

بررسی منشأ و ریسک سلامت هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای (PAHs) در گرد و غبار خیابانی شهر دزفول

فاطمه صادق‌دوست^۱، نوید قنواتی^{۲*} و احد نظریور^۳

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۹/۸/۱۹؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۹/۱۲/۱۱)

چکیده

به‌طور عمده گرد و غبار خیابانی تحت تأثیر آلودگی هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای (PAHs) قرار دارند. PAHs گروهی از آلاینده‌های آلی هستند که از دو یا چند حلقه بنزنی تشکیل شده و عمدتاً طی احتراق ناقص تولید شده‌اند. PAHs به دلیل خواص سرطان‌زایی و جهش‌زایی بالا در انسان توجه گسترده‌ای را به خود جلب کرده‌اند. بنابراین، هدف از انجام این مطالعه، بررسی منشأ و میزان تأثیر این ترکیبات بر سلامت انسان و محیط زیست بود. تعداد ۳۰ عدد نمونه گرد و غبار از پیاده‌رو خیابان‌های اصلی شهر دزفول برداشت و غلظت PAHs به روش کروماتوگرافی گازی-طیف سنجی جرمی (GC-MS) تعیین شد. مقدار کل غلظت ترکیبات PAHs در گرد و غبار خیابانی شهر دزفول از ۵۶۲/۸۵ تا ۵۱۴۴۷/۱۰ میکروگرم بر کیلوگرم متغیر بود. نسبت ترکیبات سرطان‌زا به کل PAHs در محدوده بین ۰/۷۳ تا ۰/۹۱ بود. PAHs با وزن مولکولی پایین و وزن مولکولی بالا به ترتیب ۱۲٪ و ۸۸٪ از کل PAHs را شامل شد. احتراق سوخت‌های فسیلی و محصولات نفتی و انتشار از وسایل نقلیه و ترافیک مهم‌ترین منشأ PAHs در شهر دزفول است. میزان خطر ابتلا به سرطان در طول عمر (ILCR) در مسیر بلع برای کودکان بیشتر از بزرگسالان بوده است اما میزان ILCR در مسیر جذب پوستی و تنفس در بزرگسالان بیشتر از کودکان است. مجموع ریسک سرطانی (CR) برای کودکان ($5/77 \times 10^{-3}$) بیشتر از بزرگسالان ($5/56 \times 10^{-3}$) است که این امر پتانسیل بالای خطر سرطان‌زایی را در منطقه مورد مطالعه نشان می‌دهد.

واژه‌های کلیدی: گرد و غبار، هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای، ارزیابی آلودگی، ریسک سلامت، دزفول

۱. گروه خاکشناسی، پردیس علوم و تحقیقات خوزستان، دانشگاه آزاد اسلامی، اهواز، ایران

۲. گروه خاکشناسی، واحد اهواز، دانشگاه آزاد اسلامی، اهواز، ایران

۳. گروه زمین‌شناسی، واحد اهواز، دانشگاه آزاد اسلامی، اهواز، ایران

*: مسئول مکاتبات: پست الکترونیکی: Ghanavati.navid2014@gmail.com

مقدمه

مناطق شهری در سرتاسر جهان تغییرات سریعی را از نظر شهرنشینی و توسعه اقتصادی تجربه می‌کنند که این امر باعث کاهش کیفیت محیط شهری شده است (۲، ۶ و ۱۰). گرد و غبار خیابانی به دلیل تجمع ذرات جامد در فرم‌هایی از آلاینده‌های آلی و معدنی موجود در سطح خیابان‌ها و پیاده‌روها به‌عنوان یکی از مهم‌ترین پیامدهای محیط زیستی فعالیت‌های انسان، در چند سال اخیر مورد توجه بسیاری از پژوهشگران علوم محیط زیستی قرار داشته است (۱۸ و ۲۲). گرد و غبار خیابانی یک مخزن اصلی برای پتانسیل سمیت ناشی از هیدروکربن‌های آروماتیک چند حلقه‌ای (PAHs) است (۸). PAHs گروهی از ترکیبات آلی هستند که دارای دو تا چند حلقه آروماتیک به هم پیوسته از اتم‌های کربن و هیدروژن هستند (۹). PAHs به‌عنوان آلاینده‌های زیست محیطی به‌طور گسترده در محیط توزیع شده‌اند که دارای منابع انسان‌زاد و طبیعی هستند. از منابع طبیعی این هیدروکربن‌ها می‌توان به آتش‌سوزی جنگل‌ها و آتشفشان اشاره کرد (۱). PAHs با منبع انسان‌زاد را می‌توان به سه گروه بیروژنیک، پیروژنیک و پتروژنیک طبقه‌بندی کرد. PAHs پیروژنیک از احتراق ناقص مواد آلی مانند احتراق سوخت‌های فسیلی و زغال سنگ ایجاد می‌شود (۹). به‌تازگی نسبت‌های تشخیصی PAHs به‌عنوان ابزاری برای تعیین و ارزیابی منابع انتشار آن‌ها مورد استفاده قرار گرفته‌اند. این نسبت‌ها منشأ این ترکیبات از فرایند تولید نفت، احتراق نفت و احتراق توده زیستی یا زغال را جدا می‌کنند. ترکیبات قرار گرفته در هر گروه جرم مولی مشابهی داشته بنابراین، فرض بر این است که خواص فیزیکوشیمیایی یکسانی داشته باشند. مطالعات زیادی نشان داده است که این نسبت‌ها طی انتقال PAHs از یک فاز به فاز دیگر و نیز تجزیه محیطی تغییر می‌کنند (۱۱، ۱۶ و ۲۹). PAHs با حلقه‌های بنزنی ناشی از سوخت ناقص مواد آلی، دسته‌بزرگی از سرطان‌زاهای محیطی هستند که به دلیل پایداری و تجمع‌پذیری زیستی که به دلیل اثرات آلرژی‌زا، جهش‌زا و سرطان‌زا به‌عنوان تهدیدی برای سلامت بشر شناخته

شده است (۲۵) و به همین دلیل این ترکیبات در آژانس حفاظت محیط زیست ایالات متحده در اولویت لیست نظارت آلاینده‌ها قرار گرفته است. قنواتی و همکاران (۹) به مطالعه ترکیبات PAHs در گرد و غبار خیابانی شهر آبادان پرداختند و به این نتیجه رسیدند که مجموع ریسک سرطانی (CR) برای کودکان بیشتر از بزرگسالان است که برای هر دو گروه سنی بیشتر از حد توصیه شده است. با توجه به اینکه مجموع ریسک سرطانی (CR) بیش از 10^{-4} بود، این امر پتانسیل بالای خطر سرطان‌زایی را در شهر آبادان نشان داد که این خطر در کودکان بیشتر از بزرگسالان است. تاکنون مطالعه‌ای که انواع PAHs را در گرد و غبار خیابانی شهر دزفول مشخص کند، انجام نشده است. برای مدیریت بهتر شهری، ارزیابی نوع و غلظت ترکیبات موجود در گرد و غبار خیابانی و شناسایی منابع احتمالی آن‌ها، کنترل آلودگی و همچنین برای جلوگیری از افزایش بیماری‌های ناشی از انتشار PAHs از منابع مختلف، انجام چنین مطالعه‌ای لازم است. بنابراین، با توجه به مطالب ذکرشده و اهمیت زیست‌محیطی این مسئله لزوم بررسی میزان غلظت این ترکیبات در گرد و غبار خیابانی شهر دزفول احساس شده است. بدین ترتیب هدف از پژوهش حاضر (۱) تعیین غلظت و منبع PAHs در گرد و غبار خیابانی شهر دزفول و ارزیابی میزان آلودگی آن‌ها، (۲) تعیین منبع پتروژنیک و پیروژنیک PAHs در نمونه‌های گرد و غبار خیابانی و (۳) ارزیابی خطر PAHs بر سلامت انسانی با استفاده از شاخص‌های محیط زیستی است.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

شهرستان دزفول، از شهرستان‌های استان خوزستان در جنوب غربی ایران است. شهر دزفول از لحاظ وسعت و جمعیت دومین شهر بعد از اهواز در استان خوزستان است. موقعیت جغرافیایی شهر دزفول در طول جغرافیایی ۴۸ درجه و ۲۰ دقیقه و عرض جغرافیایی ۳۲ درجه و ۵۵ دقیقه و با ارتفاع ۱۴۳ متر از سطح دریا و با مساحتی معادل 4762 Km^2 است. جمعیت آن

