغیر بود. در تأیید اعتبار اندازه‌گیری‌ها، تصویر کروماتوگرام از تعیین مقادیر PAHs در نمونه‌های گردوغبار داخلی مکان ۱ و از طرفی کروماتوگرام استاندارد های داخلی به‌عنوان شاهد در شکل ۲ (الف و ب) آورده شده است.

سازمان حفاظت محیط‌زیست ایران و از طرفی همبستگی بین مقادیر ترکیبات PAH با هم به ترتیب با استفاده از آزمون‌های تی تک‌نمونه‌ای (One Sample t-Test) و ماتریس همبستگی پیرسون (Pearson Correlation Coefficient) مورد ارزیابی قرار گرفتند.

یافته‌ها

آماره‌های توصیفی مربوط به مقادیر ترکیبات شناسایی شده PAH در نمونه‌های گردوغبار داخلی در جدول ۲ آورده شده است. با استناد به یافته‌ها، ۱۶ ترکیب PAH شامل نفتالن، اسنافتیلن، اسنافتن، فلورین، فنانترن، آنتراسن، فلورانتن، پیرن، بنزو (آلفا) آنتراسن، کرایسن، بنزو (بتا) فلورانتن، بنزو (کاپا) فلورانتن، بنزو



شکل ۲- کروماتوگرام ترکیبات PAH جداسازی شده از نمونه‌های گردوغبار داخلی مکان نمونه‌برداری ۱ (الف) و کروماتوگرام استاندارد های داخلی برای تعیین مقادیر آنالیت‌ها (ب)

جدول ۲- آمار توصیفی مقادیر ترکیبات PAH (D.W, μg/kg) در نمونه‌های گردوغبار داخلی*

| Σ PAH | گروه PAH | | | | | | | | | | | | | | | | مکان نمونه‌برداری |
|-------|----------|-------|------|-----|-----|------|-----|-----|------|------|-----|------|------|-----|-----|------|-------------------|
| | Lead | BaPbP | DaBa | BaP | BkF | BkF | CHR | BaA | PyR | FuLa | ANT | Phe | Flu | ACE | AcY | NAPh | |
| ۹۲۶ | ۱۹۸ | ۲۲۴ | ۲۲۲ | ۱۷۹ | ۳۱۱ | ۱۰۲۶ | ۲۰۷ | ۶۶۰ | ۱۱۰۹ | ۱۴۷۸ | ۲۸۰ | ۴۴۶ | ۱۷۵ | ۲۷۰ | ۱۰۹ | ۷۶۰ | |
| ۷۶۲۴ | ۲۲۴ | ۱۳۵ | ۲۲۵ | ۲۲۲ | ۳۶۵ | ۱۰۶۶ | ۲۲۵ | ۱۶۳ | ۱۶۰۰ | ۱۵۴۸ | ۲۱۹ | ۵۳۶ | ۳۲۸ | ۸۷۰ | ۱۱۵ | ۵۵۲ | |
| ۷۱۷۸ | ۲۵۳ | ۲۸۷ | ۱۲۱ | ۲۴۷ | ۳۷۸ | ۹۷۱ | ۴۰۴ | ۳۳۹ | ۱۲۹۳ | ۱۲۵۶ | ۲۹۵ | ۴۲۱ | ۳۳۳ | ۳۷۰ | ۳۹۰ | ۷۲۰ | |
| ۷۵۲۴ | ۲۰۱ | ۳۲۷ | ۱۴۹ | ۲۴۱ | ۷۸۱ | ۷۸۸ | ۲۶۸ | ۲۱۱ | ۱۶۰۰ | ۱۵۴۴ | ۳۷۹ | ۵۶۴ | ۱۹۶ | ۳۳۰ | ۱۰۰ | ۶۴۰ | |
| ۱۰۳۰۴ | ۲۸۶ | ۵۲۹ | ۲۱۹ | ۲۶۷ | ۴۲۹ | ۱۱۹۸ | ۳۲۴ | ۱۸۱ | ۲۱۰۸ | ۱۸۲۵ | ۵۵۸ | ۷۱۶ | ۵۳۱ | ۱۱۰ | ۵۳۰ | ۸۱۸ | |
| ۱۰۸۶۴ | ۲۹۷ | ۲۱۶ | ۲۵۷ | ۲۵۱ | ۳۰۴ | ۱۲۶۳ | ۴۲۱ | ۳۳۷ | ۲۲۷۵ | ۲۳۳۷ | ۵۱۵ | ۶۷۰ | ۵۴۰ | ۱۰۰ | ۳۷۰ | ۹۳۴ | |
| ۱۰۶۲۲ | ۴۰۳ | ۵۵۰ | ۲۱۷ | ۳۸۵ | ۳۴۷ | ۱۰۳۷ | ۷۸۳ | ۳۷۲ | ۲۱۷۴ | ۲۱۶۸ | ۴۹۲ | ۳۳۹ | ۳۶۶ | ۸۹۰ | ۴۶۰ | ۷۵۴ | |
