تعیین محتوی و ارزیابی خطر بالقوه بوم‌شناختی هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای (PAHs) در خاک سطحی اطراف مجتمع دفع و پردازش پسماند جامد شهری آرادکوه تهران

سیده مریم محمدی، بهاره لرستانی[1]، سهیل سبحان اردکانی، مهرداد چراغی و مریم کیانی صدر

دانشجوی دکتری تخصصی محیط‌زیست، دانشکده علوم پایه، واحد همدان، دانشگاه آزاد اسلامی، همدان، ایران؛ ma_mohammadi@iauh.ac.ir

دانشیار علوم محیط‌زیست، دانشکده علوم پایه، واحد همدان، دانشگاه آزاد اسلامی، همدان، ایران؛ lorestanib@iauh.ac.ir

دانشیار علوم محیط‌زیست، دانشکده علوم پایه، واحد همدان، دانشگاه آزاد اسلامی، همدان، ایران؛ s_sobhan@iauh.ac.ir

دانشیار علوم محیط‌زیست، دانشکده علوم پایه، واحد همدان، دانشگاه آزاد اسلامی، همدان، ایران؛ cheraghi@iauh.ac.ir

استادیار علوم محیط‌زیست، دانشکده علوم پایه، واحد همدان، دانشگاه آزاد اسلامی، همدان، ایران؛ m_kianisadr@iauh.ac.ir

دریافت: 99/9/25 و پذیرش: 99/12/23

چکیده

هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای (PAHs) آلاینده‌های فراگیر با قابلیت ناهنجاری‌زایی، جهش‌زایی و سرطان‌زایی هستند که وجود آن‌ها در محیط و یا قرار گرفتن در معرض آن‌ها می‌تواند خطرات بالقوه‌ای را برای محیط‌زیست و سلامت انسان بدنبال داشته باشد. بنابراین، این مطالعه با هدف شناسایی، تعیین مقادیر و ارزیابی خطر بوم‌شناختی PAHها در نمونه‌های خاک سطحی در مجاورت مجتمع پردازش و بازیافت آرادکوه تهران در سال 1399 انجام شد. بدین منظور، 30 نمونه خاک سطحی از 10 ایستگاه نمونه‌برداری در مجاورت مجتمع آرادکوه جمع‌آوری شد. پس از استخراج آنالیت‌ها، از روش کروماتوگرافی گازی-طیف‌سنجی جرمی (GC-MS) برای شناسایی و تعیین محتوی ترکیبات PAH در نمونه‌ها استفاده شد. نتایج نشان داد که، مجموع غلظت 16 هیدروکربن آروماتیک شناسایی شده از 863 تا 1384 میکروگرم در کیلوگرم با میانگین 1123 میکروگرم در کیلوگرم متغیر بود. از طرفی، ترکیبات کرایسن و بنزو (جی،اچ،آی) پریلن در نمونه‌های خاک "فاقد خطر بوم‌شناختی" و سایر ترکیبات واجد "خطر بوم‌شناختی متوسط" بودند. از طرفی، با توجه به مقادیر محاسبه شده $RQ_{\sum PAHs(MPCs}$ که برای همه ایستگاه‌های نمونه‌برداری کوچک‌تر از 800 بود، نتیجه گرفته شد که خطر بوم‌شناختی مربوط به مجموع مقادیر 16 ترکیب PAH نمونه‌های خاک در همه ایستگاه‌ها در دسته "خطر متوسط 2" بود. نتایج مقایسه میانگین مقادیر ترکیبات PAH شناسایی شده در نمونه‌ها با بیشینه رواداری (MAC) سازمان حفاظت محیط‌زیست ایران نشان داد که بجز در مورد ترکیبات بنزو (آلفا) آنتراسن (B(a)A) و بنزو (جی،اچ،آی) پریلن (B(ghi)P)، میانگین غلظت سایر ترکیبات PAH کوچک‌تر از حد مجاز بوده است. علاوه بر این، میانگین محتوی همه ترکیبات PAH شناسایی شده در نمونه‌های خاک سطحی منطقه مورد مطالعه از بیشینه رواداری وزارت بهداشت آلمان کوچک‌تر بود. به طور کلی، با توجه به مخاطرات هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای بر سلامت محیط و انسان، نسبت به شناسایی، تعیین محتوی، منشاءیابی و نظارت منظم و دوره‌ای این ترکیبات در محیط و کنترل منابع تولید آن‌ها به منظور حفظ سلامت شهروندان توصیه می‌شود.

واژه‌های کلیدی: زباله جامد شهری، سلامت شهروندان، آلاینده‌های فراگیر

---

[1]. نویسنده مسئول، آدرس: واحد همدان، دانشگاه آزاد اسلامی، دانشکده علوم پایه، گروه محیط‌زیست

مقدمه

رشد جمعیت، توسعه فعالیت‌های صنعتی و معدنی، افزایش تعداد و همچنین تردد وسایل نقلیه، کاربرد کودهای آلی و لجن فاضلاب و استفاده از فاضلاب شهری در آبیاری زمین‌های کشاورزی و فضای سبز شهری، از مهم‌ترین علل ایجاد آلودگی در محیط‌های شهری محسوب می‌شوند (حضرت‌زاده و سبحان اردکانی، 1397؛ سعیدی و همکاران، 2012؛ سبحان اردکانی، 2019،2018). در این خصوص، خاک سطحی از جمله شناساگرهای (Indicators) مهم برای ارزیابی و ردیابی آلاینده‌های محیط شهری از جمله ترکیبات آلی دیرپا (Persistent Organic Pollutants) که به‌همراه فلزات سنگین از بیش‌ترین درجه خطر برای سلامت عمومی و محیط‌زیست در سیستم‌های شهری برخوردارند، محسوب می‌شود (سزگین و همکاران، 2004؛ لیو و همکاران، 2010).

هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای (Polycyclic Aromatic Hydrocarbons) بعنوان یک گروه فراگیر از ترکیبات آلی دیرپا، معمولاً طی فرآیند آذرکافت (Pyrolysis) و احتراق ناقص مواد آلی تولید شده و از انتشار بسیار فراگیر در محیط‌زیست برخوردار بوده و بدلیل حضور در همه اجزای محیطی از جمله خاک، رسوب، گردوغبار، فرونشست جوی و آب، مقاومت در برابر تجزیه زیستی، برخورداری از قابلیت تجمع زیستی و همچنین توان جهش‌زایی، ناهنجاری‌زایی و سرطان‌زایی از اهمیت زیادی برای مطالعه برخوردار هستند (پلاچا و همکاران، 2009؛ شن و همکاران، 2011؛ ژانگ و همکاران، 2015؛ عمر و محمود، 2017). به‌همین دلیل 16 ترکیب از PAHها شامل نفتالن (Nap) با دو حلقه در ساختار مولکولی؛ اسنافتیلن (Acy)، اسنافتن (Ace)، فلورین (Flu)، فنانترن (Phe)، آنتراسن (Ant) همگی با سه حلقه در ساختار مولکولی؛ فلورانتن (Fla) پایرن (Pyr)، بنزو (آلفا) آنتراسن (B(a)A) و کرایسن (Chy) همگی با چهار حلقه در ساختار مولکولی؛ بنزو (بتا) فلورانتن (B(b)F)، بنزو (کا) فلورانتن (B(k)F) و بنزو (آلفا) پایرن (B(a)P) همگی با پنج حلقه در ساختار مولکولی و دی بنزو (آ،اچ) آنتراسن (DB(ah)A)، بنزو (جی،اچ،آی) پریلن (B(ghi)P) و ایندن (۱،۲،۳ سی.دی) پایرن (I(123-cd)P) همگی با 6 حلقه در ساختار مولکولی بعنوان آلاینده‌های اولویت‌دار توسط سازمان محیط‌زیست ایالات متحده آمریکا طبقه‌بندی شده‌اند (یانگ و همکاران، 2014؛ سازمان محیط‌زیست ایالات متحده آمریکا، 2016). لازم بذکر است که 10 ترکیب اول در زمره هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای با وزن مولکولی کم یا LMW (Low Molecular Weight) و 6 ترکیب بعدی در زمره هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای با وزن مولکولی زیاد یا HMW (High Molecular Weight) محسوب می‌شوند (ملیک و همکاران، 2015).