استفاده شد. نمونه‌ها حدود ۶ تا ۹ ساعت در دستگاه سوکسله با درجه حرارت ۵۳ درجه سانتی‌گراد قرار داده شدند، بعد از گذشت مدت زمان تعیین شده (۶ تا ۹ ساعت) عصاره‌های ایجادشده توسط تبخیرکننده‌های دوار (دستگاه روتاری) تغلیظ شدند. نمونه‌های تغلیظ شده به ستون سلیکاژل که برای جدا سازی انواع مواد آلی استفاده می‌شود اضافه شدند. در مرحله اول بعد از اضافه کردن n هگزان، هیدروکربن‌های آلیفاتیک جدا شدند. بخش دوم حاوی (PAHs) است که توسط ۷۰ میلی لیتر مخلوطی از دی کلرو متان و n هگزان (40:60, v/v) از ترکیب جدا شدند. در ادامه از دستگاه تبخیر و گاز بی‌اثر نیتروژن برای کاهش حجم نمونه‌ها تا ۱ میلی لیتر استفاده شد. آنالیز تمام نمونه‌های استخراج شده توسط دستگاه کروماتوگرافی گازی - طیف سنجی جرمی (GC-MS) (HP5MS-GC7890) مدل (MS 5970) انجام شد (۱۶). به‌منظور کنترل کیفیت روش، با هر ۱۰ سری از نمونه‌ها یک نمونه شاهد (Blank) در نظر گرفته شد. برای تصحیح خطای تزریق و آنالیز کمی ترکیبات به وسیله دستگاه GC-MS، ۱۰۰ میکرولیتر استاندارد پارترفنیل-d₁₄ (p-terphenly-d₁₄) قبل از تزریق به ویال‌های حاوی نمونه اضافه شد. جهت تعیین حد تشخیص ((Limited of detection (LOD)) دستگاه از روش سیگنال به نویز ((Signal to noise ratio (SNR)) استفاده شد. میزان حد تشخیص و حد تعیین ((Limited of quantification (LOQ)) ترکیبات PAH به ترتیب در محدوده ۰/۰۰۰۶ تا ۰/۰۵۳۲ و ۰/۰۰۱۱ تا ۰/۱۳۵ محاسبه شد. مقدار درصد روش آنالیز ترکیبات ۴/۰۹ درصد محاسبه شد.

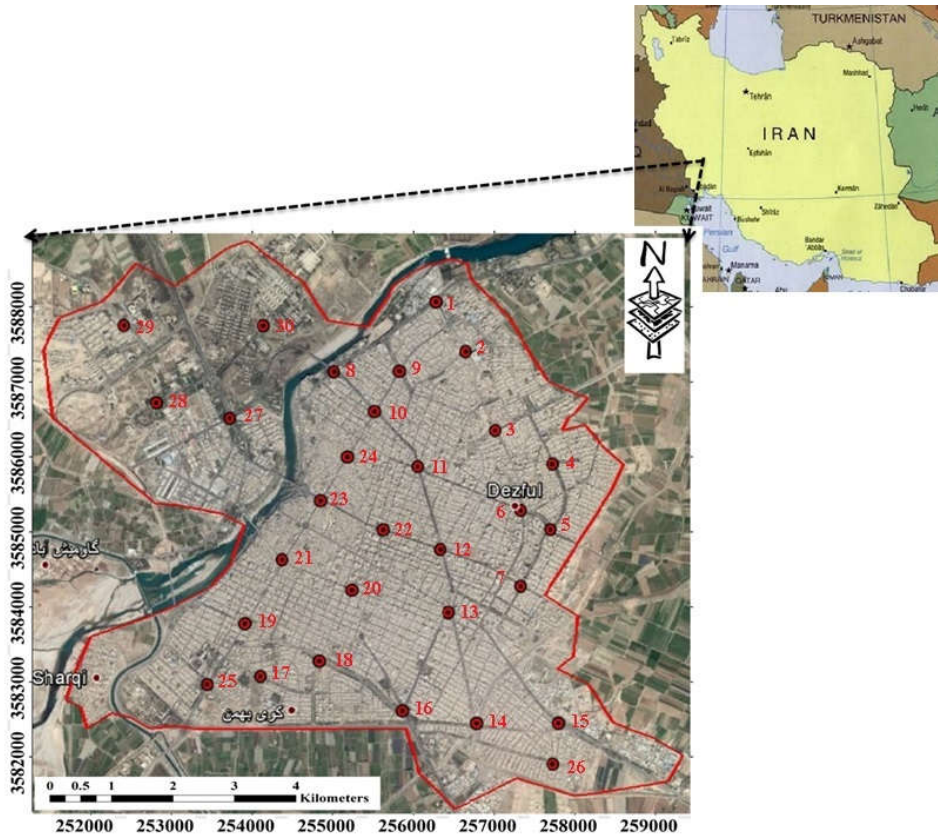
آنالیز آماری

برای بررسی نرمال بودن داده‌ها از آزمون آماری کولموگروف-اسمیرنوف (K-S) استفاده شد. از تحلیل مؤلفه‌های اصلی (PCA) به‌منظور تعیین منابع احتمالی PAHs در گرد و غبار خیابانی شهر دزفول استفاده شده است. نتایج PCA برای به

در سرشماری سال ۱۳۹۵، ۴۴۳ هزار نفر بوده است. این شهر دارای آلودگی‌هایی از قبیل احتراق نفت و گاز، صنایع و ترافیک بوده و به‌منظور پالایش و مدیریت آلودگی‌های موجود، ارزیابی محیط زیستی در این شهر حائز اهمیت است.

نمونه برداری و تجزیه و تحلیل نمونه‌ها

در این تحقیق به‌منظور مطالعه غلظت PAHs در گرد و غبار خیابانی شهر دزفول، نمونه‌برداری در فصل خشک در خردادماه ۱۳۹۶ از نقاط پرتراфик، میدان‌های شهر، خیابان‌های اصلی شهر، مراکز خرید و مناطق مسکونی از کنار پیاده‌روها، آسفالت خیابان‌ها و مکان‌هایی که گرد و غبار برای مدتی در آن تجمع یافته است برداشت شد. محل و موقعیت نقاط نمونه برداری در شکل (۱) و جدول (۱) نشان داده شده است. گرد و غبار خیابانی نقاط به گونه‌ای انتخاب شدند که بتوانند کل منطقه مورد مطالعه را پوشش دهند. در مجموع ۳۰ نمونه جمع‌آوری شد. نمونه‌ها به صورت ترکیبی (مخلوط ۳ نمونه با هم در فاصله ۵ تا ۱۰ متر) و با وزن تقریبی ۱۰۰ گرم بدست آمدند. گرد و غبار سطحی با استفاده از بُرس‌های قلمی در سطح تعیین شده جدا و بدون دخالت هر گونه ابزار فلزی در شیشه‌های کهربایی قرار گرفته و توسط فویل آلومینیوم مهروموم شد تا از ورود مستقیم نور به آن‌ها جلوگیری شود. پس از نمونه‌برداری، تمامی نمونه‌ها در آزمایشگاه از الک ۲۰۰ مش عبور داده شدند و تا زمان آزمایش نمونه‌ها در یخچال در دمای ۴°C نگه‌داری شدند. شانزده ترکیب PAHs که توسط EPA ایالات متحده به‌عنوان آلاینده‌های اولویت‌دار مشخص شده بودند، مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفتند. آماده‌سازی نمونه‌ها برای آنالیز توسط دستگاه کروماتوگرافی گازی - طیف سنجی جرمی (GC-MS) بدین ترتیب بود که ابتدا معادل ۱۰ گرم وزن خشک از هر نمونه جدا و در دستگاه سوکسله که برای استخراج مواد آلی از آن استفاده می‌شود قرار داده شد (۲۳). در دستگاه سوکسله ۲۰۰ میلی لیتر دی کلرومتان، ۲ گرم مس فعال‌شده به ارلن اضافه شد. مس فعال شده برای گوگردزدایی از نمونه‌ها