| ۹۷۰۶ | ۲۹۴ | ۳۷۵ | ۲۵۴ | ۳۳۷ | ۴۲۴ | ۱۰۹۵ | ۳۱۷ | ۳۷۶ | ۲۰۰۳ | ۱۹۸۸ | ۳۶۵ | ۵۹۱ | ۲۷۰ | ۵۷۰ | ۱۵۶ | ۷۹۹ | |
| ۲۵۷۵ | ۱۳۲ | ۱۸۸ | ۶۷۰ | ۱۴۱ | ۱۳۵ | ۴۳۸ | ۱۲۱ | ۱۹۴ | ۶۳۳ | ۱۰۰۴ | ۲۷۵ | ۲۵۵ | ۳۲۱ | ۳۹۰ | ۱۹۰ | ۴۸۳ | |
| ۲۷۷۸ | ۱۳۷ | ۱۷۶ | ۱۰۴ | ۱۸۵ | ۱۴۸ | ۵۳۱ | ۱۹۰ | ۱۰۲ | ۹۴۱ | ۷۸۹ | ۲۲۲ | ۳۵۴ | ۲۲۴ | ۲۵۰ | ۷۰۰ | ۵۳۰ | |
| ۲۶۱۹ | ۱۶۲ | ۲۲۴ | ۹۷۰ | ۱۵۷ | ۲۰۱ | ۶۰۹ | ۱۳۳ | ۹۳۰ | ۶۰۵ | ۱۰۰۵ | ۱۰۵ | ۴۲۵ | ۱۸۷ | ۴۷۰ | ۴۵۰ | ۵۳۴ | |
| ۲۶۵۷ | ۱۲۵ | ۲۹۷ | ۸۹۰ | ۱۶۳ | ۱۵۳ | ۶۱۲ | ۱۹۳ | ۱۷۳ | ۶۲۲ | ۹۳۳ | ۱۵۷ | ۲۸۱ | ۳۳۴ | ۴۱۰ | ۶۶۰ | ۳۱۸ | |
| ۱۱۳۲۶ | ۲۲۸ | ۶۱۰ | ۲۵۳ | ۳۷۷ | ۴۲۲ | ۱۲۹۰ | ۵۲۴ | ۱۹۸ | ۱۹۰۳ | ۱۹۵۸ | ۴۹۴ | ۷۷۶ | ۶۹۳ | ۱۳۵ | ۳۳۰ | ۱۳۸۲ | |
| ۱۰۸۶۷ | ۲۹۳ | ۵۶۸ | ۲۸۷ | ۳۵۵ | ۲۶۲ | ۹۸۸ | ۳۲۶ | ۲۱۶ | ۲۱۶۹ | ۱۸۵۷ | ۴۶۲ | ۸۰۸ | ۵۱۴ | ۷۶۰ | ۱۳۴ | ۱۴۴۲ | |
| ۱۳۳۰۶ | ۲۸۰ | ۵۷۲ | ۳۵۰ | ۲۹۴ | ۳۷۷ | ۱۷۵۴ | ۴۲۹ | ۴۲۳ | ۱۹۰۰ | ۲۹۲۰ | ۲۸۵ | ۱۲۶۱ | ۳۳۸ | ۱۵۷ | ۱۸۸ | ۱۲۵۸ | |
| ۱۷۸۷۳ | ۳۷۷ | ۶۷۹ | ۳۲۴ | ۳۳۵ | ۵۶۷ | ۱۲۹۸ | ۴۳۵ | ۳۹۶ | ۱۶۴۲ | ۲۵۲۶ | ۴۷۵ | ۱۱۹۵ | ۸۹۱ | ۱۸۸ | ۱۶۷ | ۱۳۷۸ | |
| ۹۷۷۲ | ۳۳۸ | ۳۰۸ | ۲۰۰ | ۲۴۹ | ۲۷۹ | ۸۸۵ | ۴۱۶ | ۱۹۴ | ۱۷۹۱ | ۱۹۱۱ | ۵۳۱ | ۷۲۰ | ۶۱۸ | ۱۲۰ | ۱۳۳ | ۱۰۷۹ | |
| ۱۰۵۷۱ | ۳۰۰ | ۲۶۶ | ۲۴۱ | ۳۵۱ | ۲۶۲ | ۸۰۶ | ۵۷۸ | ۱۵۲ | ۲۴۰۲ | ۲۰۱۵ | ۴۱۰ | ۱۰۲۲ | ۷۵۸ | ۳۶۰ | ۸۳۰ | ۹۳۹ | |
| ۱۰۳۸۴ | ۳۰۶ | ۳۴۱ | ۱۹۹ | ۳۳۹ | ۳۳۴ | ۱۱۳۷ | ۲۲۱ | ۲۲۶ | ۱۸۰۰ | ۱۸۸۵ | ۴۲۹ | ۱۲۱۰ | ۷۹۹ | ۸۹۰ | ۴۴۰ | ۱۰۰۵ | |
| ۹۷۸۹ | ۲۸۴ | ۳۱۹ | ۳۳۵ | ۳۰۰ | ۷۰۰ | ۷۲۵ | ۲۹۵ | ۱۵۱ | ۱۸۳۳ | ۲۱۵۹ | ۳۶۸ | ۸۹۴ | ۶۲۶ | ۱۱۳ | ۴۰۰ | ۱۱۶۷ | |
| ۱۶۵۸۹ | ۵۶۱ | ۷۸۹ | ۳۹۵ | ۴۷۸ | ۶۹۴ | ۱۳۵۳ | ۲۶۵ | ۵۷۰ | ۳۰۳۰ | ۲۷۱۳ | ۴۴۶ | ۱۹۸۵ | ۱۱۹۸ | ۶۷۰ | ۲۰۵ | ۱۸۴۵ | |
| ۱۵۶۲۲ | ۵۶۱ | ۳۴۴ | ۱۸۸ | ۲۶۳ | ۵۲۶ | ۱۲۹۳ | ۵۷۹ | ۲۴۸ | ۲۹۱۹ | ۲۶۹۳ | ۳۲۰ | ۱۴۹۴ | ۱۱۶۵ | ۴۳۰ | ۱۲۴ | ۱۷۶۲ | |
| ۱۵۷۰۷ | ۵۱۲ | ۳۶۶ | ۲۸۷ | ۴۱۹ | ۲۸۱ | ۱۶۲۱ | ۵۹۸ | ۳۶۴ | ۳۱۷۲ | ۲۹۲۵ | ۷۵۹ | ۱۵۰۳ | ۱۰۱۷ | ۵۳۰ | ۴۳۰ | ۱۵۸۶ | |
| ۱۵۹۹۱ | ۳۳۷ | ۵۲۶ | ۲۰۵ | ۲۷۹ | ۴۳۳ | ۱۱۱۶ | ۴۳۵ | ۳۳۲ | ۲۵۷۸ | ۳۴۷۴ | ۶۳۸ | ۱۸۶۹ | ۹۲۶ | ۱۵۳ | ۱۹۱ | ۱۳۷۰ | |
| ۹۰۳۸ | ۱۸۳ | ۲۵۵ | ۱۹۲ | ۲۵۸ | ۷۸۳ | ۳۲۴ | ۱۸۹ | ۱۴۱ | ۱۹۹۱ | ۲۰۱۱ | ۱۸۹ | ۹۶۲ | ۶۲۶ | ۸۷۰ | ۴۴۰ | ۸۷۲ | |