PAHها بدلیل برخورداری از خاصیت آبگریزی (Hydrophobic Properties)، به جذب ذرات مواد آلی خاک و برقراری ارتباط با ذرات معلق در محیط تمایل دارند. لذا، خاک را می‌توان بعنوان جاذب و مخزن ثابت اولیه PAHها در بوم‌سازگان‌های خشکی محسوب کرد (مصطفی و همکاران، 2009؛ تیپمانی و همکاران، 2012). از اینرو، شناسایی و تعیین محتوی این ترکیبات در نمونه‌های خاک می‌تواند بعنوان شاخصی از سلامت محیط محسوب شود (پیرا و همکاران، 2011).

امروزه، تولید زباله بویژه در مناطق صنعتی بعنوان عنصری تفکیک‌ناپذیر از فعالیت‌های انسانی شناخته شده است و لذا، مدیریت ضایعات را بواسطه برخورداری از قابلیت تهدید سلامت محیط‌زیست و انسان به موضوعی بسیار مهم و ضروری تبدیل کرده است (ملیک و همکاران، 2015). لازم بذکر است که برای سال‌های متمادی، هیچ مقررات قانونی در مورد انتخاب محل، ساختار و نظارت بر محل دفن زباله وجود نداشت. ولی در حال حاضر مقررات جامعی در خصوص دفن بهداشتی زباله در خاک در بیش‌تر کشورها تدوین شده است که متاسفانه در اغلب اوقات بدرستی اجرا نمی‌شود. بنابراین، در سال‌های اخیر نگرانی جدی در مورد آلودگی خاک بویژه توسط آلاینده‌های آلی و معدنی از جمله آلاینده‌های آلی دیرپا و فلزات سنگین و همچنین کاهش مناطق با قابلیت کاربری کشاورزی بعنوان پیامدهای دفن زباله در سراسر جهان در حال افزایش است (ملیک و همکاران، 2015).

ارزیابی خطر بالقوه آلاینده‌های آلی و معدنی بعنوان یک ابزار تشخیصی برای کنترل آلودگی محیط بویژه در خاک و رسوب و در پی آن تهدید سلامت بوم‌شناختی مورد استفاده قرار می‌گیرد. در این خصوص، شاخص خطرپذیری بالقوه بوم‌شناختی (Potential Ecological Risk Index)، بر اساس ویژگی‌ها و رفتار محیط‌زیستی آلاینده‌ها بعنوان یک رویکرد برای ارزیابی آلودگی این ترکیبات در خاک و رسوب تلقی می‌شود (محمدمرادی و همکاران، 1396؛ هاکانسون، 1980).

تاکنون، علی‌رغم آن‌که مطالعات زیادی در خصوص بررسی بقایای PAHها در نمونه‌های مختلف

مانند رسوب اتمسفری (بوزلاکر و همکاران، 2008؛ چتین و همکاران، 2017)، نمونه های لجن فاضلاب (بلانچارد و همکاران، 2004؛ جو و همکاران، 2009؛ چن و همکاران، 2019)، خاک و رسوبات (سانکتوروم و همکاران، 2011؛ وانگ و همکاران، 2012؛ من و همکاران، 2013؛ هالفادجی و همکاران، 2019؛ اولگون و دوگان، 2020)، گردوغبار (سعیدی و همکاران، 2012؛ سلطانی و همکاران، 2015؛ یانگ و همکاران، 2015؛ ما و همکاران، 2017؛ کائو و همکاران، 2019) و آب (کاریاب و همکاران، 2013؛ عمر و محمود، 2017؛ کوئی و همکاران، 2020) انجام شده است، اما، در خصوص شناسایی و تعیین مقادیر PAHها در نمونه‌های خاک جمع‌آوری شده از مناطق مجاور محل دفن زباله‌های جامد شهری مطالعات انگشت‌شماری انجام یافته (ژو و همکاران، 2014؛ ملیک و همکاران، 2015) و بویژه در رابطه با ارزیابی خطر بوم‌شناختی PAHها در این مناطق مطالعه‌ای انجام نشده است. از این‌رو، این مطالعه برای اولین بار با هدف شناسایی و تعیین مقادیر PAHها در نمونه‌های خاک جمع‌آوری شده از مناطق مجاور مجتمع پردازش و بازیافت آرادکوه تهران (کهریزک) و ارزیابی خطر بوم‌شناختی این ترکیبات در سال 1399 انجام شد.

مواد و روش‌ها

معرفی منطقه مورد مطالعه

شهر تهران با مساحت 720 کیلومترمربع در نیمه شمالی ایران واقع شده است. ارتفاع این شهر از سطح دریا از 1100 متر تا 1700 متر متغیر است. طبق آخرین گزارش مرکز آمار ایران، بیش‌تر از 12 میلیون نفر در طول روز و بیش‌تر از 8 میلیون نفر در طول شب با تقریبا 2/5 میلیون خانوار در شهر تهران سکونت دارند (مجلسی و همکاران، 2019). محل دفن زباله آرادکوه در سال 1974 در 30 کیلومتری جنوب تهران تأسیس شد. این مجموعه در حال حاضر با مساحت تقریبی 1400 هکتار، روزانه حدود 8000 تن پسماند جامد شامل پسماندهای خانگی، تجاری، بیمارستانی و صنعتی تولید شده در مناطق 22 گانه شهر تهران و همچنین تمام شهرهای کوچک واقع در مناطق مجاور را با هدف پردازش و بازیافت دریافت می‌کند (غلامعلی فرد و همکاران، 2017). نقشه موقعیت استقرار ایستگاهای نمونه‌برداری در شکل 1 آورده شده است.

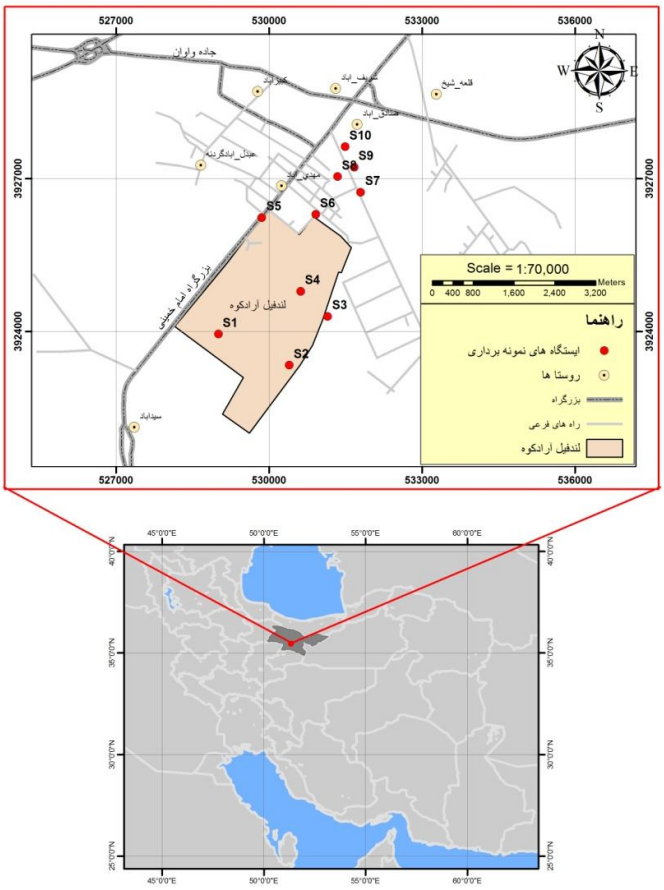
نمونه‌برداری از خاک

در این پژوهش توصیفی، با در نظر گرفتن محدودیت‌های مالی و زمانی، در مجموع 30 نمونه خاک سطحی (02-0 سانتی‌متر) از 10 ایستگاه واقع در مجاور مجتمع آرادکوه با استفاده از بیلچه چوبی جمع‌آوری و سپس سنگ‌های نمونه‌ها استخراج شد. پس از آن، همه نمونه‌ها با استفاده از هاون همگن و بلافاصله به‌صورت خشک منجمد (Freeze-dried) شدند. در نهایت، نمونه‌ها تا زمان آنالیز آزمایشگاهی، در دمای 15- درجه سلسیوس نگهداری شدند (ملیک و همکاران، 2015).