شکل ۱. نقشه پراکندگی نقاط نمونه برداری در شهر دزفول

جدول ۱. نوع منطقه، مختصات و مکان نمونه های برداشت شده در شهر دزفول

UTM Zone 39		نوع منطقه	ایستگاه نمونه برداری	کد نمونه
عرض جغرافیایی	طول جغرافیایی			
۳۵۸۸۱۹۷	۲۵۶۷۸۳	منطقه پرتراфик	ایستگاه آتش نشانی	S1
۳۵۸۷۶۱۷	۲۵۷۱۱۶	منطقه مسکونی	تقاطع آفرینش با پیام	S2
۳۵۸۶۶۹۹	۲۵۷۴۳۴	منطقه مسکونی	تقاطع ملاصدرا و پیام	S3
۳۵۸۶۲۹۵	۲۵۸۰۹۳	منطقه پرتراфик	تقاطع ولیعصر و گل ها	S4
۳۵۸۰۴۴۰	۲۵۸۰۴۴	منطقه مسکونی	میدان فرهنگ شهر	S5
۳۵۸۵۷۷۲	۲۵۷۷۰۴	منطقه مسکونی	میدان حضرت رقیه	S6
۳۵۸۴۹۰۲	۲۵۷۶۷۷	منطقه مسکونی	میدان بهاران	S7
۳۵۸۷۴۳۳	۲۵۵۵۶۵	منطقه پرتراфик	میدان رودبند	S8
۳۵۸۷۴۱۴	۲۵۶۳۳۵	منطقه پرتراфик	میدان بسیج	S9
۳۵۸۶۹۶۱	۲۵۶۰۲۸	منطقه پرتراфик	زیرگذر فتح المبین	S10
۳۵۸۶۳۱۳	۲۵۶۵۱۴	منطقه پرتراфик	روبروی بیمارستان افشار	S11

UTM Zone 39		نوع منطقه	ایستگاه نمونه‌برداری	کد نمونه
عرض جغرافیایی	طول جغرافیایی			
۳۵۸۵۳۵۳	۲۵۶۷۴۹	منطقه پرتراфик	تقاطع فتح‌المبین و شریعتی	S12
۳۵۸۴۶۲۷	۲۵۶۸۲۱	منطقه پرتراфик	میدان فتح‌المبین	S13
۳۵۸۳۳۴۴	۲۵۷۱۱۴	منطقه مسکونی	تقاطع الغدير و معلم	S14
۳۵۸۳۳۱۶	۲۵۸۰۷۲	منطقه پرتراфик	بلوار شهدای پلیس روبروی جایگاه گاز	S15
۳۵۸۳۵۱۴	۲۵۶۲۴۹	منطقه پرتراфик	میدان مقاومت	S16
۳۵۸۳۹۶۱	۲۵۴۵۹۸	منطقه قدیم شهر	تقاطع شاه خراسان با بلال حبشی	S17
۳۵۸۴۱۱۶	۲۵۵۲۹۶	منطقه پرتراфик	تقاطع آیت‌اله طالقانی و آفرینش	S18
۳۵۸۴۵۷۲	۲۵۴۴۳۶	منطقه پرتراфик	تقاطع خیابان امام خمینی و طالقانی	S19
۳۵۸۴۹۱۹	۲۵۵۷۰۰	مرکز خرید	تقاطع خیابان منتظری و هجرت	S20
۳۵۸۵۲۹۳	۲۵۴۸۹۴	منطقه پرتراфик	میدان آزادی	S21
۳۵۸۵۶۰۰	۲۵۴۸۸۴	مرکز خرید	تقاطع شریعتی و بهشتی	S22
۳۵۸۵۹۵۸	۲۵۵۳۶۷	منطقه پرتراфик	تقاطع شریعتی با امام خمینی شمالی	S23
۳۵۸۶۴۴۹	۲۵۵۶۹۶	منطقه پرتراфик	تقاطع خیابان امام خمینی با وصال	S24
۳۵۸۳۸۸۷	۲۵۳۹۷۳	منطقه پرتراфик	میدان خلیج فارس	S25
۳۵۸۲۸۴۷	۲۵۷۹۸۹	منطقه پرتراфик	ورودی شهر دزفول	S26
۳۵۸۶۹۳۵	۲۵۴۳۳۲	منطقه پرتراфик	میدان امام حسین	S27
۳۵۸۷۱۴۰	۲۵۳۴۸۰	منطقه پرتراфик	کوی بهارستان روبروی پارک بعث	S28
۳۵۸۸۰۴۱	۲۵۳۱۲۴	منطقه پرتراфик	دانشگاه آزاد اسلامی	S29
۳۵۸۷۹۸۷	۲۵۴۷۵۷	منطقه پرتراфик	منطقه نظامی	S30

روش وزن فاصله معکوس (IDW) درون‌یابی شد و در نهایت نقشه توزیع مکانی هر کدام از PAHs بر اساس فواصل طبیعی مورد طبقه‌بندی قرار گرفت.

ارزیابی آلودگی

در این پژوهش جهت ارزیابی و تعیین سطح آلودگی PAHs از شاخص‌های زیست محیطی متفاوتی استفاده شده است. این

دست آوردن اطمینان بیشتر از منابع شناسایی شده نهایی مقایسه شده است. تحلیل آماری داده‌ها با استفاده از نرم‌افزار SPSS 20 و محاسبه‌های شاخص‌ها با استفاده از نرم افزار Excel انجام شده است. همچنین، در این مطالعه توزیع مکانی هر کدام از PAHs مورد مطالعه در گرد و غبار با استفاده از روش سیستم اطلاعات جغرافیایی (GIS) مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفت. غلظت PAHs با استفاده از

شاخص ها عبارت‌اند از:

ارزیابی ریسک زیست‌محیطی

ریسک اکولوژیکی به معنی بررسی میزان ترکیبات پلی‌آروماتیک در گرد و غبار و رسوبات و اثرات احتمالی منفی بر موجودات در آن اکوسیستم بر اساس مقایسه با استانداردهای مختلف است. لانگ (۱۵) برای ارزیابی کمی و کیفی آلودگی گرد و غبار و برای ارزیابی ریسک سلامت بر اساس دستورالعمل کیفی گرد و غبار (SOGS) شاخص های اکولوژیکی مانند ERM (Effects Range Median) و ERL (Effects Range Low) را پیشنهاد کردند. معیارهای ERM و ERL با استفاده از صدک‌های 10th و 50th از افزایش غلظت در ارتباط با عوارض جانبی بیولوژیکی است. غلظت کمتر از مقدار ERL حداقل اثرات زیست محیطی (Minimal-effects) را دارد و بیانگر تأثیراتی است که به‌ندرت رخ می‌دهد. غلظت‌های مساوی یا بیشتر از ERL و پایین‌تر از ERM نشان‌دهنده محدوده تأثیرات ممکن (Possible-effects) است، که گاهی رخ می‌دهند. غلظت‌های برابر یا بالاتر ERM نشان‌دهنده تأثیرات احتمالی (Probable-effects) هستند، اثراتی که اغلب رخ می‌دهند.

ارزیابی خطر سرطان‌زایی PAHs

سمیت ناشی از PAHs در نمونه‌های گرد و غبار خیابانی بر اساس مجموعه‌ای از سمیت فاکتورهای هم ارز (Toxicity Equivalency Factor (TEFs)) یا فاکتور معادل سمیت، ترکیبات آروماتیک ارزیابی می‌شود. TEFs پتانسیل سرطان‌زایی هر PAHs بر اساس مبنای غلظت معادل آن بنزوآپیرن (BaPeq) بیان می‌شود (۱۹). خطر بروز سرطان را بر اساس مقدار ((Toxic Equivalent Concentration (TEQ)) یا ضریب معادل سمیت محاسبه می‌کنند (۱۷). همچنین، ((toxic benzo[a] pyrene equivalent (BaPeq)) (سمی‌ترین PAHs) به‌عنوان ماده شیمیایی مرجع در نظر گرفته می‌شود (۱۹). ترکیب بنزو(آ) پیرن با توجه به سمیت بالا و قرارداد داشتن در رده سرطان‌زای قطعی (رده ۱ از رده بندی LARC) دارای

TEFs برابر با ۱ است و دیگر ترکیبات بر اساس میزان سمیتش مقادیر کمتر از ۱ دارند، سایر PAHs، مقادیر TEFs خود را بر اساس سطح سرطان‌زایی آن‌ها در مقایسه با بنزوآپیرن (BaP) گزارش کرده‌اند (۵). پتانسیل کل سرطان‌زایی PAHs ها با جمع کردن معادل سمیت بنزوآپیرن (BaPeq) غلظت هر PAHs بدست می‌آید. TEQ از هر نمونه گرد و غبار با جمع کردن غلظت هر یک از PAHs و TEFs محاسبه می‌شود. مجموع معادل سمیت بنزو (آ) پیرن (BaP) برای همه ترکیبات سرطان‌زا با استفاده از معادله ۱ و ۲ محاسبه می‌شود.

$$BaPeq_i = PAH_i \times TEF_i \quad (1)$$

$$TEQ = \sum_i^n (PAH_i \times TEF_i) \quad (2)$$

که PAH_i غلظتی از PAHs، TEF فاکتور معادل سمیت برای هر یک از PAHs و TEQ ضریب معادل سمیت است. همچنین، خطر افزایش ابتلا به سرطان در طول زندگی (ILCR) بوسیله خطر قرار گرفتن در معرض PAHs محیطی بر اساس مدل استاندارد EPA به صورت کمی تخمین زده می‌شود (۲۰). ILCR (بدون واحد) که از سه طریق بلع، تماس پوستی و استنشاق که از طریق معادلات (۳-۵) محاسبه می‌شود.