ادامه جدول ۲- آمار توصیفی مقادیر ترکیبات PAH (µg/kg, D.W.) در نمونه های گردوغبار داخلی *

| | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|-------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|---|
| ۱۰۴۸۱ | ۴۱۹ | ۳۲۳ | ۲۷۴ | ۲۷۲ | ۲۵۱ | ۸۵۹ | ۲۴۸ | ۲۳۱ | ۲۰۱۳ | ۲۰۸۰ | ۳۷۰ | ۱۳۵۴ | ۷۱۱ | ۹۳/۰ | ۱۰۰ | ۸۸۳ | ۲۶ |
| ۶۴۱۱ | ۱۴۲ | ۳۳۴ | ۱۶۷ | ۱۵۳ | ۲۲۹ | ۲۶۲ | ۲۱۲ | ۱۸۸ | ۱۲۷۸ | ۱۲۹۰ | ۲۱۱ | ۶۴۰ | ۲۶۰ | ۱۶/۰ | ۲۶/۰ | ۶۸۳ | ۲۷ |
| ۷۴۳۴ | ۲۱۰ | ۲۷۸ | ۱۱۹ | ۲۵۱ | ۱۸۶ | ۶۸۰ | ۱۷۴ | ۲۸۱ | ۱۱۱۶ | ۱۷۰۱ | ۳۲۸ | ۶۹۳ | ۶۲۱ | ۲۱/۰ | ۲۵/۰ | ۷۵۰ | ۲۸ |
| ۴۵۷۵ | ۱۲۵ | ۱۳۵ | ۶۷/۰ | ۱۴۱ | ۱۳۵ | ۴۳۸ | ۱۳۳ | ۹۳/۰ | ۶۰۵ | ۷۸۹ | ۱۰۵ | ۳۵۴ | ۱۷۵ | ۱۶/۰ | ۱۹/۰ | ۳۱۸ | کمینه |
| ۱۶۵۸۹ | ۵۶۱ | ۷۸۹ | ۳۹۵ | ۴۷۹ | ۶۹۴ | ۱۷۵۴ | ۵۷۰ | ۳۵۲۸ | ۳۶۹۳ | ۷۵۹ | ۱۹۵۵ | ۱۱۹۸ | ۱۸۸ | ۱۸۸ | ۲۰۵ | ۱۸۴۵ | بیشینه |
| ۹۸۳۸ | ۲۹۵ | ۳۶۶ | ۲۱۲ | ۲۸۹ | ۳۳۲ | ۴۹۴ | ۳۳۳ | ۴۲۷ | ۱۸۳۸ | ۱۹۶۱ | ۳۷۹ | ۸۸۶ | ۵۶۸ | ۷۵/۰ | ۸۷/۰ | ۹۷۷ | میانگین |
| ۳۵۰۱ | ۱۲۳ | ۱۷۲ | ۸۰/۲ | ۹۳/۸ | ۱۳۲ | ۳۴۱ | ۱۳۹ | ۱۰۹ | ۷۵۰ | ۷۲۲ | ۱۵۱ | ۴۴۴ | ۳۰۱ | ۴۶/۲ | ۵۶/۰ | ۴۰۴ | انحراف معیار |
| ۲۸۱ | ۴۱/۸ | ۲۶/۹ | ۳۷/۹ | ۳۲/۵ | ۳۹/۸ | ۳۴/۳ | ۴۱/۸ | ۴۴/۰ | ۴۰/۸ | ۳۶/۸ | ۳۹/۸ | ۵۰/۱ | ۵۳/۱ | ۶۱/۳ | ۶۳/۹ | ۴۱/۳ | ضریب تغییرات (درصد) |
| | ۷۰/۰ | ۵۰/۰ | ۱۰۰ | ۱۰۰ | ۱۰۰ | ۱۰۰ | ۱۰۰ | ۵۰/۰ | ۱۵۰ | ۵۰۰ | ۵۰۰ | ۴۰۰ | ۱۰۰ | ۲۰۰ | ۲۰۰ | ۳۰۰ | حد مجاز سازمان حفاظت محیط زیست ایران (۱۸) |

* مقادیر مربوط به میانگین غلظت سه تکرار است.

شناسایی شده PAH در نمونه‌ها در جدول ۳ آورده شده است. با استناد به مقادیر ضرایب همبستگی (r)، می‌توان اذعان داشت که بین میانگین مقادیر نفتالن و میانگین مقادیر ترکیبات اسنافتیلن، فلورین، فنانترن، آنتراسن، فلورانتن، پیرن، بنزو (آلفا) آنتراسن، کرایسن، بنزو (بتا) فلورانتن، بنزو (کا) فلورانتن، بنزو (آلفا) پیرن، دی بنزو (آچ) آنتراسن، بنزو (جی،اچ،آی) پرین و ایندن (۱،۲،۳ سی.دی) پیرن به ترتیب با ضرایب برابر با ۰/۵۰۹، ۰/۸۸۱، ۰/۸۳۰، ۰/۶۰۸، ۰/۸۵۳، ۰/۷۸۲، ۰/۳۴۸، ۰/۹۹۹، ۰/۶۶۷، ۰/۸۶۹، ۰/۳۶۲، ۰/۶۱۰، ۰/۷۸۲، ۰/۸۹۰، ۰/۹۱۴، ۰/۹۵۳، ۰/۲۴۴ و ۰/۹۰۲ و برای همه PAHs بزرگ‌تر از ۰/۵۰ بوده است. از این‌رو، می‌توان اذعان داشت که مقادیر ترکیبات PAH در نمونه‌های گردوغبار از توزیع نرمال برخوردار بوده‌اند.

نتایج آزمون تی تک‌نمونه‌ای برای مقایسه میانگین مقادیر گونه‌های PAH در نمونه‌های گردوغبار داخلی با مقادیر بیشینه رواداری نشان داد که میانگین مقادیر ایزومرهای نفتالن، فلورین، فنانترن، فلورانتن، پیرن، بنزو (آلفا) آنتراسن، کرایسن، بنزو (بتا) فلورانتن، بنزو (کا) فلورانتن، بنزو (آلفا) پیرن، دی بنزو (آچ) آنتراسن، بنزو (جی،اچ،آی) پرین و ایندن (۱،۲،۳ سی.دی) با حد مجاز سازمان حفاظت محیط‌زیست ایران اختلاف معنی‌دار آماری داشته ($p < 0.05$) و از بیشینه رواداری این سازمان بزرگ‌تر بوده‌اند. به‌علاوه، میانگین مقادیر ایزومرهای اسنافتیلن، اسنافتن و آنتراسن نیز با بیشینه رواداری سازمان حفاظت محیط‌زیست ایران اختلاف معنی‌دار آماری داشته ($p < 0.05$) و از حد مجاز این سازمان کوچک‌تر بودند.

نتایج بررسی همبستگی بین میانگین مقادیر گونه‌های

نتایج محاسبه نشانگرهای روش MDRs برای شناسایی منشاء آلودگی نمونه‌های گردوغبار داخلی به ترکیبات PAH (جدول ۴) نشان داد که میانگین مقادیر نسبت‌های تشخیصی (CHR+B(a)A)/B(a)A، (PHE+ANT)/ANT، PYR/FULA، (PYR+FULA)/FULA، CHY/B(a)A و ANT / PHE، (BghiP + IcdP)/IcdP HMW-PAHs / LMW-PAHs به ترتیب برابر با ۰/۳۱۳، ۰/۴۳۰، ۰/۸۲۳، ۰/۵۲۲، ۱/۱۲، ۰/۴۵۲، ۲/۵۰ و ۲/۹۵ بوده و بیان‌گر آن است که PAHs شناسایی شده در نمونه‌های گردوغبار داخلی از هر دو نوع منبع پتروژنیک و پیروژنیک نشأت گرفته‌اند. هرچند که مشخص شد منشاء آلودگی نمونه‌های گردوغبار به ترکیبات PAH غالباً با منابع پیروژنیک مرتبط بوده است.

نتایج آزمون تی تک‌نمونه‌ای برای مقایسه میانگین مقادیر گونه‌های PAH در نمونه‌های گردوغبار داخلی با مقادیر بیشینه رواداری نشان داد که میانگین مقادیر ایزومرهای نفتالن، فلورین، فنانترن، فلورانتن، پیرن، بنزو (آلفا) آنتراسن، کرایسن، بنزو (بتا) فلورانتن، بنزو (کا) فلورانتن، بنزو (آلفا) پیرن، دی بنزو (آچ) آنتراسن، بنزو (جی،اچ،آی) پرین و ایندن (۱،۲،۳ سی.دی) با حد مجاز سازمان حفاظت محیط‌زیست ایران اختلاف معنی‌دار آماری داشته ($p < 0.05$) و از بیشینه رواداری این سازمان بزرگ‌تر بوده‌اند. به‌علاوه، میانگین مقادیر ایزومرهای اسنافتیلن، اسنافتن و آنتراسن نیز با بیشینه رواداری سازمان حفاظت محیط‌زیست ایران اختلاف معنی‌دار آماری داشته ($p < 0.05$) و از حد مجاز این سازمان کوچک‌تر بودند.