شناسایی و تعیین محتوی ترکیبات PAHs در نمونه‌ها

بدین منظور، ابتدا همه ظروف مورد استفاده با آب دوبار تقطیر و سپس به‌ترتیب حلال‌های آلی متانول، استون و n-هگزان، سه بار شستشو داده شده و پس از آن بمدت چهار ساعت در آون با دمای 70 درجه سلسیوس قرار داده شدند. آنالیز شیمیایی ترکیبات PAH شامل استخراج، جداسازی و پاک‌سازی طی دو مرحله کروماتوگرافی ستونی (Column Chromatography) و کروماتوگرافی گازی (Gas Chromatography) با استفاده از دستگاه کروماتوگراف گازی-طیف‌سنج جرمی یا GC-MS (Gas Chromatograph-Mass Spectrometer Machine) طبق روش استخراج 3545 آژانس حفاظت محیط‌زیست آمریکا انجام شد. بدین صورت که پس از توزین 10 گرم از هر نمونه خاک با ترازوی دیجیتال آزمایشگاهی با دقت 0/0001 گرم، استخراج PAHs از نمونه‌ها با استفاده از دستگاه سوکسله با 270 میلی‌لیتر دی کلرومتان بمدت 10 ساعت انجام شد. به منظور حذف گوگرد از نمونه‌ها نیز از چند قطعه مس فعال شده با اسید کلریدریک استفاده شد. سپس، با استفاده از دستگاه حلال پران چرخشی (Rotary Evaporator)، نمونه‌ها تا رسیدن به حجم دو میلی‌لیتر تغلیظ و طی کروماتوگرافی ستونی مرحله اول، ترکیبات غیر قطبی شامل آلکان‌ها، PAHs و سایر ترکیبات با استفاده از 20 میلی‌لیتر مخلوط دی کلرو متان / هگزان به نسبت حجمی 3:1 جدا شدند. در این مرحله از سیلیکاژل 5% غیر فعال شده با آب استفاده شد. در کروماتوگرافی ستونی مرحله دوم، نمونه‌های حاصل از کروماتوگرافی ستونی مرحله اول با استفاده از حلال پران چرخشی مجدداً تا رسیدن به حجم یک میلی‌لیتر تغلیظ شدند. برای جداسازی PAHs، از 14 میلی‌لیتر مخلوط دی کلرو متان / هگزان به نسبت حجمی 3:1 استفاده شد. پس از آن، بخش جدا شده PAHs، حلال پرانی و به ویال 1/5 میلی‌لیتری منتقل شد. نمونه‌های موجود در ویال با جریان ملایم گاز نیتروژن خشک شده و سپس برای تعیین مقادیر ترکیبات PAH به دستگاه GC-MS مدل7890 ساخت کارخانه Agilent تزریق شدند (آژانس حفاظت محیط‌زیست آمریکا، 2014). علاوه بر این، پروتکل‌های تضمین کیفیت (Quality Assurance) و کنترل کیفیت

(Quality Control)، هر دو با توجه به‌روش 8275A آژانس حفاظت محیط‌زیست آمریکا تعیین شدند (آژانس حفاظت محیط‌زیست آمریکا، 1996). از طرفی، حد تشخیص (Limit of Detection) و حد کمی (Limit of Quantification) به‌ترتیب با نسبت سیگنال به نویز (Signal-to-Noise Ratio) 3: 1 و 10: 1 محاسبه شد. بر اساس نتایج حاصل، LOD و LOQ به‌ترتیب در دامنه 0/04-1/60 و 0/15-5/0 میکروگرم در کیلوگرم بودند. لازم بذکر است که میانگین نرخ بازیابی (Recovery Rate) برای نمونه های خاک برابر با 98/10% بود.



شکل 1- نقشه موقعیت استقرار ایستگاهای نمونه‌برداری

ارزیابی خطر بوم‌شناختی

در این پژوهش، برای ارزیابی ضریب خطر (Risk Quotient) بالقوه بوم‌شناختی ترکیبات PAH در خاک از روش ارایه شده توسط کائو و همکاران (2010) استفاده شد (روابط 1 تا 6).

$$RQ = \frac{CPAHs}{CQV} \quad (1)$$

در رابطه 1:

C_{PAHs} و C_{QV} به‌ترتیب بیان‌گر غلظت یک ترکیب انفرادی از PAHs در خاک و مقادیر کیفی مربوط به یک PAH خاص در خاک است (کالف و همکاران، 1997). در این مطالعه، از غلظت‌های ناچیز یا NCs (Negligible Concentrations) یعنی غلظت‌هایی از PAHs که در مقادیر کم‌تر از آن عوارض بوم‌شناختی ناچیز تلقی می‌شود و حداکثر غلظت مجاز یا MPCs (Maximum Permissible Concentrations) یعنی غلظت‌هایی از PAHs که در مقادیر بیش‌تر از آن عوارض بوم‌شناختی غیر قابل قبول تلقی می‌شود، بعنوان مقادیر کیفی در خاک استفاده شد (کرمانتونی و همکاران، 2000؛ وانگ و

همکاران، 2018الف). از این‌رو، RQ_{NCs} و RQ_{MPCs} به‌ترتیب با استفاده از روابط 2 و 3 محاسبه شدند:

$$RQNCs = \frac{CPAHs}{CQV(NCs)} \quad (2)$$

$$RQMPCs = \frac{CPAHs}{CQV(MPCs)} \quad (3)$$

که در این روابط RQ_{NCs} و RQ_{MPCs} به‌ترتیب نشان‌دهنده مقادیر کیفی NCs و MPCs در محیط است. CQV(NCs) و CQV(MPCs) نیز بیان‌گر مقادیر کیفی مربوط به غلظت‌هایی از PAHs در خاک است که به‌ترتیب در مقادیر کم‌تر از آن عوارض بوم‌شناختی ناچیز و در مقادیر بیش‌تر از آن عوارض بوم‌شناختی غیر قابل قبول تلقی می‌شود. از طرفی، مقادیر $RQ_{\sum PAHs}$، $RQ_{\sum PAHs(NCs)}$ و $RQ_{\sum PAHs(MPCs)}$ نیز با استفاده از روابط 4 تا 6 محاسبه شد (وانگ و همکاران، 2018الف).

$$RQ\sum PAHs = \sum_{i=1}^{16} RQi \qquad RQ_i \geq 1 \quad (4)$$

$$RQ\sum PAHs(NCs) = \sum_{i=1}^{16} RQi\,(NCs) \quad RQ_i(NC_s) \geq 1 \quad (5)$$

$$RQ\sum PAHs(MPCs) = \sum_{i=1}^{16} RQi\,(MPCs) \quad RQ_i(MPC_s) \geq 1 \quad (6)$$

لازم بذکر است که RQ_{NCs} و RQ_{MPCs}های هر ترکیب انفرادی از PAHs که برابر یا بزرگ‌تر از یک بودند، به‌ترتیب برای محاسبه $RQ_{\sum PAHs(NCs)}$ و $RQ_{\sum PAHs(MPCs)}$ با هم جمع شدند و بدین‌صورت خطر بوم‌شناختی هر کدام از ترکیبات PAH محاسبه شد. دسته‌بندی خطر بوم‌شناختی PAHs در جدول 1 آورده شده است. بدین صورت‌که $RQ(NC_s) < 1$ نشان‌دهنده آن است که هر ترکیب انفرادی از PAHs خطر بوم‌شناختی ناچیز دارند. $RQ(NC_s) > 1$ و $RQ(MPC_s) < 1$ بیان‌گر خطر بوم‌شناختی متوسط هر کدام از ترکیبات PAH است. در حالی که، $RQ(MPC_s) > 1$ نشان‌دهنده خطر بوم‌شناختی شدید هر ترکیب انفرادی از PAHs است.