(۳)

$$LCRs_{Ingestion} = \frac{CS \times \left(CSF_{Ingestion} \times \sqrt[3]{\left(\frac{BW}{70} \right)} \right) \times IR_{Ingestion} \times EF \times ED}{BW \times AT \times 10^6} \quad (4)$$

$$LCRs_{Dermal} = \frac{CS \times \left(CSF_{Dermal} \times \sqrt[3]{\left(\frac{BW}{70} \right)} \right) \times SA \times AF \times ABS \times EF \times ED}{BW \times AT \times 10^6} \quad (5)$$

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

CS: غلظت (PAHs) در نمونه‌های گرد و غبار (میلی‌گرم در کیلوگرم)، بر اساس معادل سمیت از BaP با استفاده از TEFs (میلی‌گرم در کیلوگرم) (۷)، CSF: عامل شیب سرطان‌زایی

جدول ۲. پارامترهای مورد استفاده در ارزیابی ریسک سرطان (ILCR)*

بزرگسالان	کودکان	واحد	پارامتر
۶۱/۵	۱۵	کیلوگرم	BW
۱۸۰	۱۸۰	روز بر سال	EF
۲۴	۶	سال	ED
۲۰	۱۰	متر مکعب بر روز	IR _{Inh}
۱۰۰	۲۰۰	متر مکعب بر روز	IR _{Ing}
۵۷۰۰	۲۸۰۰	سانتی‌متر مربع بر روز	SA
۰/۰۷	۰/۲	میلی‌گرم بر سانتیمتر مربع	AF
۰/۱۳	۰/۱۳	بدون واحد	ABS
$۲۵۵۵۰ = ۳۶۵ \times ۷۰$	$۲۵۵۵۰ = ۳۶۵ \times ۷۰$	روز	AT
$۱۰^۹ \times ۱/۳۶$	$۱۰^۹ \times ۱/۳۶$	متر مکعب بر کیلوگرم	PEF

(V)*

(میلی‌گرم در کیلوگرم در روز)، BW: وزن بدن (کیلوگرم)، AT: متوسط طول عمر (روز)، EF: فرکانس مواجهه (روز بر سال)، ED: مدت زمان قرار گرفتن در معرض (سال)، IR_{Inhalation}: میزان استنشاق (متر مکعب در روز)، IR_{Ingestion}: میزان مصرف گرد و غبار (میلی‌گرم در روز)، SA: قرار گرفتن در معرض سطح پوست (سانتی‌متر مربع در روز)، AF: عامل چسبندگی پوست (میلی‌گرم در سانتی‌متر مربع)، ABS: کسر جذب پوستی، PEF: فاکتور انتشار ذرات (متر مکعب در کیلوگرم). تعیین عوامل شیب سرطان‌زا با توجه به توانایی ایجاد سرطان توسط CSF_{Dermal}, CSF_{Ingestion}, BaP، CSF_{Inhalation} از BaP به ترتیب ۷/۳، ۲۵ و ۳/۸۵ (میلی‌گرم در کیلوگرم در روز) (۱۳). پارامترهای دیگر اشاره شده برای کودکان (۱ تا ۶ ساله) و بزرگسالان (۷ تا ۳۱ ساله) بر اساس ارزیابی ریسک (EPA آمریکا) در جدول (۲) گزارش شده است. نسبت پتانسیل سرطان‌زایی به TEQ، عامل شیب سرطان‌زایی (CSF) و ارزیابی ریسک احتمالی، برای ارزیابی خطر ابتلا به سرطان از مسیرهای قرارگرفتن در معرض ترکیبات آروماتیک از طریق استنشاق، بلع و تماس پوستی بررسی می‌شود. سطوح قابل قبول برابر یا کمتر از $۱۰^{-۶}$ است (۴).

نتایج و بحث

بررسی غلظت PAHs در منطقه مورد مطالعه

سطوح مختلف ۱۶ ترکیب PAHs در گرد و غبار خیابانی شهر دزفول شناسایی شد. در جدول (۳) خلاصه‌ای از پارامترهای آماری PAHs را در گرد و غبار خیابانی شهر دزفول نشان می‌دهد. مقدار کل غلظت ترکیبات PAHs در گرد و غبار خیابانی شهر دزفول از $۵۶۲/۸۵$ تا $۵۱۴۴۷/۱۰$ میکروگرم بر کیلوگرم متغیر است و دارای میانگین مجموع غلظت $۱۰۹۹۳/۳۷$ میکروگرم بر کیلوگرم است. بیشترین و کمترین میانگین غلظت PAHs مربوط به Ace و Acy به مقدار $۶/۸۸$ و $۱۲/۲۴$ میکروگرم بر کیلوگرم است. ترتیب میانگین غلظت PAHs در گرد و غبار خیابانی شهر دزفول به ترتیب BaA ($۴۸۱۲/۰۶$) < B(k)F ($۲۱۷۲/۴۲$) < B(b)F ($۱۱۵۲/۰۵$) < Ant ($۹۷۳/۳۰$) < Chry ($۶۶۸/۴۹$) < Flt ($۲۶۲/۸۷$) < InP ($۲۵۲/۰۵$) < Phe ($۲۳۹/۶۲$) < BaP ($۹۷/۲۳$) < Pyr ($۸۸/۹۸$) < DBA ($۸۸/۹۱$) < Flu ($۷۳/۶۶$) < NaP ($۵۵/۰۸$) < BghiP ($۳۷/۵۴$) < Acy ($۱۲/۲۴$) < Ace ($۶/۸۸$) می‌باشد. نسبت ترکیبات سرطان‌زا (Chry، BaA، B(b)F، B(k)F، BaP، DBA و InP) به کل

جدول ۳. آمار توصیفی ترکیبات آروماتیک چند حلقه ای (PAHs) در گرد و غبار خیابانی شهر دزفول (میکروگرم بر کیلوگرم)