نتایج بررسی همبستگی بین میانگین مقادیر گونه‌های

نتایج آزمون تی تک‌نمونه‌ای برای مقایسه میانگین مقادیر گونه‌های PAH در نمونه‌های گردوغبار داخلی با مقادیر بیشینه رواداری نشان داد که میانگین مقادیر ایزومرهای نفتالن، فلورین، فنانترن، فلورانتن، پیرن، بنزو (آلفا) آنتراسن، کرایسن، بنزو (بتا) فلورانتن، بنزو (کا) فلورانتن، بنزو (آلفا) پیرن، دی بنزو (آچ) آنتراسن، بنزو (جی،اچ،آی) پرین و ایندن (۱،۲،۳ سی.دی) با حد مجاز سازمان حفاظت محیط‌زیست ایران اختلاف معنی‌دار آماری داشته ($p < 0.05$) و از بیشینه رواداری این سازمان بزرگ‌تر بوده‌اند. به‌علاوه، میانگین مقادیر ایزومرهای اسنافتیلن، اسنافتن و آنتراسن نیز با بیشینه رواداری سازمان حفاظت محیط‌زیست ایران اختلاف معنی‌دار آماری داشته ($p < 0.05$) و از حد مجاز این سازمان کوچک‌تر بودند.

نتایج بررسی همبستگی بین میانگین مقادیر گونه‌های

جدول ۴- نتایج شناسایی منشأ آلودگی گردوغبار خانگی به ترکیبات PAH

| مکان نمونه برداری | | | | | | | | | | | | | | | | | | نسبت تشخیصی | | | | | | | | | | | |
|-------------------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-------------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----------------------|
| ۷۸ | ۷۷ | ۷۶ | ۷۵ | ۷۴ | ۷۳ | ۷۲ | ۷۱ | ۷۰ | ۱۹ | ۱۸ | ۱۷ | ۱۶ | ۱۵ | ۱۴ | ۱۳ | ۱۲ | ۱۱ | ۱۰ | ۹ | ۸ | ۷ | ۶ | ۵ | ۴ | ۳ | ۲ | ۱ | | |
| PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | (PHE + ANT) / ANT |
| PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | (CHR + BaA) / BaA |
| PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | CHR / BaA |
| PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | (PYR + FULA) / FULA |
| PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR / FULA |
| PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | (BghiP + IcdP) / IcdP |
| PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | PYR | ANT / PHE |
| Pet | Pet | Pet | Pet | Pet | Pet | Pet | Pet | Pet | Pet | Pet | Pet | Pet | Pet | Pet | Pet | Pet | Pet | Pet | Pet | Pet | Pet | Pet | Pet | Pet | Pet | Pet | Pet | Pet | HMW-PAHs / LMW-PAHs |

بحث

ثابت شده است که احتراق ناقص سوخت‌های فسیلی و زیست‌توده و همچنین پیرو سنتز (Pyrosynthesis) مواد آلی در زمره مهم‌ترین منابع انتشار ترکیبات PAH در محیط به‌عنوان آلاینده‌هایی با قابلیت بروز ناهنجاری‌ها و اختلالات ژنتیکی، تولیدمثلی، هورمونی و عصبی و به‌ویژه سرطان‌زا محسوب می‌شوند که در سراسر جهان در اجزای مختلف محیط از جمله ذرات گردوغبار، آب یا خاک ردیابی شده‌اند (۸، ۳۴-۳۸).

از مهم‌ترین منابع تولید PAHs در محیط‌های داخلی می‌توان به استفاده از اجاق گاز برقی یا گازی برای ایجاد گرمایش و یا پخت و پز، استعمال دخانیات و سوزاندن هیزم و یا شمع اشاره کرد. به‌علاوه، انتشار ترکیبات PAH از کفپوش و پارکت نیز به اثبات رسیده است. لذا، از آن‌جا که شهروندان بیش‌تر اوقات خود را محیط‌های سر بسته همچون منازل مسکونی و اماکن اداری، آموزشی و تجاری سپری می‌کنند، امروزه مطالعه آلودگی گردوغبار محیط داخلی به‌عنوان یک شناساگر (Indicators) مهم برای ارزیابی و ردیابی انواع آلاینده‌ها و از جمله PAHs بسیار مورد توجه قرار گرفته است (۳۸، ۳۹).

نتایج این پژوهش بیان‌گر شناسایی ۱۶ گونه PAH واجد اولویت شامل نفتالن، اسنافتیلن، اسنافتن، فلورین، فنانترن، آنتراسن، فلورانتن، پیرن، بنزو (آلفا) آنتراسن، کرایسن، بنزو (بتا) فلورانتن، بنزو (کا) فلورانتن، بنزو (آلفا) پیرن، دی بنزو (آچ) آنتراسن، بنزو (جی،اچ،آی) پرین و ایندن (۲،۳،۱،۲،۳) سی.دی) پیرن با میانگین مقادیر ($\mu\text{g}/\text{kg}$) به‌ترتیب برابر با ۹۷۷، ۸۸/۰، ۷۵/۰، ۵۶۸، ۸۸۶، ۳۷۹، ۱۹۶۱، ۱۸۳۸، ۲۴۷، ۳۳۳، ۹۹۴، ۳۳۲، ۲۸۹، ۲۱۲، ۳۶۶ و ۲۹۵ و میانگین مقادیر مجموع ترکیبات برابر با $9838 \mu\text{g}/\text{kg}$ در نمونه‌های گردوغبار داخلی ساختمان‌های اداری اصفهان بود. در پژوهش‌های مشابه، Arfaeinia و همکاران (۲۰۲۲) (۲۷) و Dalvand و همکاران (۲۰۲۲) (۲۸) میانگین مقادیر ترکیبات PAH در گردوغبار محیط داخلی شهرهای بوشهر و خرم‌آباد در ایران را به‌ترتیب

برابر با $175 \mu\text{g}/\text{kg}$ و $19/2 \mu\text{g}/\text{kg}$ گزارش کردند. علاوه بر این، میانگین مقادیر ایزومرهای شناسایی‌شده گردوغبار محیط داخلی ($\mu\text{g}/\text{kg}$) در کارولینای شمالی آمریکا برابر با ۲۱۸۰ (۴۰)، اوتاواوی کانادا برابر با ۲۹۳۰۰ (۴)، بریزبن استرالیا برابر با ۷۴۴۰ (۴۱)، مرلند آمریکا برابر با ۸۱۱۹۰ (۴۲)، ورشو لهستان برابر با ۳۵۰۳۰ (۴۳)، پالرمو ایتالیا برابر با ۱۵/۰ (۴۴)، کاوناس لیتوانی برابر با ۲۵۳ (۴۵)، کویت برابر با ۲۱۵۰ (۲۰)، جده عربستان سعودی برابر با ۱۴۲۰۰ (۴۶)، عمان اردن برابر با ۲۸۵۹ (۴۷) و آتن یونان برابر با ۲۷۲۹ (۲۵) گزارش شد. در جدول ۵، میانگین مقادیر ایزومرهای شناسایی‌شده PAH در گردوغبار محیط داخلی در برخی نقاط دنیا با یافته‌های این پژوهش مقایسه شده است.