پردازش آماری داده‌ها

بدین منظور از نسخه 19 نرم‌افزار آماری SPSS استفاده شد. برای بررسی نرمال بودن توزیع داده‌ها از آزمون شاپیرو-ویلک (Shapiro-Wilk) و برای مقایسه بین ایستگاه‌های نمونه‌برداری با هم از حیث میانگین محتوی ترکیبات PAHs از آزمون تجزیه واریانس یک‌طرفه (One-Way ANOVA) و بدنبال آن آزمون چند دامنه‌ای دانکن (Duncan Multiple Range Test) استفاده شد.

جدول 1- طبقه‌بندی خطر بوم‌شناختی هر یک از ترکیبات PAH بصورت انفرادی و مجموع PAHs

ترکیب انفرادی PAH		مجموع PAHs	
	$RQ(NC_s)$	$RQ(MPC_s)$	$RQ_{\sum PAHs(NCs)}$	$RQ_{\sum PAHs(MPCs)}$
بدون خطر	0		بدون خطر	= 0
خطر متوسط	≥ 1	< 1	خطر اندک	≥ 1 ؛< 800
خطر زیاد		≥ 1	خطر متوسط 1	≥ 800
			خطر متوسط 2	< 800
			خطر زیاد	≥ 800

نتایج

آمار توصیفی مربوط به محتوی هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه ای در نمونه‌های خاک سطحی اطراف مجتمع آرادکوه در جدول 2 نشان داده شده است. با استناد به نتایج، میانگین غلظت (میکروگرم در کیلوگرم) ترکیبات نفتالن، اسنافتیلن، اسنافتن، فلورین، فنانترن، آنتراسن، فلورانتن، پایرن، بنزو (آلفا) آنتراسن، کرایسن، بنزو (بتا) فلورانتن، بنزو (کا) فلورانتن، بنزو (آلفا) پایرن، دی بنزو (آ،اچ) آنتراسن، بنزو (جی،اچ،آی) پریلن و ایندن (۱،۲،۳ سی،دی) پایرن به‌ترتیب برابر با 86/3، 10/1، 82/3، 76/9، 79/7، 54/5، 82/9، 86/3، 83/4، 78/9، 72، 71/8، 66، 69/5، 58/1 و 64/5 بود. از طرفی، میانگین غلظت مجموع ترکیبات PAHs در نمونه‌های خاک برابر با 1123 میکروگرم در کیلوگرم بود.

آمار توصیفی مربوط به مقادیر RQ(NCs) و RQ(MPCs) و همچنین خطر بوم‌شناختی هر ترکیب انفرادی و مجموع 16 هیدروکربن آروماتیک چندحلقه‌ای در نمونه‌های خاک اطراف مجتمع آرادکوه به‌تفکیک ایستگاه در جداول 3 و 4 آورده شده است.

جدول 2- آمار توصیفی محتوی هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای در نمونه‌های خاک سطحی اطراف مجتمع آرادکوه (میکروگرم در کیلوگرم، وزن خشک)*

ایستگاه نمونه‌برداری	ترکیبات PAH																مجموع 16 PAH
	Nap	Acy	Ace	Flu	Phe	Ant	Fla	Pyr	B(a)A	Chy	B(b)F	B(k)F	B(a)P	DB(ah)A	B(ghi)P	I(123-cd)P	
1	98g**	9/10d	93e	96g	99g	78h	97f	89e	84e	78b	95g	80e	76ef	90f	70ef	85g	1317
2	94fg	8/80cd	90de	91f	86e	69g	99f	94f	90f	83c	82e	85f	80g	79d	73f	80ef	1284
3	89ef	8/30bcd	80b	93fg	97g	60e	86d	98g	97g	91d	88f	79de	81g	84e	68e	69e	1268
4	99g	15f	89de	82e	90f	65f	91e	90e	97g	86c	90f	91g	78fg	78d	62d	78ef	1281
5	90ef	19g	80b	74d	80d	52d	88de	91ef	81cde	72a	79e	77d	69d	65c	59d	62d	1138
6	87de	8/20bc	86cd	69c	83de	55d	90e	78ab	78bc	70a	65d	62b	74e	75d	54c	67e	1101
7	78bc	7/50ab	81bc	71cd	72c	45c	71b	85d	80cd	77b	54b	67c	58c	49a	50bc	56c	1002
8	83cd	8/00bc	79b	70cd	65b	43bc	78c	82cd	82de	85c	60c	59a	51b	63c	45a	50ab	1003
9	77b	10e	68a	59a	58a	37a	60a	76a	75b	69a	49a	60ab	50b	54b	49ab	51b	902
10	68a	7/10a	77b	64b	67b	41b	69b	80bc	70a	78b	58c	58a	43a	58b	51bc	47a	936
کمینه	68	7/10	68	59	58	37	60	76	70	69	49	58	43	49	45	47	863
بیشینه	99	19	93	96	99	78	99	98	97	91	95	91	81	90	73	85	1384
میانگین	86/3	10/1	82/3	76/9	79/7	54/5	82/9	86/3	83/4	78/9	72	71/8	66	69/5	58/1	64/5	1123
انحراف معیار	9/89	3/84	7/36	12/9	13/9	13/4	12/9	7/26	8/90	7/31	16/7	12	14/2	13/7	9/80	13/5	157

* مقادیر مربوط به میانگین غلظت سه تکرار است.

** حروف غیر مشترک (a، b، c و ...) در هر ستون، بیانگر تفاوت معنی‌دار ($p < 0/05$) آماری بین ایستگاه‌های نمونه‌برداری از حیث میانگین غلظت PAHs در نمونه‌های خاک بر اساس نتایج آزمون تحلیل واریانس یک‌طرفه (آزمون چند دامنه‌ای دانکن) است.

جدول 3- مقادیر RQ(NC_s) و RQ(MPC_s) هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای در خاک اطراف مجتمع آرادکوه

ترکیب PAH	NC_s (µg/kg)*	MPC_s (µg/kg)**	RQ(NC_s)				RQ(MPC_s)			
			کمینه	بیشینه	میانگین	انحراف معیار	کمینه	بیشینه	میانگین	انحراف معیار
Nap	1/40	1400	48/6	70/7	61/6	7/06	0/486	0/707	0/616	0/071
Acy	1/20	1200	5/92	15/8	8/42	3/20	0/059	0/158	0/084	0/032
Ace	1/20	1200	56/7	77/5	68/6	6/13	0/567	0/775	0/686	0/061
Flu	1/20	1200	49/2	80	64/1	10/8	0/492	0/800	0/641	0/101
Phe	5/10	5100	11/4	19/4	15/6	2/73	0/114	0/194	0/156	0/027
Ant	1/20	1200	30/8	65	45/4	11/2	0/308	0/650	0/454	0/112
Fla	26	26000	2/31	3/81	3/19	0/496	0/023	0/038	0/032	0/005
Pyr	1/20	1200	63/3	81/7	71/9	6/05	0/633	0/817	0/719	0/061
B(a)A	2/50	2500	28	38/8	33/4	3/56	0/280	0/388	0/334	0/036
Chy	107	107000	0/645	0/850	0/737	0/068	0/006	0/008	0/007	0/001
B(b)F	2/50	2500	19/6	38	28/8	6/68	0/196	0/380	0/288	0/067
B(k)F	24	24000	2/42	3/79	2/99	0/500	0/024	0/038	0/030	0/005
B(a)P	2/60	2600	16/5	31/2	25/4	5/46	0/165	0/312	0/254	0/055
DB(ah)A	2/60	2600	18/8	34/6	26/7	5/27	0/188	0/346	0/267	0/053
B(ghi)P	75	75000	0/600	0/973	0/775	0/131	0/006	0/010	0/008	0/001
I(123-cd)P	59	59000	0/797	1/44	1/09	0/229	0/008	0/014	0/011	0/002
∑PAHs			356	564	459	69/5	3/56	5/64	4/59	0/695