چولگی	انحراف معیار	حداقل	حداکثر	میانگین	TEF	تعداد حلقه	علامت اختصاری	نام ترکیب
۲/۳۱	۲۸/۷۹	۲۸/۸۲	۱۵۲/۵۵	۵۵/۰۸	۰/۰۰۱	۲	Nap	نفتالین
۱/۵۵	۱۱/۳۶	۰/۳۰	۴۹/۱۸	۱۲/۲۴	۰/۰۰۱	۳	Acy	آسنتیلین
۲/۲۴	۸/۲۸	۰/۲۴	۳۸/۲۷	۶/۸۸	۰/۰۰۱	۳	Ace	اسنفتن
۰/۵۰	۵۲/۱۹	۱۳/۲۰	۱۷۴/۳۶	۷۳/۶۶	۰/۰۰۱	۳	Flu	فلورن
۱/۹۴	۲۱۴/۴۲	۲۴/۸۳	۱۰۱۶/۶۹	۲۳۹/۶۲	۰/۰۰۱	۳	Phe	فناترن
۰/۵۴	۶۱۴/۳۸	۴۲/۰۹	۲۲۲۸/۸۷	۹۷۳/۳۰	۰/۰۱	۳	Ant	آنتراسن
۰/۱۳	۳۳۴/۸۸	۶۹/۲۰	۱۴۲۷/۳۸	۶۶۸/۴۹	۰/۰۱	۴	Chry	کرایزن
۰/۷۱	۱۴۷/۵۹	۵۵/۴۴	۵۷۱/۹۳	۲۶۲/۸۷	۰/۰۰۱	۴	Flt	فلوراتن
۲/۲۰	۶۵	۱۵/۸۶	۳۴۶/۷۳	۸۸/۹۸	۰/۰۰۱	۴	Pyr	پیرن
۲/۳۳	۴۴۶/۸۹	۱۲۰/۹۴	۲۶۹۶۱/۱۲	۴۸۱۲/۰۶	۰/۱	۴	BaA	بنزو آلفا آنتراسن
۰/۲۹	۵۴۱/۴۴	۷۲/۹۶	۲۷۳۵/۷۷	۱۱۵۲/۰۴	۰/۱	۵	BbF	بنزو بتا فلوراتن
۲/۴۵	۵۱۹/۰۶	۱۳/۸۳	۱۴۵۶۱/۹	۲۱۷۲/۴۲	۰/۱	۵	BkF	بنزو کا فلوراتن
۰/۷۸	۳۷/۱۴	۵۱/۹۴	۱۶۵/۸۷	۹۷/۳۷	۱	۵	BaP	بنزو آلفا پیرین
۰/۱۲	۵۱/۰۱	۲۸/۴۷	۱۵۰/۹۳	۸۸/۹۱	۱	۵	DBA	دی بنزو آج آنتراسن
۱/۴۹	۹۲/۵۱	۲۳/۷۶	۷۸۶/۲۱	۲۵۲/۰۵	۰/۱	۶	InP	ایندنو پیرین
۰/۶۹	۱۳/۸۰	۰/۹۷	۱۰۶/۳۴	۳۷/۵۵	۰/۰۱	۶	BghiP	بنزو جی اچ آی پیرین
۱۱/۴۰	۰/۲۲	۵/۱۲	۰/۳۰	۰/۵۰				درصد ۲ حلقه ای
۳۳/۴۰	۷/۰۴	۱۴/۳۳	۶/۸۱	۱۱/۸۸				درصد ۳ حلقه ای
۲۶/۴۹	۵۴/۶۵	۴۶/۴۵	۵۶/۹۴	۵۳/۰۵				درصد ۴ حلقه ای
۲۴/۷۲	۳۷/۴۳	۲۸/۸۷	۳۵/۴۵	۳۳/۴۲				درصد ۵ حلقه ای
۴	۰/۶۵	۵/۲۳	۰/۵۰	۱/۱۵				درصد ۶ حلقه ای
۲۰/۲۷	۱۲۷/۷۳	۵۶۲/۸۵	۵۱۴۴۷/۱۰	۱۰۹۹۳/۳۷				مجموع غلظت PAHs
۹/۰۸	۹۲۹/۴۲	۱۰۹/۴۸	۳۶۵۹/۹۲	۱۳۶۰/۷۸				PAHs با وزن مولکولی پایین (۲ و ۳ حلقه ای)
۱۱/۱۹	۱۱۸/۳۱	۴۵۳/۳۷	۴۷۸۱۴/۱۸	۹۶۳۲/۶۰				PAHs با وزن بالا (۴، ۵ و ۶ حلقه ای)
۰/۵۵	۰/۹۲	۰/۷۵	۰/۹۳	۰/۸۷				نسبت PAHs مشتق شده از احتراق به مجموع PAHs
۰/۵۱	۰/۹۱	۰/۷۳	۰/۹۱	۰/۸۵				نسبت PAHs سرطان زا به مجموع PAHs
۹/۷۱	۰/۰۹	۰/۰۹	۰/۲۷	۰/۱۵				نسبت PAHs غیر سرطان زا به مجموع PAHs
۱/۵۸	۱۲۱/۴۹	۱۰۴/۸۲	۴۸۶۱/۲۸	۱۰۴۲/۵۳				ضریب معادل سمیت
۰/۰۸	۰/۱۰	۰/۰۸	۰/۱۹	۰/۰۹				نسبت ضریب معادل سمیت به مجموع PAHs

(احتراق) را نشان می‌دهد. نتایج آنالیز آماری نیز منشأ احتراق ترکیبات نفتی و ترافیک شهری را تأیید می‌کند. گو و همکاران (۱۱) که به مطالعه ترکیبات PAHs در هنگ‌کنگ پرداختند به این نتیجه رسیدند که مهم‌ترین منبع انتشار این ترکیبات وسایل نقلیه بوده و در این بین، خودروهای بنزینی ۸۴/۶ درصد و خودروهای گازوئیلی ۸/۷۲ درصد نقش داشته و ۶/۶۸ درصد از این ترکیبات از سایر منابع وارد شده است. نتایج مشابهی نیز در مطالعات صورت گرفته توسط تیان و همکاران (۲۴) در شهر دالیان چین بدست آمده است و در این شهر خودروها بیشترین سهم در انتشار ترکیبات PAHs داشته‌اند.

توزیع مکانی PAHs در منطقه مورد مطالعه

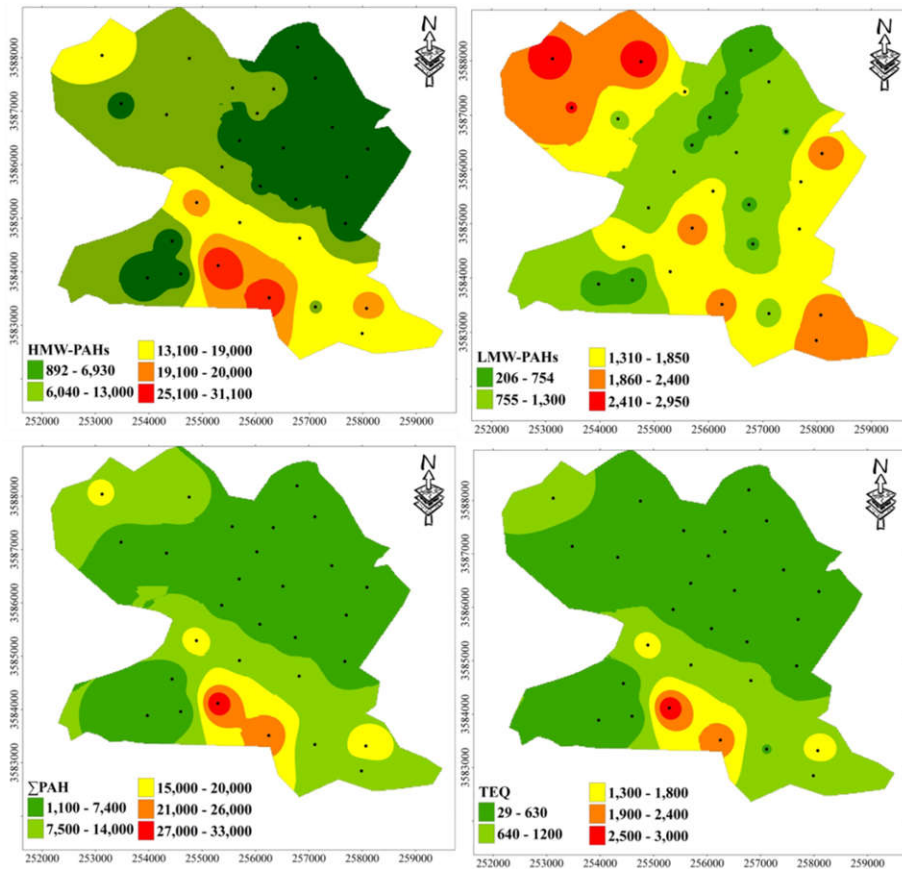
نقشه‌های توزیع مکانی غلظت PAHs به شناسایی مناطق داغ و منابع آلودگی کمک می‌کند. در این مطالعه مشخص شد بیشترین غلظت‌ها مربوط به مراکز شهری، مناطق نزدیک به اتوبان اندیمشک-دزفول، مناطق با حجم ترافیک بالا، مراکز خرید و مناطق بافت قدیم شهر دزفول است. مناطق با آلودگی کم در واقع مربوط به مناطق توسعه یافته در چند دهه اخیر است که دارای ترافیک پایین و تراکم جمعیتی پایین است. الگوهای توزیع مکانی غلظت PAHs مورد مطالعه در شکل (۲) آورده شد.