نتایج نشان داد که محتوی گونه‌های شناسایی‌شده PAH در نمونه‌ها از ترتیب نزولی $\langle \text{ANT} \langle \text{FLU} \langle \text{PHE} \rangle \text{ACE} \rangle \langle \text{DahA} \langle \text{BaA} \langle \text{BaP} \langle \text{IcdP} \langle \text{BkF} \langle \text{CHR} \langle \text{BghiP} \langle \text{NAPH} \langle \text{BbF} \langle \text{PYR} \langle \text{FULA} \langle \text{ACY} \rangle \rangle \rangle \rangle \rangle \rangle \rangle \rangle \rangle$ (جدول ۲). تخریب سریع ایزومر نفتالن واجد دو حلقه بنزنی در ساختار مولکولی که به‌طور معمول در مدت یک ماه نیمی از محتوی آن تجزیه می‌شود (۴۸، ۴۹) و از طرفی، حضور قابل ملاحظه ایزومرهای PAH با وزن مولکولی کم در فاز گازی و عدم ارتباط آن‌ها با ذرات معلق در هوا می‌تواند عدم تجاوز میانگین مقادیر نفتالن در نمونه‌های گردوغبار از ۱۰ درصد مجموع میانگین مقادیر ۱۶ PAHs را توجیه کند که این نتایج در سایر پژوهش‌های مشابه نیز گزارش شده است (۲۵، ۲۶، ۲۸، ۴۶، ۵۰، ۵۱).

ایزومرهای فلورانتن، پیرن، بنزو (آلفا) آنتراسن، کرایسن، بنزو (بتا) فلورانتن، بنزو (کا) فلورانتن و بنزو (آلفا) پیرن توسط موسسه IARC به‌عنوان ترکیبات سرطان‌زا معرفی شده‌اند و مقادیر مجاز آن‌ها در مناطق شهری از ۳۵۰ تا $500 \mu\text{g}/\text{kg}$ متغیر است (۵۲، ۵۳)، لذا، با استناد به یافته‌ها، میانگین مقادیر این ایزومرها در نمونه‌های گردوغبار داخلی ساختمان‌های اداری شهر اصفهان ($856 \mu\text{g}/\text{kg}$) فراتر از حد مجاز بوده و از

این در حالی است که Dalvand و همکاران (۲۰۲۲) میانگین مقادیر هر ۱۶ ایزومر PAH واجد اولویت شناسایی شده در نمونه‌های گردوغبار داخلی شهر خرم‌آباد را کوچک‌تر از بیشینه رواداری سازمان حفاظت محیط‌زیست ایران گزارش کردند (۲۸). از طرفی، Ali و همکاران (۲۰۱۶) نیز میانگین مقادیر همه ایزومرهای شناسایی شده در نمونه‌های گردوغبار خانگی شهرهای جده عربستان سعودی و کویت را کوچک‌تر از حد مجاز گزارش کردند (۲۰).

این‌رو، می‌توان نتیجه گرفت که آلودگی نمونه‌های گردوغبار به این ترکیبات برای ساکنین مخاطره‌آمیز است. نتایج آزمون تی تک‌نمونه‌ای نشان داد بجز میانگین مقادیر ایزومرهای اسنافتیلین، اسنافتن و آنتراسن که از بیشینه رواداری سازمان حفاظت محیط‌زیست ایران کوچک‌تر بودند، میانگین مقادیر سایر ایزومرهای شناسایی شده در نمونه‌های گردوغبار با بیشینه رواداری سازمان حفاظت محیط‌زیست ایران اختلاف معنی‌دار آماری ($p < 0.05$) داشته و از حد مجاز بزرگ‌تر بودند.

جدول ۵- مقایسه مقادیر ایزومرهای PAH شناسایی شده در گردوغبار داخلی شهر اصفهان با نمونه‌های سایر مناطق

| منبع | مجموع میانگین مقادیر ایزومرها ($\mu\text{g/kg}$) | تعداد ترکیب PAH شناسایی شده | محدوده مطالعاتی |
|-------------|--|-----------------------------|--------------------|
| مطالعه حاضر | ۹۸۳۸ | ۱۶ | اصفهان، ایران |
| (۵۴) | ۲۰۶۷۴ | ۱۶ | شانگهای، چین |
| (۵۵) | ۵۱۱۱ | ۱۶ | پارمو، ایتالیا |
| (۵۶) | ۶۰۷۰ | ۱۶ | هنگ کنگ، چین |
| (۵۷) | ۵۰۹۵ | ۱۵ | کمبریج، انگلستان |
| (۵۱) | ۸۲۷۰ | ۱۵ | گوانگژو، چین |
| (۵۱) | ۳۵۲۰۰ | ۱۵ | کینگ یانگ، چین |
| (۳۱) | ۳۸۴ | ۹ | کالیفرنیا، آمریکا |
| (۳۸) | ۸۶۰ | ۱۸ | گوئیژو، چین |
| (۲۰) | ۳۷۵۰ | ۱۶ | جده، عربستان سعودی |
| (۲۶) | ۱۳۲۰ | ۱۶ | نپال |
| (۱۹) | ۶۳۳۰ | ۱۳ | جده، عربستان سعودی |

گونه‌های PAH را می‌توان با منشأ تولید یکسان آن‌ها مرتبط دانست که این یافته‌ها توسط نتایج پژوهش‌های Gilbert و همکاران (۲۰۰۶) (۵۹)، Essumang و همکاران (۲۰۰۹) (۶۰)، Chandra Yadav و همکاران (۲۰۱۸) (۲۶) و Dalvand و همکاران (۲۰۲۲) که وجود همبستگی معنی‌دار آماری بین میانگین مقادیر گونه‌های PAH را با منشأ تولید یکسان آن‌ها مرتبط دانستند (۲۸)، تأیید می‌شوند. این در حالی است که Emoyan و همکاران (۲۰۲۰) عدم وجود همبستگی معنی‌دار آماری بین میانگین مقادیر گونه‌های PAH را با انتشار این ترکیبات در محیط توسط منابع متعدد و متفاوت مرتبط دانستند (۶۱).

نتیجه‌گیری

این مطالعه با هدف شناسایی، تعیین مقادیر و منشأ یابی ترکیبات PAH در ۸۴ نمونه گردوغبار خانگی شهر اصفهان در سال ۱۴۰۱ انجام شد که با استناد به نتایج، ۱۶ ایزومر واجد اولویت PAH با میانگین مجموع مقادیر برابر با $9838 \mu\text{g}/\text{kg}$ در نمونه‌ها شناسایی شدند. نتایج مقایسه میانگین مقادیر PAHs در نمونه‌های گردوغبار با حد مجاز ایران نشان داد که بجز در مورد میانگین مقادیر ایزومرهای اسنافتیلین، اسنافتن و آنتراسن که از بیشینه رواداری سازمان حفاظت محیط‌زیست ایران کوچک‌تر بودند، میانگین مقادیر سایر ایزومرهای شناسایی‌شده در نمونه‌های گردوغبار با بیشینه رواداری سازمان حفاظت محیط‌زیست ایران اختلاف معنی‌دار آماری ($p < 0.05$) داشته و از حد مجاز بزرگ‌تر بودند. از طرفی، تحلیل نتایج مدل MDRs نشان داد که منابع پیروژنیک با غالبیت برابر با ۸۱ درصد، منبع اصلی آلودگی گردوغبار داخلی ساختمان‌های اداری اصفهان به PAHs بوده‌اند که این موضوع را می‌توان با کاربری‌ها و فعالیت‌های پیرامون مکان‌های نمونه‌برداری از جمله استقرار پمپ بنزین، پمپ گاز CNG، مراکز اداری-تجاری و بزرگ‌راه‌ها و