* و ** شورای وزیران محیط‌زیست کانادا (2010)

با استناد به نتایج مندرج در جدول 3، میانگین مقدار محاسبه شده RQ(NCs) برای همه ترکیبات PAH بجز کرایسن و همچنین بنزو (جی،اچ،آی) پریلن بزرگ‌تر از یک بود، در حالی‌که میانگین مقدار محاسبه شده RQ(MPCs) برای همه ترکیبات کوچک‌تر از یک بود. از این‌رو، ترکیبات Chy و B(ghi)P در نمونه‌های خاک "فاقد خطر بوم‌شناختی" بوده و سایر ترکیبات واجد "خطر بوم‌شناختی متوسط" برای خاکزیان بودند. از طرفی، با توجه به مقادیر $RQ_{\sum PAHs(MPCs)}$ که برای همه ایستگاه‌های نمونه‌برداری کوچک‌تر از 800 بود، نتیجه گرفته می‌شود که خطر بوم‌شناختی مربوط به مجموع مقادیر 16 ترکیب PAH نمونه‌های خاک در همه ایستگاه‌ها در دسته "خطر متوسط 2" قرار داشته است.

بحث

نتایج نشان داد که غلظت مجموع 16 ترکیب PAH در نمونه‌های خاک از 863 تا 1384 میکروگرم در کیلوگرم متغیر بود (جدول 2). در این رابطه، مر و همکاران (2015) در پژوهشی که با هدف شناسایی و تعیین محتوی ترکیبات PAH در خاک سطحی کلانشهر اصفهان انجام شد، غلظت مجموع 16 ترکیب PAH را از 58 تا 11730 میکروگرم در کیلوگرم گزارش کردند. این در حالی است که وانگ و همکاران (2018الف) غلظت مجموع 16 ترکیب PAH در خاک سطحی مناطق شهری شی‌آن در چین را از 391 تا 10653 میکروگرم در کیلوگرم گزارش کردند. بعلاوه، حلفادجی و همکاران (2019) غلظت مجموع 16 ترکیب PAH در خاک سطحی مناطق شهری اوران در شمال غربی الجزایر را از 134 تا 2068 میکروگرم در کیلوگرم گزارش کردند. از طرفی، ایمویان و همکاران (2020) نیز غلظت مجموع 16 ترکیب PAH در نمونه‌های خاک سطحی پارکینگ وسایل نقلیه واقع در جنوب نیجریه را 66/4 تا 269 میکروگرم در کیلوگرم گزارش کردند. مقایسه نتایج با دستاورد سایر پژوهش های مشابه در جدول 5 آورده شده است.

جدول 4- خطر بوم‌شناختی هر ترکیب انفرادی و مجموع 16 هیدروکربن آروماتیک چندحلقه‌ای در نمونه‌های خاک به‌تفکیک ایستگاه

ایستگاه نمونه‌برداری	ترکیبات PAH																مجموع 16 PAH
	Nap	Acy	Ace	Flu	Phe	Ant	Fla	Pyr	B(a)A	Chy	B(b)F	B(k)F	B(a)P	DB(ah)A	B(ghi)P	I(123-cd)P	
1	متوسط	متوسط	متوسط	متوسط	متوسط	متوسط	متوسط	متوسط	متوسط	بدون خطر	متوسط	متوسط	متوسط	متوسط	بدون خطر	متوسط	خطر متوسط 2
2	متوسط	متوسط	متوسط	متوسط	متوسط	متوسط	متوسط	متوسط	متوسط	بدون خطر	متوسط	متوسط	متوسط	متوسط	بدون خطر	متوسط	خطر متوسط 2
3	متوسط	متوسط	متوسط	متوسط	متوسط	متوسط	متوسط	متوسط	متوسط	بدون خطر	متوسط	متوسط	متوسط	متوسط	بدون خطر	متوسط	خطر متوسط 2
4	متوسط	متوسط	متوسط	متوسط	متوسط	متوسط	متوسط	متوسط	متوسط	بدون خطر	متوسط	متوسط	متوسط	متوسط	بدون خطر	متوسط	خطر متوسط 2
5	متوسط	متوسط	متوسط	متوسط	متوسط	متوسط	متوسط	متوسط	متوسط	بدون خطر	متوسط	متوسط	متوسط	متوسط	بدون خطر	متوسط	خطر متوسط 2
6	متوسط	متوسط	متوسط	متوسط	متوسط	متوسط	متوسط	متوسط	متوسط	بدون خطر	متوسط	متوسط	متوسط	متوسط	بدون خطر	متوسط	خطر متوسط 2
7	متوسط	متوسط	متوسط	متوسط	متوسط	متوسط	متوسط	متوسط	متوسط	بدون خطر	متوسط	متوسط	متوسط	متوسط	بدون خطر	بدون خطر	خطر متوسط 2
8	متوسط	متوسط	متوسط	متوسط	متوسط	متوسط	متوسط	متوسط	متوسط	بدون خطر	متوسط	متوسط	متوسط	متوسط	بدون خطر	بدون خطر	خطر متوسط 2
9	متوسط	متوسط	متوسط	متوسط	متوسط	متوسط	متوسط	متوسط	متوسط	بدون خطر	متوسط	متوسط	متوسط	متوسط	بدون خطر	بدون خطر	خطر متوسط 2
10	متوسط	متوسط	متوسط	متوسط	متوسط	متوسط	متوسط	متوسط	متوسط	بدون خطر	متوسط	متوسط	متوسط	متوسط	بدون خطر	بدون خطر	خطر متوسط 2

جدول 5- مقایسه غلظت مجموع 16 ترکیب PAH (میکروگرم در کیلوگرم) در نمونه‌های خاک سطحی گزارش شده در سایر نقاط با دستاورد مطالعه حاضر

منطقه مورد مطالعه	مجموع غلظت 16 ترکیب PAH	منبع
مجتمع پردازش و بازیافت زباله آرادکوه، ایران	863-1384	مطالعه حاضر
مرکز دفن بهداشتی مواد زائد جامد گدانسک، لهستان	892-3514	ملیک و همکاران (2015)
گوآهاتی، هندوستان	800-51300	حسین و هوک (2015)
لندن، انگلستان	4000-67000	ون و همکاران (2014)
لیسبون، پرتقال	6/30-22670	کاچادا و همکاران (2012)
شانگهای، چین	62-31900	لیو و همکاران (2010)