آنالیز مؤلفه‌های اصلی (PCA)

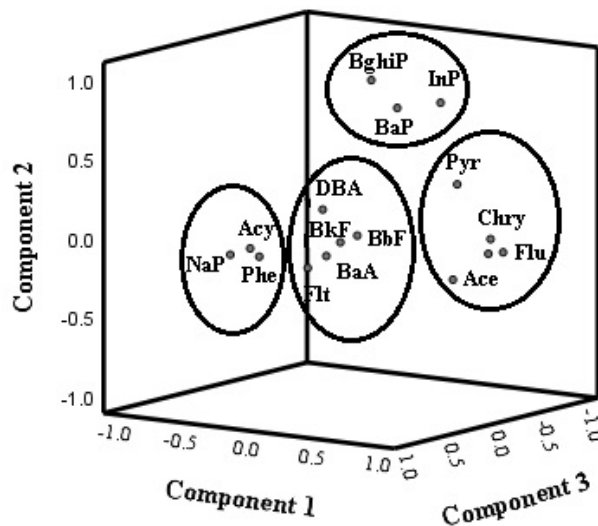
در این پژوهش از آنالیز مؤلفه‌های اصلی (PCA) به منظور درک رابطه بین PAHs در گرد و غبار خیابانی و تعیین منابع احتمالی ۱۶ نوع PAHs آلاینده در شهر دزفول استفاده شده است. نتایج حاصل از PCA برای PAHs نشان داد که چهار عامل اصلی اول (PC) ۷۸/۹۳ درصد از کل واریانس را تشکیل می‌دهند.

شکل (۳) آنالیز مؤلفه‌های اصلی (PCA) را نشان می‌دهد. اولین مؤلفه اصلی (PC1) ۲۸/۲۵ درصد از واریانس کل را دربرگرفته و شامل ترکیبات آروماتیک ۴ و ۵ حلقه‌ای " B(k)F و BaA. Flt, BaA, B(b)F, B(K)F, DBA

PAHs (CanPAHs/Σ16PAHs) در محدوده بین ۰/۷۳ تا ۰/۹۱ است. همچنین، نسبت ترکیبات غیر سرطان‌زا به کل PAHs‌ها (nCanPAHs/Σ16PAHs) در محدوده بین ۰/۰۹ تا ۰/۲۷ است (۲۱). میانگین غلظت PAHs با وزن مولکولی پایین (LMW 2-3 rings) ۱۳۶۰/۷۸ میکروگرم بر کیلوگرم ۱۲٪ از کل PAHs و میانگین غلظت PAHs با وزن مولکولی بالا (HMW 4-6 rings) ۹۶۳۲/۶۰ میکروگرم بر کیلوگرم ۸۸٪ از کل PAHs است. ترکیبات غالب PAHs در نمونه‌های گرد و غبار، PAHs‌های با وزن مولکولی بالا هستند. غالب بودن این نوع PAHs در محیط‌های شهری ممکن است به دلیل پایداری بیشتر این ترکیبات، غالب بودن منابع سوختی بیش از منابع پتروژنیک و تمایل تجمع PAHs‌های با وزن مولکولی بالا در مناطق نزدیک منابع انتشار آن‌ها باشد (۳). در این مطالعه نسبت‌های ایزومری PAHs همچون Ant/(Ant+Phe), BaA/(BaA+Chry), Phe/Ant به‌عنوان ردیاب برای پی‌بردن به منابع احتمالی PAHs مورد استفاده قرار گرفت (۱۴). بر مبنای نسبت Ant/(Ant+Phe) نیز اگر این نسبت بیش از ۰/۱ باشد نشان‌دهنده محدوده پتروژنیک (احتراق) و اگر کمتر از ۰/۱ باشد نشان‌دهنده منشأ پتروژنیک (نفتی) است (۲۹). در نمونه‌های مورد مطالعه این نسبت محدوده ۰/۶۳ تا ۰/۹۶ و میانگین ۰/۸۰ را نشان می‌دهد که بیان‌کننده منشأ پتروژنیک (احتراق) می‌باشد. اگر نسبت BaA/(BaA+Chry) در نمونه‌ها بیش از ۰/۳۵ باشد حاکی از منشأ پتروژنیک (احتراق) و اگر کمتر از ۰/۲ باشد نشان‌دهنده منشأ پتروژنیک است. نتایج بدست آمده براساس نسبت BaA/(BaA+Chry) محدوده ۰/۶۴ تا ۰/۹۵ و میانگین نیز ۰/۸۸ را نشان می‌دهد که بیان‌کننده منشأ پتروژنیک (احتراق) می‌باشد. بر اساس نسبت بین Phe/Ant نیز اگر این نسبت کمتر از ۱۰ باشد نشان‌دهنده منشأ پتروژنیک و اگر بیشتر از ۱۰ باشد منشأ پتروژنیک را نشان می‌دهد (۱۶). در نمونه‌های مورد مطالعه این نسبت بین ۰/۲۵ تا ۰/۵۹ متغیر و میانگین آن نیز ۰/۴۶ است بنابراین، این نسبت منشأ پتروژنیک



شکل ۲. توزیع مکانی PAHs در غبار خیابانی شهر دزفول (رنگی در نسخه الکترونیکی)



شکل ۳. آنالیز مؤلفه‌های اصلی (PCA) ترکیبات آروماتیک چندحلقه ای (PAHs) موجود در منطقه مورد مطالعه

زیست‌محیطی گونه‌های PAHs مورد استفاده قرار گرفت که در جدول (۴) ارائه شده است. این غلظت‌ها تحت عنوان سه محدوده در غلظت‌های شیمیایی که همراه با عوارض جانبی هستند، تعریف می‌شوند. میانگین غلظت PAHها (Nap, Acy, Ace, Phe, Flt, Pyr, Bap) به‌ندرت باعث اثرات بیولوژیکی می‌شود چراکه میانگین غلظت آن زیر ERL است. همچنین نتایج نشان می‌دهد که میانگین غلظت PAHها (Flu, Ant, Chry, DBA) بالاتر از مقادیر ERL و کمتر از مقدار ERM است این نشان می‌دهد که گاهی اوقات عوارض جانبی بیولوژیکی ناشی از PAHs در نمونه‌ها رخ می‌دهد. همچنین، نتایج نشان داد که غلظت ترکیب BaA بیشتر از مقدار ERM می‌باشد بنابراین، این ترکیب در اغلب موارد باعث ایجاد عوارض جانبی بیولوژیکی می‌شوند.

ارزیابی خطر ابتلا به سرطان در طول عمر (ILCR)

ضریب معادل سمیت (TEQ) برای گرد و غبار خیابانی شهر دزفول بر اساس فاکتور معادل سمیت (TEF) محاسبه شد (جدول ۵). برای ارزیابی خطر ابتلا به سرطان در طول عمر (ILCR) در انسان از بالاترین مقدار سمیت PAHs استفاده می‌شود (۱۳). پتانسیل‌های سرطان‌زایی نسبت به TEQ، شاخص شیب سرطان‌زا (CSF) و چارچوب ارزیابی ریسک احتمالی PAHs از طریق استنشاق، بلع و جذب پوستی محاسبه شد. بیشترین و کمترین میزان میانگین ILCR در هر دو گروه سنی کودکان و بزرگسالان به ترتیب مسیر جذب پوستی < بلع < تنفس بوده است. میزان ILCR در مسیر بلع برای کودکان بیشتر از بزرگسالان بوده است اما میزان ILCR در مسیر جذب پوستی و تنفس در بزرگسالان بیشتر از کودکان است. میزان ILCR از طریق مسیر جذب پوستی و بلع در تمام نمونه‌های گرد و غبار 10^{-3} است که 10^4 تا 10^5 برابر بیشتر از مسیر تنفس (10^{-7} تا 10^{-8}) است. در نتیجه، استنشاق ذرات معلق از طریق بینی و دهان در مقایسه با سایر مسیرها ناچیز است که این موضوع توسط مطالعات دیگر نیز تأیید شده است (۲۶). ILCR از طریق مسیر