ثابت شده است که نشانگرهای مولکولی از قطعیت کافی برخوردار نبوده و ترکیبی از منابع پیروژنیک و پتروژنیک را به‌عنوان منشأ ترکیبات PAH معرفی می‌کنند (۲۸، ۴۸، ۵۸). تحلیل نتایج مدل MDRs (جدول ۴) نشان داد که منابع پیروژنیک به‌عنوان منبع اصلی (۸۱ درصد) و همچنین منابع پتروژنیک (۱۹ درصد) در آلودگی گردوغبار داخلی ساختمان‌های اداری اصفهان به PAHs نقش داشته‌اند که این موضوع را می‌توان با کاربری‌ها و فعالیت‌های پیرامون مکان‌های نمونه‌برداری از جمله استقرار پمپ بنزین، پمپ گاز CNG، مراکز اداری-تجاری و عبور بزرگ‌راه‌ها و خیابان‌های اصلی مرتبط دانست. به‌علاوه، با توجه به آن‌که مقادیر نشانگر BaP / BghiP بجز در ایستگاه ۲ (۰/۵۶۰)، در سایر مکان‌های نمونه‌برداری با میانگین برابر با ۱/۲۳ از ۰/۶۰۰ بزرگ‌تر بود، لذا می‌توان ترافیک را به‌عنوان منبع پیروژنیک آلودگی گردوغبار داخلی ساختمان‌های اداری به ترکیبات PAH در نظر گرفت که با نتایج پژوهشی که با هدف ارزیابی منشأ آلودگی گردوغبار داخلی شهر خرم‌آباد به PAHs انجام یافت (۲۸)، مطابقت دارد. از این‌رو، به‌طور کلی منشأ پیروژنیک ترکیبات PAH در نمونه‌های گردوغبار را می‌توان به مجاورت مکان‌های نمونه‌برداری به محل استقرار فعالیت‌هایی مرتبط دانست که طی آن‌ها احتراق ناقص و پیرولیز سوخت‌های فسیلی و از طرفی احتراق زیست‌توده به انتشار PAHs در هوا و سپس پیوند ایزومرها با ذرات گردوغبار منجر می‌شود.

نتایج بررسی همبستگی بین میانگین مقادیر گونه‌های PAH در نمونه‌های گردوغبار (جدول ۳) نشان داد بجز بین میانگین مقادیر ACE با ANT، ACY با CHR، ACE با BaA، ACE با IcdP و CHR با BaA که همبستگی معنی‌دار آماری وجود نداشت ($p > 0.05$)، بین میانگین مقادیر سایر ایزومرها در سطوح معنی‌داری ۰/۰۵۰ ($p < 0.05$) و ۰/۰۱۰ ($p < 0.01$) همبستگی مثبت و قوی وجود داشت. بر این اساس، همبستگی معنی‌دار آماری بین مقادیر میانگین

به پایش آلاینده‌های محیطی در طول سال اقدام شود.

ملاحظات اخلاقی

نویسندگان همه نکات اخلاقی از جمله عدم سرقت ادبی، عدم انتشار مقاله در سایر نشریه‌ها، عدم تحریف داده‌ها و پرهیز از داده‌سازی را در این مقاله رعایت کرده‌اند.

تشکر و قدردانی

این مقاله بخشی از پایان‌نامه کارشناسی ارشد محیط‌زیست مصوب واحد اصفهان دانشگاه آزاد اسلامی با عنوان "شناسایی و تعیین منشاء هیدروکربن‌های آروماتیک چند حلقه‌ای در گردوغبار داخلی ساختمان‌های عمومی شهر اصفهان" و با کد ۱۷۵۱۵۲۳۰۰۶۹۰۷۶۴۲۱۱۰۱۹۱۶۲۷۵۹۵۸۳ است.

خیابان‌های اصلی مرتبط دانست. به‌طور کلی، از آن‌جا که قرار گرفتن در معرض مقادیر بیش‌تر از حد مجاز انواع آلاینده‌های آلی و معدنی از جمله فلزات سنگین، آلاینده‌های آلی پایدار و استرهای فتالات در محیط داخلی (اماکن سرپسته) مخاطرات جدی تندرستی برای انسان به‌دنبال خواهند داشت، شناسایی، تعیین محتوا، منشاء‌یابی، ارزیابی مخاطره سلامت و پایش منظم و دوره‌ای این آلاینده‌ها در اماکنی همچون مراکز تجاری، مسکونی، آموزشی، تفریحی و ورزشی برای کنترل منابع تولید و انتشار آن‌ها با هدف حفظ سلامت شهروندان توصیه می‌شود. از طرفی، از آن‌جا که اجرای این پژوهش با محدودیت‌های مالی و زمانی مواجه بود و نمونه‌برداری از گردوغبار فقط در فصل زمستان انجام شد، پیشنهاد می‌شود در مطالعه‌های آتی با هدف دستیابی به اطلاعات جامع، نسبت