ثابت شده است که تجزیه و تخریب فیزیکی و زیستی ترکیبات PAH توسط قارچ‌ها، باکتری‌ها یا موجودات مربوط به سطوح بالاتر، به تعداد حلقه‌های مولکول آنالیت بستگی دارد. باید توجه داشت که تخریب PAHهای واجد 3-2 حلقه در ساختار مواکولی، بسیار سریع است و 50% از محتوی آن‌ها ممکن است طی یک ماه تجزیه شود. علاوه بر این، این گروه از PAHها و بویژه نفتالن می‌توانند از سطح خاک تبخیر شوند (اولسزچوک و باران، 2003؛ ملیک و همکاران، 2015). همان‌طور که در جدول 2 مشاهده می‌شود، در هیچ یک از نمونه‌های خاک، محتوی Nap از 10% مجموع مقادیر 16 ترکیب PAH تجاوز نکرده است. علی‌رغم این، ملیک و همکاران (2015) گزارش کردند که محتوی Nap در پنج نمونه خاک سطحی جمع‌آوری شده از محل دفن بهداشتی زباله‌های جامد شهری در گدانسک لهستان از 10% مجموع مقادیر 16 ترکیب PAH تجاوز کرده بود. برخلاف PAHهای با وزن مولکولی بالا، PAHهای با وزن مولکولی کم، بیش‌تر در فاز گازی یافت شده و با ذرات معلق در هوا ارتباط ندارند. ترکیبات PAH با 4 تا 6 حلقه در ساختار خود، بدلیل برخورداری از قابلیت سرطان‌زایی، جهش‌زایی و ناهنجاری‌زایی فقط از طریق فرآیند سوخت و ساز می‌توانند تخریب شوند. از طرفی، با توجه به این‌که میانگین محتوی PAHهای 4 و 5 حلقه در محدوده 350 تا 500 میکروگرم در کیلوگرم برای مناطق شهری قابل قبول است (کانالی و هارایاما، 2000؛ لیو و همکاران، 2011)، لذا، با استناد به نتایج حاصل، میانگین محتوی این گروه از PAHها از جمله Fla، Pyr، B(a)A، Chy، B(b)F، B(k)F و B(a)P در منطقه مورد مطالعه در حد قابل قبول بود و بنابراین، می‌توان اذعان داشت که نمونه‌های خاک تحت تأثیر فعالیت‌های انسانی (Anthropogenic Activities) قرار نداشته‌اند.

با توجه به حداکثر غلظت مجاز (میکروگرم در کیلوگرم) ترکیبات PAHs در خاک‌های سطحی ارایه شده توسط وزارت بهداشت، رفاه و ورزش آلمان - 690 برای Nap، 170 برای Acy، 680 برای Ace، 1600 برای Flu ، 3600 برای Phe، 340 برای Ant ، 4800 برای Fla، 1800 برای Pyr، 190 برای B(a)A، 1600 برای Chy، 790 برای B(b)F و B(k)F، 160 برای B(a)P، 180 برای DB(ah)A، 490 برای B(ghi)P و 380 برای I(123-cd)P(وزارت بهداشت، رفاه و ورزش آلمان، 2012)، میانگین محتوی همه ترکیبات PAH شناسایی شده در نمونه‌های خاک سطحی منطقه مورد مطالعه از مقادیر MPC کم‌تر بود و بنابراین، نمونه‌های خاک را می‌توان بعنوان خاک آلوده نشده (Unpolluted) توسط PAHs در نظر گرفت. علاوه بر این، مقایسه میانگین مقادیر ترکیبات PAH شناسایی شده در نمونه‌ها با استاندارد سازمان حفاظت محیط‌زیست ایران (میکروگرم در کیلوگرم) - 50 برای B(a)A و B(ghi)P، 70 برایI(123-cd)P، 100 برای Flu، B(b)F، B(k)F، B(a)P، Chy و DB(ah)A، 150 برای Pyr، 200 برای Acy و Ace، 300 برای Nap ، 400 برای Phe و 500 برای Ant و Fla - (سازمان حفاظت محیط‌زیست ایران، 1393)، نشان داد که بجز در مورد ترکیبات B(a)A و B(ghi)P، میانگین غلظت سایر ترکیبات PAH کوچک‌تر از بیشینه رواداری بوده است.

نتایج محاسبه خطر بوم‌شناختی ترکیبات PAH (جدول 3) نشان داد که بجز برای هیدروکربن‌های آروماتیک Chy و B(ghi)P که میانگین مقادیر $RQ(NC_s)$ آن‌ها به‌ترتیب با 0/737 و 0/775 کوچک‌تر از یک بود و لذا این دو ترکیب در نمونه‌های خاک در دسته "فاقد خطر بوم‌شناختی" قرار داشتند، سایر ترکیبات PAH با میانگین مقادیر $RQ(NC_s) \geq 1$ و $RQ(MPC_s) < 1$ در دسته "خطر بوم‌شناختی" متوسط برای خاکزیان قرار داشتند. بعلاوه، از آنجا که مقادیر $RQ_{\sum PAHs(MPCs)}$ در ایستگاه‌های نمونه‌برداری 10 گانه به‌ترتیب برابر با 539، 518، 512، 518، 468، 448، 414، 415، 371 و 383 و در همه آن‌ها کوچک‌تر از800 بود، می‌توان نتیجه گرفت که خطر

بوم‌شناختی مجموع مقادیر 16 ترکیب PAH (میکروگرم در کیلوگرم) نمونه‌های خاک سطحی اطراف مجتمع آرادکوه در دسته "خطر متوسط 2" قرار داشت (جدول 4). در پژوهشی مشابه، وانگ و همکاران (2018الف) با توجه به میانگین مقادیر $RQ(NC_s)$ و $RQ(MPC_s)$ خاک سطحی مناطق شهری شی‌آن در چین نتیجه گرفتند که بجز هیدروکربن‌های آروماتیک پایرن و دی بنزو (آ،اچ) آنتراسن که در دسته "خطر بوم‌شناختی زیاد" قرار داشتند، سایر ترکیبات PAH در دسته "خطر بوم‌شناختی متوسط" جای داشتند. از طرفی وانگ و همکاران (2018ب) با بررسی خاک سطحی (عمق 10-0 سانتی متری) در فلات لس (Loess Plateau) چین نتیجه گرفتند که هیدروکربن آروماتیک اسنافتن در دسته "فاقد خطر بوم‌شناختی"، هیدروکربن‌های آروماتیک فلورین، فنانترن، آنتراسن و پایرن همگی در دسته "خطر بوم‌شناختی زیاد" و سایر هیدروکربن‌های آروماتیک نیز در دسته "خطر بوم‌شناختی متوسط" قرار داشتند.

نتیجه‌گیری

این مطالعه با هدف تعیین محتوی و ارزیابی خطر بالقوه بوم‌شناختی هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای در خاک سطحی اطراف مجتمع دفع و پردازش پسماند جامد شهری آرادکوه تهران در سال 1399 انجام یافت. با استناد به نتایج، میانگین محتوی PAHهای واجد 4 و 5 حلقه در ساختار مولکولی از جمله Fla، Pyr، B(a)A، Chy، B(b)F، B(k)F و B(a)P در منطقه مورد مطالعه در حد قابل قبول بود و بنابراین، می‌توان اذعان داشت که نمونه‌های خاک تحت تأثیر فعالیت‌های انسانی قرار نداشته‌اند. از طرفی، نتایج مقایسه میانگین مقادیر ترکیبات PAH شناسایی شده در نمونه‌ها با بیشینه رواداری (MAC) سازمان حفاظت محیط‌زیست ایران نشان داد که بجز در مورد ترکیبات B(a)A و B(ghi)P، میانگین غلظت سایر ترکیبات PAH کوچک‌تر از حد مجاز بوده است. این در حالی است که، میانگین غلظت ترکیبات PAHs در خاک‌های سطحی در مقایسه با بیشینه رواداری وزارت بهداشت، رفاه و ورزش آلمان بیانگر آن بود که میانگین محتوی PAHs شناسایی شده در نمونه‌های خاک سطحی منطقه مورد مطالعه از مقادیر MPC کم‌تر بوده است. در پایان، با توجه به مخاطرات هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای بر سلامت انسان، نسبت به شناسایی، تعیین محتوی، منشاءیابی و نظارت منظم و دوره‌ای این ترکیبات در محیط و تلاش برای کنترل منابع تولید آن‌ها به منظور حفظ سلامت شهروندان توصیه می‌شود.