مهم‌ترین گونه تولیدشده توسط احتراق دیزلی است. پس منشأ این ترکیبات را می‌توان به احتراق سوخت فسیلی نسبت داد. B(b)F شاخص انتشار ترافیک است (۱۲)، پس منشأ این ترکیب را می‌توان انتشار از وسایل نقلیه در نظر گرفت. دومین مؤلفه اصلی (PC2) ۲۲/۴۹ درصد از واریانس کل را در بر گرفته و شامل ترکیبات آروماتیک ۳ و ۴ حلقه‌ای Ace, Ant, Chry, Flu, Pyr است. ترکیباتی با وزن مولکولی کم مانند Flu, Ant به‌طور قابل توجهی از فرایند پیروژنیک دمای پایین ناشی می‌شوند و Flu و Chry از احتراق سوخت‌های فسیلی منتشر می‌شوند (۲۸). سومین مؤلفه اصلی (PC3) ۱۹/۲۹ درصد از واریانس کل را در بر گرفته و شامل ترکیبات آروماتیک ۵ و ۶ حلقه‌ای BaP, InP, BghiP است. منشأ این ترکیبات را می‌توان به منابع پیروژنیک و احتراق سوخت‌های فسیلی (بنزین، نفت و گازوئیل) نسبت داد که می‌توانند به شکل ذرات جامد، گاز یا بخار وارد محیط شوند. همچنین، منشأ ترکیب BaP، دیزل و بنزین است (۱۴). وانگ و همکاران (۲۷) نشان دادند که BghiP شاخص اصلی انتشار ترکیبات PAHs از خودروهای بنزینی است. چهارمین مؤلفه اصلی (PC4) ۸/۹۰ درصد از واریانس کل را در بر گرفته و شامل ترکیبات آروماتیک ۲ و ۳ حلقه‌ای Nap, Ace, Phe است. Phe از سوخت فسیلی منتشر می‌شود. ترکیبات با وزن مولکولی کم به‌طور قابل توجهی از فرایند دمای پایین ناشی می‌شوند. منشأ ترکیبات Nap و Acy، منابع احتراق (احتراق چوب، سوخت‌های فسیلی مانند گاز مایع و گاز طبیعی و احتراق زغال سنگ) است (۱۱). بنابراین، احتراق سوخت‌های فسیلی و محصولات نفتی و انتشار از وسایل نقلیه و ترافیک مهم‌ترین منشأ PAHs در شهر دزفول است که برای مدیریت بهتر شهری و کاهش ورود آن‌ها به محیط شهری می‌توان به آن توجه کرد.

ارزیابی ریسک زیست محیطی

در این مطالعه، مقادیر محدوده تأثیرات با دامنه کم (ERL) و محدوده تأثیرات با دامنه متوسط (ERM) برای ارزیابی سمیت

جدول ۴. معیارهای آلودگی استاندارد زیست‌شناختی اجزای PAHs در نمونه‌های مورد مطالعه

گرد و غبار خیابانی شهر دزفول		SQG		
حداکثر	میانگین	ERM	ERL	ترکیبات آروماتیک
(میکروگرم بر کیلوگرم)		(میکروگرم بر کیلوگرم)		
۱۵۲/۵۵	۵۵/۰۸	۲۱۰۰	۱۶۰	Nap
۴۹/۱۸	۱۲/۲۴	۶۴۰	۴۴	Acy
۳۸/۲۷	۶/۸۸	۵۰۰	۱۶	Ace
۱۷۴/۳۶	۷۳/۶۶	۵۴۰	۱۹	Flu
۱۰۱۶/۶۹	۲۳۹/۶۲	۱۵۰۰	۲۴۰	Phe
۲۲۲۸/۸۷	۹۷۳/۳۰	۱۱۰۰	۸۵/۳	Ant
۱۴۲۷/۳۸	۶۶۸/۴۹	۲۸۰۰	۳۸۴	Chry
۵۷۱/۹۳	۲۶۲/۸۷	۵۱۰۰	۶۰۰	Flt
۳۴۶/۷۳	۸۸/۹۸	۲۶۰۰	۶۶۵	Pyr
۲۶۹۶۱/۱۲	۴۸۱۲/۰۶	۱۶۰۰	۲۶۱	BaA
۱۶۵/۸۷	۹۷/۳۷	۱۶۰۰	۴۳۰	BaP
۱۵۰/۹۳	۸۸/۹۱	۲۶۰	۶۳/۴	DBA

جدول ۵. خطر ابتلا به سرطان در مواجهه با آلودگی PAHs در گرد و غبار خیابانی شهر دزفول

حداکثر	حداقل	میانگین	TEQ
۴۸۶۱/۲۸	۱۰۴/۸۲	۱۰۴۲/۵۳	کودکان
$1/20 \times 10^{-2}$	$2/58 \times 10^{-4}$	$2/57 \times 10^{-3}$	ILCRs _{ing}
$1/50 \times 10^{-2}$	$3/22 \times 10^{-4}$	$3/20 \times 10^{-3}$	ILCRs _{der}
$2/32 \times 10^{-7}$	$5/01 \times 10^{-9}$	$4/98 \times 10^{-8}$	ILCRs _{inh}
$2/69 \times 10^{-2}$	$5/80 \times 10^{-4}$	$5/77 \times 10^{-3}$	Cancer risk
			بزرگسالان
$9/34 \times 10^{-3}$	$2/01 \times 10^{-4}$	$2/01 \times 10^{-3}$	ILCRs _{ing}
$1/66 \times 10^{-2}$	$3/58 \times 10^{-4}$	$3/56 \times 10^{-3}$	ILCRs _{der}
$7/25 \times 10^{-7}$	$1/56 \times 10^{-8}$	$1/56 \times 10^{-7}$	ILCRs _{inh}
$2/59 \times 10^{-2}$	$5/60 \times 10^{-4}$	$5/56 \times 10^{-3}$	Cancer risk

نتیجه‌گیری

هدف اصلی مقاله حاضر، بررسی منشأ و ریسک سلامت هیدروکربن‌های آروماتیک چند حلقه‌ای (PAHs) در گرد و غبار خیابانی شهر دزفول است. نتایج ارزیابی ریسک سلامت نشان داد که کودکان و بزرگسالان در مناطق مورد مطالعه، به ترتیب از طریق مسیر بلع و جذب تماسی در معرض ریسک سرطان‌زایی بالایی قرار گرفته‌اند و از طریق مسیر استنشاق ریسک سرطان‌زایی وجود ندارد. همچنین، ریسک سرطان در کودکان بیشتر از بزرگسالان است. آنالیز PCA برای شناسایی منابع PAHs در نمونه‌های گرد و غبار خیابانی استفاده شد که نشان‌دهنده چهار منشأ اصلی احتراق سوخت‌های فسیلی و مواد نفتی، انتشار از وسایل نقلیه و ترافیک است.

بلع برای کودکان نسبت به بزرگسالان بیشتر است چون کودکان از طریق دست و دهان بیشتر می‌توانند گرد و غبار آلوده را از طریق بلع مصرف کنند (۱۰). بالابودن میزان ILCR از طریق مسیر جذب پوستی برای بزرگسالان نسبت به کودکان را می‌توان به مقادیر بیشتر ناحیه‌ای از پوست که در تماس با گرد و غبار است (SA) و مدت زمان قرارگرفتن در معرض فلزات سنگین (ED) نسبت داد. اگرچه خطر جذب پوستی و استنشاق برای بزرگسالان بیشتر از کودکان است. مقادیر ILCR کمتر از (1×10^{-6}) نشان‌دهنده ایمنی واقعی، مقادیر ILCR بین (1×10^{-6}) و (1×10^{-4}) نشان‌دهنده پتانسیل ریسک سرطان‌زایی و مقادیر بزرگتر از (1×10^{-4}) پتانسیل بالای ریسک سرطان‌زایی را نشان می‌دهد. مجموع ریسک سرطانی (CR) برای کودکان $(5/77 \times 10^{-3})$ بیشتر از بزرگسالان $(5/56 \times 10^{-3})$ است که برای هر دو گروه سنی بیشتر از حد توصیه شده (1×10^{-6}) است که این موضوع توسط مطالعات دیگری نیز تایید شده است (۲۰ و ۲۶). با توجه به اینکه مجموع ریسک سرطانی (CR) بیش از 10^{-4} است، این امر پتانسیل بالای خطر سرطان‌زایی را نشان می‌دهد که این خطر در کودکان بیشتر از بزرگسالان است.