References

1. Sobhanardakani S. Human health risk assessment of potentially toxic heavy metals in the atmospheric dust of city of Hamedan, west of Iran. *Environmental Science and Pollution Research*. 2018;25(28):28086-93.
2. Sobhanardakani S. Ecological and human health risk assessment of heavy metal content of atmospheric dry deposition, a case study: Kermanshah, Iran. *Biological Trace Element Research*. 2019;187:602-10.
3. Hosseini NS, Sobhanardakani S, Cheraghi M, Lorestani B, Merrikhpour H. Heavy metal concentrations in roadside plants (*Achillea wilhelmsii* and *Cardaria draba*) and soils along some highways in Hamedan, west of Iran. *Environmental Science and Pollution Research*. 2020;27:13301-14.
4. Maertens RM, Bailey J, White PA. The mutagenic hazards of settled house dust: a review. *Mutation Research/Reviews in Mutation Research*. 2004;567(2-3):401-25.
5. Sobhan Ardakani S, Nainian J. Survey of particulate matter pollution in ambient air of Azandarian stone crushing units. *Human & Environment*. 2017;15(1):1-11. (In Persian)
6. Sobhan Ardakani S, Esmaili Sari A, Cheraghi M, Tayebi L, Ghasempouri M. Determination of Tehran air quality using the Air Quality Index in 2004. *Journal of Environmental Science and Technology*. 2007;8(4):8-33 (In Persian).
7. Armstrong B, Hutchinson E, Unwin J, Fletcher T. Lung cancer risk after exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons: a review and meta-analysis. *Environmental Health Perspectives*. 2004;112(9):970-78.
8. Mohammadi SM, Lorestani B, Sobhan Ardakani S, Cheraghi M, Kiani Sadr M. 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*. 2021;1-14.
9. Saeedi M, Li LY, Salmanzadeh M. Heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons: pollution and ecological risk assessment in street dust of Tehran. *Journal of Hazardous Materials*. 2012;227:9-17.
 10. Bignal KL, Langridge S, Zhou JL. Release of polycyclic aromatic hydrocarbons, carbon monoxide and particulate matter from biomass combustion in a wood-fired boiler under varying boiler conditions. *Atmospheric Environment*. 2008;42(39):8863-71.
 11. Rabiei Mesbah A, Sobhan Ardakani S, Cheraghi M, Lorestani B. 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*. 2022;8(1):68-82 (In Persian).
 12. Rabieimesbah A, Sobhanardakani S, Cheraghi M, Lorestani B. Analysis of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface soil of agricultural lands in Hamedan, Iran. *Iranian Journal of Health and Environment*. 2022;15(1):103-20 (In Persian).
 13. Alhamdow A, Lindh C, Albin M, Gustavsson P, Tinnerberg H, Broberg K. Early markers of cardiovascular disease are associated with occupational exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons. *Scientific Reports*. 2017;7(1):1-11.
 14. Huo X, Wu Y, Xu L, Zeng X, Qin Q, Xu X. Maternal urinary metabolites of PAHs and its association with adverse birth outcomes in an intensive e-waste recycling area. *Environmental Pollution*. 2019;245:453-61.
 15. Poursafa P, Dadvand P, Amin MM, Hajizadeh Y, Ebrahimpour K, Mansourian M, et al. Association of polycyclic aromatic hydrocarbons with cardiometabolic risk factors and obesity in children. *Environment International*. 2018;118:203-10.
 16. Yang L, Yan K, Zeng D, Lai X, Chen X, Fang Q, et al. Association of polycyclic aromatic hydrocarbons metabolites and risk of diabetes in coke oven workers. *Environmental Pollution*. 2017;223:305-10.
 17. Oliveira M, Slezakova K, Delerue-Matos C, Pereira MC, Morais S. Children environmental exposure to particulate matter and polycyclic aromatic hydrocarbons and biomonitoring in school environments: A review on indoor and outdoor exposure levels, major sources and health impacts. *Environment International*. 2019;124:180-204.
 18. Mohammadi SM, Lorestani B, Sobhan Ardakani S, Cheraghi M, Kiani Sadr M. Concentrations and potential ecological risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in surface soils from vicinity of Arad-Kouh processing and disposal complex, Tehran, Iran. *Iranian Journal of Soil Research*. 2021;34(4):515-28. (In Persian)
 19. Alamri SH, Ali N, Ali Albar HMS, Rashid MI, Rajeh N, Ali Qutub MM, et al. 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*. 2021;18(5):2743.
 20. Ali N, Ismail IMI, Khoder M, Shamy M, Alghamdi M, Costa M, et al. 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*. 2016;573:1607-14.

21. Cao Z, Wang M, Chen Q, Zhu C, Jie J, Li X, et al. Spatial, seasonal and particle size dependent variations of PAH contamination in indoor dust and the corresponding human health risk. *Science of The Total Environment*. 2019;653:423-30.
22. Dodson RE, Camann DE, Morello-Frosch R, Brody JG, Rudel RA. Semivolatile organic compounds in homes: strategies for efficient and systematic exposure measurement based on empirical and theoretical factors. *Environmental Science & Technology*. 2015;49(1):113-22.
23. Marques JJ, Schulze DG, Curi N, Mertzman SA. Trace element geochemistry in Brazilian Cerrado soils. *Geoderma*. 2004;121(1-2):31-43.
24. Romagnoli P, Balducci C, Perilli M, Gherardi M, Gordiani A, Gariazzo C, et al. Indoor PAHs at schools, homes and offices in Rome, Italy. *Atmospheric Environment*. 2014;92:51-59.
25. Stamatelopoulou A, Dasopoulou M, Bairachtari K, Karavoltos S, Sakellari A, Maggos T. 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*. 2021;11(4):1479.
26. Yadav IC, Devi NL, Li J, Zhang G. 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*. 2018;616:223-35.
27. Arfaeinia L, Tabatabaie T, Miri M, Arfaeinia H. Bioaccessibility-based monitoring and risk assessment of indoor dust-bound PAHs collected from housing and public buildings: Effect of influencing factors. *Environmental Research*. 2022;204:112039.
28. Dalvand N, Sobhan Ardakani S, Kiani Sadr M, Cheraghi M, Lorestani B. Analysis of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Household Dusts of the City of Khorramabad, Iran. *Journal of Water and Soil Science*. 2022;26(3):303-16 (In Persian).
29. Shahmohammadi A, Bayat A. Study of air pollution of Isfahan based on NO₂ measured data by OMI Satellite sensor. *Journal of Applied Researches in Geographical Sciences*. 2022;22(67):41-55 (In Persian).
30. Bergh C, Luongo G, Wise S, Östman C. Organophosphate and phthalate esters in standard reference material 2585 organic contaminants in house dust. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*. 2012;402:51-59.
31. Whitehead TP, Metayer C, Petreas M, Does M, Buffler PA, Rappaport SM. Polycyclic aromatic hydrocarbons in residential dust: sources of variability. *Environmental Health Perspectives*. 2013;121(5):543-50.
32. Brändli RC, Bucheli TD, Kupper T, Mayer J, Stadelmann FX, Tarradellas J. Fate of PCBs, PAHs and their source characteristic ratios during composting and digestion of source-separated organic waste in full-scale plants. *Environmental Pollution*. 2007;148(2):520-28.
33. Katsoyiannis A, Terzi E, Cai Q-Y. On the use of PAH molecular diagnostic ratios in sewage sludge for the understanding of the PAH sources. Is this use appropriate? *Chemosphere*. 2007;69(8):1337-39.
34. Deziel NC, Wei W-Q, Abnet CC, Qiao Y-L, Sunderland D, Ren J-S, et al. A multi-day environmental study of polycyclic aromatic hydrocarbon exposure in a high-risk region for esophageal cancer in China. *Journal of Exposure*