فهرست منابع:

1. سازمان حفاظت محیط‌زیست ایران. 1393. استانداردهای کیفیت منابع خاک و راهنماهای آن. معاونت محیط‌زیست انسانی، دفتر آب و خاک، 161 صفحه.
2. حضرت‌زاده، ش. و س. سبحان اردکانی. 1397. مطالعه آلودگی به روی، سرب، کادمیم و مس خاک سطحی بوستان‌های شهر همدان. پژوهش‌های خاک، دوره 32، شماره 3، 413-399.
3. محمدمرادی، ب.، س.، سبحان اردکانی و م. چراغی. 1396. ارزیابی شاخص مخاطره بوم‌شناختی فلزات سنگین در خاک سطحی بوستان‌های شهری تهران. سلامت و محیط‌زیست، دوره 10، شماره 4، 441-429.
4. Blanchard, M., M.J., Teil, D., Ollivon, L., Legenti, and M., Chevreuil. 2004. Polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorobiphenyls in wastewaters and sewage sludges from the Paris area (France). Environmental Research. 95: 184-197.
5. Bozlaker, A., A., Muezzinoglu, and M., Odabasi. 2008. Atmospheric concentrations, dry deposition and airesoil exchange of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in an industrial region in Turkey. Journal of Hazardous Materials. 153: 1093-1102.
6. Cachada, A., P., Pato, T., Tocha-Santos, E., Ferreira 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.
7. Canadian Council of Ministers of the Environment. 2010. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. Canadian Soil Quality Guide-Lines for Protection of Environmental and

Human Health. In Canadian Soil Quality Guidelines; Canadian Council of Ministers of the Environment: Winnipeg, MB, Canada.
8. Cao, Z.G., J.L., Liu, Y., Luan, Y.L., Li, M.Y., Ma, J., Xu, and S.L., Han. 2010. Distribution and ecosystem risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in the Luan River, China. Ecotoxicology. 19: 827-837.
9. Cao, Z., M., Wang, Q., Chen, and C., Zhu. 2019. Spatial, seasonal and particle size dependent variations of PAH contamination in indoor dust and the corresponding human health risk. Science of the Total Environment. 653: 423-430.
10. Cetin, B., S., Yurdakul, M., Keles, I., Celik, F., Ozturk, and C., Dogan. 2017. Atmospheric concentrations, distributions and air-soil exchange tendencies of PAHs and PCBs in a heavily industrialized area in Kocaeli, Turkey. Chemosphere. 183: 69-79.
11. Chen C-F., Y-R., Ju, Y.C., Lim, S-L., Hsieh, M-L., Tsai, P-P., Sun, R., Katiyar, C-W., Chen, and C-D., Dong. 2019. Determination of polycyclic aromatic hydrocarbons in sludge from water and wastewater treatment plants by GC-MS. International Journal of Environmental Research and Public Health. 16(14): 2604.
12. Crommentuijn, T., D., Sijm, J., De Bruijn, K., Van Leeuwen, and E., Van De Plassche. 2000. Maximum permissible and negligible concentrations for some organic substances and pesticides. Journal of Environmental Management. 58: 297-312.
13. Cui, X., J., Dong, Z., Huang, C., Liu, X., Qiao, X., Wang, X., Zhao, B., Zheng, and J., Shen. 2020. Polychlorinated biphenyls in the drinking water source of the Yangtze River: characteristics and risk assessment. Environmental Sciences Europe. 32: 29.
14. Emoyan, O.O., E.O., Onocha, and G.O., Tesic. 2020. Concentration assessment and source evaluation of 16 priority polycyclic aromatic hydrocarbons in soils from selected vehicle-parks in southern Nigeria. Scientific African. 7: e00296.
15. Gholamalifard, M., J., Phillips, and M., Jalili Ghazizade. 2017. Evaluation of unmitigated options for municipal waste disposal site in Tehran, Iran using an integrated assessment approach. Journal of Environmental Planning and Management. 60(5): 792-820.
16. Hakanson, L. 1980. An ecological risk index for aquatic pollution control- A sedimentological approach. Water Research. 14(8): 975-1001.
17. Halfadji, A., A., Touabet, F., Portet-Koltalo, F., Le-Derf, and N., Merlet-Machour. 2019. Concentrations and source identification of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) in agricultural, urban/residential, and industrial soils, east of Oran (Northwest Algeria). Polycyclic Aromatic Compounds. 39(4): 299-310.
18. Hussain, K., and R.R., Hoque. 2015. Seasonal attributes of urban soil PAHs of the Brahmaputra Valley. Chemosphere. 119: 794-802.
19. Ju, J.H., I.S., Lee, W.J., Sim, H., Eun, and J.E., Oh. 2009. Analysis and evaluation of chlorinated persistent organic compounds and PAHs in sludge in Korea. Chemosphere. 74: 441-447.
20. Kalf, D.F., T., Crommentuijn, and E.J., Van De Plassche. 1997. Environmental quality objectives for 10 polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). Ecotoxicology and Environmental Safety. 36: 89-97.
21. Kanaly, R.A., and S., Harayama. 2000. Biodegradation of high-molecular-weight polycyclic aromatic hydrocarbons by bacteria. Journal of Bacteriology. 182: 2059-2067.
22. Karyab, H., M., Yunesian, S., Nasseri, A.H., Mahvi, R., Ahmadkhaniha, N., Rastkari, and R., Nabizadeh. 2013. Polycyclic aromatic hydrocarbons in drinking water of Tehran, Iran. Journal of Environmental Health Science and Engineering. 11: 25.
23. Liu, Y., L., Chen, J.J., Zhao, Y., Wei, Z., Pan, X.Z., Meng, Q., Huang, and W., Li. 2010. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the surface soil of Shanghai, China: concentrations, distribution and sources. Organic Geochemistry.41: 355-362.

24. Liu, S., X., Xia, Y., Zhai, R., Wang, T., Liu, and S., Zhang. 2011. Black carbon (BC) in urban and surrounding rural soils of Beijing, China: spatial distribution and relationship with polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). Chemosphere. 82: 223-228.
25. Ma, Y., A., Liu, P., Egodawatta, J., McGree, and A., Goonetilleke. 2017. Quantitative assessment of human health risk posed by polycyclic aromatic hydrocarbons in urban road dust. Science of the Total Environment. 575: 895-904.
26. Majlessi, M., M., Zamanzadeh, N., Alavi, N., Amanidaz, and R., Bakhshoodeh. 2019. Generation rates and current management of municipal, construction and demolition wastes in Tehran. Journal of Material Cycles and Waste Management. 21: 191-200.
27. Malawska, M., and B., Wiłkomirski. 2001. An analysis of soil and plant (*Taraxacum officinale*) contamination with heavy metals and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in the area of the railway junction Iława Główna, Poland. Water, Air, & Soil Pollution. 127: 339-349.
28. Man, Y.B., K.L., Chow, Y., Kang, and M.H., Wong. 2013. Mutagenicity and genotoxicity of Hong Kong soils contaminated by polycyclic aromatic hydrocarbons and dioxins/furans. Mutation Research. 752: 47-56.
29. Melnyk, A., A., Dettlaff, K., Kuklińska, J., Namieśnik, and L., Wolska. 2015. 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. 530-531: 18-27.
30. Ministry of Health, Welfare and Sport, National Institute for Public Health and the Environment. 2012. Environmental risk limits for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) for direct aquatic, benthic, and terrestrial toxicity. 339 p.
31. Moore, F., R., Akhbarizadeh, B., Keshavarzi, S., Khabazi, A., Lahijanzadeh, and M., Kermani. 2015. Ecotoxicological risk of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in urban soil of Isfahan metropolis, Iran. Environmental Monitoring and Assessment. 187: 207.
32. Mostafa, R.A., L.T., Wade, T.S., Sweet, A.K.A., Al-Alimi, and O.A., Barakat. 2009. Distribution and characteristics of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sediments of Hadhramout coastal area, Gulf of Aden, Yemen. Journal of Marine Systems. 78: 1-8.
33. Oleszczuk, P., and S., Baran. 2003. Degradation of Individual Polycyclic Aromatic Hydrocarbons
34. (PAHs) in soil polluted with aircraft fuel. Polish Journal of Environmental Studies. 12: 431-437.
35. Olgun, B., and G., Doğan. 2020. Polycyclic aromatic hydrocarbon concentrations in soils of greenhouses located in Aksu Antalya, Turkey. Water Science and Technology. 81(2): 283-292.
36. Omar, W.A.M., and H.M., Mahmoud. 2017. Risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in River Nile up- and downstream of a densely populated area. Journal of Environmental Science and Health, Part A. 52(2): 166-173.
37. Plachá, D., H., Raclavská, D., Matýsek, and M.H., Rümmeli. 2009. The polycyclic aromatic hydrocarbon concentrations in soils in the Region of Valasske Mezirici, the Czech Republic. Geochemical Transactions. 10: 12.
38. Perra, G., K., Pozo, C., Guerranti, D., Lazzeri, V., Volpi, S., Corsolini, and S., Focardi. 2011. Levels and spatial distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in superficial sediment from 15 Italian marine protected areas (MPA). Marine Pollution Bulletin. 62: 874-877.
39. Saeedi, M., L.Y., Li, and M., Salmanzadeh. 2012. Heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons: Pollution and ecological risk assessment in street dust of Tehran. Journal of Hazardous Materials. 227-228: 9-17.