منابع مورد استفاده

1. Abdel-Shafy, H. I. and M. S. Mansour. 2016. A review on polycyclic aromatic hydrocarbons: source, environmental impact, effect on human health and remediation. *Egyptian Journal of Petroleum* 25(1): 107-123.
2. Babaei, H., N. Ghanavati and A. Nazarpour. 2018. Contamination level of mercury in the street dust of Ahvaz city and its spatial distribution. *Journal of Water and Soil Science* 22(3): 249-259 (in Farsi).
3. Cachada, A., P. Pato, T. Rocha-Santos, E. F. da Silva and A. C. Duarte. 2012. Levels, sources and potential human health risks of organic pollutants in urban soils. *Science of the Total Environment* 430: 184-192.
4. Chiang, K. C., C. P. Chio, Y. H. Chiang and C. M. Liao. 2009. Assessing hazardous risks of human exposure to temple airborne polycyclic aromatic hydrocarbons. *Journal of Hazardous Materials* 166: 676-685.
5. Dong, T. T. and B. K. Lee. 2009. Characteristics, toxicity, and source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in road dust of Ulsan, Korea. *Chemosphere* 74: 1245-1253.
6. Ehtemae, N., N. Ghanavati, A. Nazarpour, T. Babaenejad and M. James Watts. 2020. Assessment of Potential Ecological and Human Health Risk of Some Selected Heavy Metals in Street Dusts in Ilam. *Journal of Water and Soil Science* 23(4): 183-197 (in Farsi).
7. Ferreira-Baptista, L. and E. De Miguel. 2005. Geochemistry and risk assessment of street dust in Luanda, Angola: a tropical urban environment. *Atmospheric Environment* 39(25):4501-12.
8. Ghanavati, N. 2018. Human health risk assessment of heavy metals in street dust in Abadan. *Iranian Journal of Health and Environment* 11(1): 63-74 (in Farsi).
9. Ghanavati, N., A. Nazarpour and M. J. Watts. 2019. Status, source, ecological and health risk assessment of toxic metals and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in street dust of Abadan, Iran. *Catena* 177: 246-259.

10. Ghanavati, N., A. Nazarpour and B. De Vivo. 2019. Ecological and human health risk assessment of toxic metals in street dusts and surface soils in Ahvaz, Iran. *Environmental Geochemistry and Health* 41(2): 875-891.
11. Guo, H., S. Lee, K. Ho, X. Wang and S. Zou. 2003. Particle-associated polycyclic aromatic hydrocarbons in urban air of Hong Kong. *Atmospheric Environment* 37: 5307-5317.
12. Harrison, R. M., D. Smith and L. Luhana. 1996. Source apportionment of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons collected from an urban location in Birmingham, UK. *Environmental Science and Technology* 30(3):825-32.
13. Knafla, A., K. Phillipps, R. Brecher, S. Petrovic and M. Richardson. 2006. Development of a dermal cancer slope factor for benzo [a] pyrene. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 45: 159-168.
14. Kose, T., T. Yamamoto, A. Anegawa, S. Mohri and Y. Ono. 2008. Source analysis for polycyclic aromatic hydrocarbon in road dust and urban runoff using marker compounds. *Desalination* 226: 151-159.
15. Long, E. R., D. D. Macdonald, S.L. Smith and F. D. Calder. 1995. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental Management* 19: 81-97.
16. Long, Y., T. Dai and Q. Wu. 2013. Sources and distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in street dust from the Chang-Zhu-Tan Region, Hunan, China. *Environmental Monitoring and Assessment* 185: 1377-1390.
17. Nadal, M., M. Schumacher and J. Domingo. 2004. Levels of PAHs in soil and vegetation samples from Tarragona County, Spain. *Environmental Pollution* 132: 1-11.
18. Nazarpour, A., N. Ghanavati and M. J. Watts. 2018. Spatial distribution and human health risk assessment of mercury in street dust resulting from various land-uses in Ahvaz, Iran. *Environmental Geochemistry and Health* 40(2): 693-704.
19. Nisbet, I. C. and P. K. Lagoy. 1992. Toxic equivalency factors (TEFs) for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 16: 290-300.
20. Peng, C., W. Chen, X. Liao, M. Wang, Z. Ouyang, W. Jiao and Y. Bai . 2011. Polycyclic aromatic hydrocarbons in urban soils of Beijing: status, sources, distribution and potential risk. *Environmental Pollution* 159: 802-808.
21. Rajput, N. and A. Lakhani. 2009. Measurements of polycyclic aromatic hydrocarbons at an industrial site in India. *Environmental Monitoring and Assessment* 150: 273-284.
22. Sadeghdoust, F., N. Ghanavati, A. Nazarpour, T. Babaenejad and M. J. Watts. 2019. Status, source and environmental pollution assessment of some heavy metals in street dust of Dezful city. *Journal of Water and Soil Science* 23(3): 109-123 (in Farsi).
23. Soltani, N., B. Keshavarzi, F. Moore, T. Tavakol, A. R. Lahijanzadeh, N. Jaafarzadeh and M. Kermani. 2015. Ecological and human health hazards of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in road dust of Isfahan metropolis, Iran. *Science of the Total Environment* 505: 712-723.
24. Tian, F., J. Chen, X. Qiao, Z. Wang, P. Yang, D. Wang and L. Ge. 2009. Sources and seasonal variation of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons in Dalian, China: factor analysis with non-negative constraints combined with local source fingerprints. *Atmospheric Environment* 43(17): 2747-2753.
25. Wang, X. S. 2018. Polycyclic aromatic hydrocarbons in urban street dust: Sources and health risk assessment. *Environmental Geochemistry and Health* 40(1): 383-393.
26. Wang, W., M. Huang, Y. Kang, H. Wang, A. O.W. Leung and K. C. Cheung. 2011. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in urban surface dust of Guangzhou, China: Status, sources and human health risk assessment. *Science of the Total Environment* 409: 4519-4527.
27. Wang, D., F. Tian, M. Yang, C. Liu and Y. F. Li. 2009. Application of positive matrix factorization to identify potential sources of PAHs in soil of Dalian, China. *Environmental Pollution* 157(5):1559-64.
28. Xiang, L., Y. Li, Z. Yang and J. Shi. 2010. Influence of traffic conditions on polycyclic aromatic hydrocarbon abundance in street dust. *Journal of Environmental Science and Health Part A* 45: 339-347.
29. Yunker, M. B., R. W. Macdonald, R. Vingarzan, R. H. Mitchell, D. Goyette and S. Sylvestre. 2002. PAHs in the Fraser River basin: a critical appraisal of PAH ratios as indicators of PAH source and composition. *Organic Geochemistry* 33: 489-515.

Assessment of Sources and Health Risks of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in the Street Dust of Dezful City

F. Sadeghdoust^{1,2}, N. Ghanavati^{2*} and A. Nazarpour³

(Received: November 9-2020; Accepted: March 1-2021)

Abstract

Street dust is mainly affected by the pollution of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). PAHs are a group of organic pollutants consisting of two or more benzene rings and are mainly produced during incomplete combustion. PAHs have attracted widespread attention due to their high carcinogenic and mutagenic properties in humans. Therefore, the purpose of this study was to investigate the sources and extent of the impact of these compounds on human health and the environment. To achieve this goal, 30 dust samples were collected from the sidewalks of the main streets of Dezful and the concentration of PAHs was determined by gas chromatography-mass spectrometry (GC-MS). The total concentration of PAHs in street dust of Dezful varied from 562.85 to 51447.10 $\mu\text{g} / \text{kg}$. The ratio of carcinogenic compounds to total PAHs was in the range between 0.73 to 0.91. Low molecular weight and high molecular weight PAHs accounted for 12% and 88% of total PAHs, respectively. The most important sources of PAHs in Dezful are the combustion of fossil fuels and petroleum products and emissions from vehicles and traffic. Moreover, incremental lifetime cancer risk (ILCR) in pathways ingestion in children was higher than in adults, but the ILCR in pathways dermal contact and inhalation in adults was higher than in children. The total cancer risk (CR) for children (5.77×10^{-3}) was higher than adults (5.56×10^{-3}), which shows the high potential for CR in the study area.

Keywords: Dust, Polycyclic aromatic hydrocarbons, Pollution assessment, Health risk, Dezful

1. Department of Soil Science, Khuzestan Science and Research Branch, Islamic Azad University, Ahvaz, Iran.

2. Department of Soil Science, Ahvaz Branch, Islamic Azad University, Ahvaz, Iran.

3- Department of Geology, Ahvaz Branch, Islamic Azad University, Ahvaz, Iran.

*: Corresponding author, Email: ghanavati.navid2014@gmail.com