- Science & Environmental Epidemiology. 2013;23(1):52-59.
35. Dong TT, Lee B-K. Characteristics, toxicity, and source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in road dust of Ulsan, Korea. *Chemosphere*. 2009;74(9):1245-53.
36. Haritash A, Kaushik C. Biodegradation aspects of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs): a review. *Journal of Hazardous Materials*. 2009;169(1-3):1-15.
37. Shostak S. Locating gene-environment interaction: at the intersections of genetics and public health. *Social Science & Medicine*. 2003;56(11):2327-42.
38. Yang Q, Chen H, Li B. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in indoor dusts of Guizhou, southwest of China: status, sources and potential human health risk. *PloS One*. 2015;10(2):e0118141.
39. Hahladakis JN, Stylianos M, Gidarakos E. Assessment of released heavy metals from electrical and electronic equipment (EEE) existing in shipwrecks through laboratory-scale simulation reactor. *Journal of Hazardous Materials*. 2013;250:256-64.
40. Wilson NK, Chuang JC, Lyu C, Menton R, Morgan MK. Aggregate exposures of nine preschool children to persistent organic pollutants at day care and at home. *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology*. 2003;13(3):187-202.
41. Robertson S, Ayoko G, Duigu J. Elemental and polycyclic aromatic hydrocarbon compositions of house dust in Brisbane, Australia. *Proceedings: Indoor Air*. 2005:1536-40.
42. Egeghy PP, Quackenboss JJ, Catlin S, Ryan PB. Determinants of temporal variability in NHEXAS-Maryland environmental concentrations, exposures, and biomarkers. *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology*. 2005;15(5):388-97.
43. Tatur A, Kicińska E, Wasilowska A, Gromadka P. Polycyclic aromatic hydrocarbons in house dust from Warsaw. *Ecological Chemistry and Engineering. A*. 2009;16(7):867-74.
44. Iwegbue CM. Polycyclic aromatic hydrocarbons profile of kitchen dusts. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 2011;86:298-301.
45. Krugly E, Martuzevicius D, Sidaraviciute R, Ciuzas D, Prasauskas T, Kauneliene V, et al. Characterization of particulate and vapor phase polycyclic aromatic hydrocarbons in indoor and outdoor air of primary schools. *Atmospheric Environment*. 2014;82:298-306.
46. Ali N, Ismail IMI, Khoder M, Shamy M, Alghamdi M, Al Khalaf A, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the settled dust of automobile workshops, health and carcinogenic risk evaluation. *Science of The Total Environment*. 2017;601:478-84.
47. Maragkidou A, Arar S, Al-Hunaiti A, Ma Y, Harrad S, Jaghbeir O, et al. Occupational health risk assessment and exposure to floor dust PAHs inside an educational building. *Science of The Total Environment*. 2017;579:1050-56.
48. Melnyk A, Dettlaff A, Kuklińska K, Namieśnik J, Wolska L. Concentration and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) in surface soil near a municipal solid waste (MSW) landfill. *Science of The Total Environment*. 2015;530:18-27.
49. Oleszczuk P, Baran S. Degradation of Individual Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Soil Polluted with Aircraft Fuel. *Polish Journal of Environmental Studies*. 2003;12(4).

50. Orecchio S. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in indoor emission from decorative candles. *Atmospheric Environment*. 2011;45(10):1888-95.
51. Wang W, Wu F, Zheng J, Wong MH. 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*. 2013;263:627-37.
52. Kanaly RA, Harayama S. Biodegradation of high-molecular-weight polycyclic aromatic hydrocarbons by bacteria. *Journal of Bacteriology*. 2000;182(8):2059-67.
53. Liu S, Xia X, Zhai Y, Wang R, Liu T, Zhang S. Black carbon (BC) in urban and surrounding rural soils of Beijing, China: spatial distribution and relationship with polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). *Chemosphere*. 2011;82(2):223-28.
54. Ren Y, Cheng T, Chen J. Polycyclic aromatic hydrocarbons in dust from computers: one possible indoor source of human exposure. *Atmospheric Environment*. 2006;40(36):6956-65.
55. Mannino MR, Orecchio S. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in indoor dust matter of Palermo (Italy) area: extraction, GC-MS analysis, distribution and sources. *Atmospheric Environment*. 2008;42(8):1801-17.
56. Kang Y, Cheung KC, Wong MH. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in different indoor dusts and their potential cytotoxicity based on two human cell lines. *Environment International*. 2010;36(6):542-47.
57. Anders N, Abb M, Sorkau E, Kubinec R, Lorenz W. Analysis and occurrence of polycyclic aromatic hydrocarbons in household dust. *Fresenius Environmental Bulletin*. 2012;21(2):372-79.
58. Tobiszewski M, Namieśnik J. PAH diagnostic ratios for the identification of pollution emission sources. *Environmental Pollution*. 2012;162:110-19.
59. Gilbert E, Dodoo D, Okai-Sam F, Essuman K, Quagraine E. Characterization and source assessment of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sediments of the Fosu Lagoon, Ghana. *Journal of Environmental Science and Health Part A*. 2006;41(12):2747-75.
60. Essumang DK, Adokoh C, Afriyie J, Mensah E. Source assessment and analysis of polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH's) in the Oblogo waste disposal sites and some water bodies in and around the Accra Metropolis of Ghana. *Journal of Water Resource and Protection*. 2009;1(6):456-68.
61. Emoyan OO, Onocha EO, Tesi GO. Concentration assessment and source evaluation of 16 priority polycyclic aromatic hydrocarbons in soils from selected vehicle-parks in southern Nigeria. *Scientific African*. 2020;7:e00296.



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



Concentration and source identification of polycyclic aromatic hydrocarbons in office building dust of Isfahan metropolitan, Iran

Qasim Jalal Smian¹, Soheil Sobhanardakani^{2*}, Atefeh Chamani³

1- Department of Environmental Science and Engineering, College of Agriculture and Natural Resources, Isfahan (Khorasgan) Branch, Islamic Azad University, Isfahan, Iran

2- Department of the Environment, College of Basic Sciences, Hamedan Branch, Islamic Azad University, Hamedan, Iran

3- Department of Environmental Science and Engineering, Waste and Wastewater Research Center, Isfahan (Khorasgan) Branch, Islamic Azad University, Isfahan, Iran

ARTICLE INFORMATION:

Received: 30 April 2023

Revised: 22 July 2023

Accepted: 26 July 2023

Published: 06 December 2023

Keywords: Persistent organic pollutants, Indoor dust, Source apportionment, PAHs, Isfahan

*Corresponding Author:

s_sobhan@iauh.ac.ir

ABSTRACT

Background and Objective: Nowadays, individuals spend a lot of time indoors; thus they are exposed to hazardous compounds including polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) with teratogen, mutagen, and carcinogen potential. Therefore, this study was conducted to detect, and determine the content and source apportionment of PAHs in office building dust samples of Isfahan metropolitan in 2023.

Materials and Methods: In this descriptive cross-sectional study, 84 indoor dust samples were collected from 28 sampling sites. After extraction of analytes, the gas chromatography/mass spectrometry (GC-MS) method was used to determine PAHs content in the samples. Molecular diagnostic ratios (MDRs) were used to determine the origin of PAH compounds. Furthermore, all statistical analyses were performed by SPSS software.

Results: The results showed that 16 priority PAHs were detected in the office building dust samples with the minimum, maximum, and mean values ($\mu\text{g}/\text{kg}$) of 4575, 16589, and 9838. Moreover, based on the results obtained, the mean contents of NAPH, FLU, PHE, FULA, PYR, BaA, CHR, BbF, BkF, BaP, DahA, BghiP, and IcdP species were higher than the maximum permissible concentration (MPC) established by Iran DOE. The results of the MDRs method indicated that although PAHs originated from both pyrogenic and petrogenic sources, the pyrogenic sources had the main role in the pollution of office building dusts with PAHs.

Conclusion: Due to risks arising from exposure to PAHs, detection, determination of contents, source identification, and especially health risk assessment of PAHs in indoor dust of other closed places such as commercial, educational, and recreational buildings as well as households is recommended.

Please cite this article as: Jalal Smian Q, Sobhanardakani S, Chamani A. Concentration and source identification of polycyclic aromatic hydrocarbons in office building dust of Isfahan metropolitan, Iran. *Iranian Journal of Health and Environment*. 2023;16(3):515-34.