40. Sanctorum, H., M., Elskens, M., Leermakers, Y., Gao, A., Charriau, G., Billon, S., Goscinny, W., De Cooman, and W., Baeyens. 2011. Sources of PCDD/Fs, non-ortho PCBs and PAHs in sediments of high and low impacted transboundary rivers (Belgium–France). Chemosphere. 85: 203-209.
41. Sezgin, N., H., Kurtulus, G., Demir, S., Nemlioglu, and C., Bayat. 2004. Determination of heavy metal concentration in street dusts in Istanbul E-5 highway. Environment International. 29: 979-985.
42. Shen, G.F., W., Wang, Y.F., Yang, J.N., Ding, M.A., Xue, Y.J., Min, C., Zhu, H.Z., Shen, W., Li, B., Wang, R., Wang, L., Wang, S., Tao, and A.G., Russell. 2011. Emissions of PAHs from indoor crop residue burning in a typical rural stove: emission factors, size distributions, and gas-particle partitioning. Environmental Science and Technology. 45: 1206-1212.
43. Sobhanardakani, S. 2018. 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. 25(28): 28086-28093.
44. Sobhanardakani, S. 2019. Ecological and human health risk assessment of heavy metals content of atmospheric dry deposition, a case study: Kermanshah, Iran. Biological Trace Element Research. 187(2): 602-610.
45. 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.
46. Tipmanee, D., W., Deelaman, S., Pongpiachan, K., Schwarzer, and P., Sompongchaiyakul. 2012. Using polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) as a chemical proxy to indicate tsunami 2004 backwash in Khao Lak coastal area, Thailand. Natural Hazards and Earth System Sciences. 12: 1441-1451.
47. USEPA. 1996. 8275A Method. Semivolatile Organic Compounds (PAHs and PCBs) in Soils/Sludges and Solid Wastes Using Thermal Extraction/Gas Chromatography/Mass Spectrometry (TE/GC/MS). 23 p.
48. USEPA. 2014. Method 3500C, Organic Extraction and Sample Preparation. United States Environmental Protection Agency, 19 p.
49. USEPA. 2016. United States Environmental Protection Agency Priority Pollutant List. Available at https://www.epa.gov/sites/production/files/ 2015-09/documents/priority-pollutant-list-epa.pdf.
50. Vane, C.H., A.W., Kim, D., Beriro, M.R., Cave, K., Knights, V., Moss-Hayes, and P.C., Nathanail. 2014. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) and polychlorinated biphenyls (PCB) in urban soils of Greater London, UK. Applied Geochemistry. 51: 303-314.
51. Wang, Z., Z., Liu, Y., Yang, T., Li, and M., Liu. 2012. Distribution of PAHs in tissues of wetland plants and the surrounding sediments in the Chongming wetland, Shanghai, China. Chemosphere. 89: 221-227.
52. Wang, L., S., Zhang, L., Wang, W., Zhang, X., Shi, X., Lu, X., Li, and X., Li. 2018a. Concentration and risk evaluation of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban soil in the typical semi-arid city of Xi'an in Northwest China. International Journal of Environmental Research and Public Health. 15: 607.
53. Wang, D., J., Ma, H., Li, and X., Zhang. 2018b. Concentration and potential ecological risk of PAHs in different layers of soil in the petroleum-contaminated areas of the Loess Plateau, China. International Journal of Environmental Research and Public Health. 15: 1785.

54. Yang, Y., L.A., Woodward, Q.X., Li, and J., Wang. 2014. Concentrations, source and risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in soils from Midway Atoll, North Pacific Ocean. PLoS One. 9(1): e86441.
55. Yang, Q., H., Chen, and B., Li. 2015. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in indoor dusts of Guizhou, southwest of China: status, sources and potential human health risk. PLoS One. 10(2): e0118141.
56. Zhang, G., Z., Pan, X., Wang, X., Mo, and X., Li. 2015. Distribution and accumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the food web of Nansi Lake, China. Environmental Monitoring and Assessment. 187: 173.
57. Zhou, J.L., E., Siddiqui, H.H., Ngo, and W., Guo. 2014. Estimation of uncertainty in the sampling and analysis of polychlorinated biphenyls and polycyclic aromatic hydrocarbons from contaminated soil in Brighton, UK. Science of the Total Environment. 497: 163-171.

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

S. M. Mohammadi, B. Lorestani[1], S. Sobhanardakani, M. Cheraghi, and M. Kiani Sadr

PhD. Candidate, Dept. of the Environment, College of Basic Sciences, Hamedan Branch, Islamic Azad University, Hamedan, Iran; E-mail: ma_mohammadi@iauh.ac.ir

Associate Professor, Dept. of the Environment, College of Basic Sciences, Hamedan Branch, Islamic Azad University, Hamedan, Iran; E-mail: lorestanib@iauh.ac.ir

Associate Professor, Dept. of the Environment, College of Basic Sciences, Hamedan Branch, Islamic Azad University, Hamedan, Iran; E-mail: s_sobhan@iauh.ac.ir

Associate Professor, Dept. of the Environment, College of Basic Sciences, Hamedan Branch, Islamic Azad University, Hamedan, Iran; E-mail: cheraghi@iauh.ac.ir

Assistant Professor, Dept. of the Environment, College of Basic Sciences, Hamedan Branch, Islamic Azad University, Hamedan, Iran; E-mail: m_kianisadr@iauh.ac.ir

Received: December, 2020 and Accepted: March, 2021

Abstract

Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) are ubiquitous pollutants with teratogenic, mutagenic and carcinogenic potential, which can pose potential risks to the environment and human health. Therefore, this study was conducted to detect and assess the potential ecological risk of PAHs in surface soils in the vicinity of Arad-Kouh Processing and Disposal Complex, Tehran, Iran, in 2020. In so doing, 30 surface soil samples were collected from 10 sampling sites adjacent to the Arad-Kouh complex. After extraction of analytes, the gas chromatography/mass spectrometry (GC–MS) method was used for determination of 16 PAHs in the samples. The results showed that the total concentrations of 16 PAHs (∑16PAHs) ranged from 863 to 1384 µg/kg with an average of 1123 µg/kg. Moreover, Chy and B(ghi)P showed no potential ecological risk, while other PAHs had a moderate potential ecological risk. Also, as computed values of $RQ_{\sum PAHs(MPCs}$ for all the sampling sites were lower than 800, the total ecological risk of PAHs in surface soil samples of the study area was classified in the moderate-risk2 category. Based on the results, although the mean concentrations of B(a)A and B(ghi)P were higher than MPC established by Iranian Department of Environment, the mean concentrations of all of the 16 PAHs were lower than MPC established by MHWS. Overall, since PAHs have adverse effects on human health, detection and determination of concentration, source identification, and also periodical monitoring of these compounds in the environment is recommended in order to safeguard human health maintenance.

Keywords: Municipal solid waste, Human health, Ubiquitous pollutants

[1]. Corresponding author: Department of the Environment, College of Basic Sciences, Hamedan Branch, Islamic Azad University