

تعیین محتوی، منشاء یابی و ارزیابی خطر سلامت ترکیبات پلی کلره بی فنیل (PCBs) در خاک سطحی برخی کاربری‌های مناطق شمالی، شرقی و غربی شهر تهران

سمیرا رنجبران^۱، سهیل سبحان اردکانی^{۲*}، مهرداد چراغی^۳، بهاره لرستانی^۴، مریم کیانی صدر^۴

^۱ دانشجوی دکتری تخصصی محیط زیست، دانشکده علوم پایه، واحد همدان، دانشگاه آزاد اسلامی، همدان، ایران
^۲ دکترای تخصصی علوم محیط زیست، استاد گروه محیط زیست، دانشکده علوم پایه، واحد همدان، دانشگاه آزاد اسلامی، همدان، ایران
^۳ دکترای تخصصی علوم محیط زیست، دانشیار گروه محیط زیست، دانشکده علوم پایه، واحد همدان، دانشگاه آزاد اسلامی، همدان، ایران
^۴ دکترای تخصصی علوم محیط زیست، استادیار گروه محیط زیست، دانشکده علوم پایه، واحد همدان، دانشگاه آزاد اسلامی، همدان، ایران

تاریخ دریافت مقاله: ۱۴۰۰/۰۶/۰۱؛ تاریخ پذیرش: ۱۴۰۰/۰۹/۰۱

چکیده

زمینه و هدف: بی فنیل‌های چندکلره (PCBs) در زمره ترکیبات آلی دیرپا با قابلیت تجمع‌زیستی، پایداری در محیط و تاثیر بر سلامت انسان و محیط هستند. از این رو، این مطالعه با هدف شناسایی، تعیین مقادیر، منشاء یابی و ارزیابی خطر سلامت PCBها در نمونه‌های خاک سطحی برخی از انواع زمین در مناطق شمالی، شرقی و غربی شهر تهران در سال ۱۳۹۸ انجام شد.

مواد و روش‌ها: در این پژوهش توصیفی-مقطعی، در مجموع ۴۵ نمونه خاک سطحی از ۱۵ ایستگاه نمونه‌برداری واقع در مناطق تجاری، مسکونی، آموزشی-فرهنگی، فضای سبز شهری و حاشیه خیابان جمع‌آوری شد و پس از استخراج آنالیت‌ها، از روش کروماتوگرافی گازی-طیف‌سنجی جرمی (GC-MS) برای شناسایی و تعیین محتوی ترکیبات PCB در نمونه‌ها استفاده شد. پردازش آماری نتایج نیز با استفاده از نرم‌افزار SPSS انجام شد.

یافته‌ها: نتایج بیان‌گر شناسایی ۱۳ ترکیب PCB در نمونه‌های خاک بود. از طرفی، کمینه، بیشینه و میانگین غلظت مجموع PCBها به ترتیب برابر با ۰/۰۳۱، ۲۳/۱ و ۶۷۷ میکروگرم در کیلوگرم بود. همچنین، با توجه به نتایج آزمون تحلیل عاملی (PCA) و سهم زیاد غلظت همولوگ‌های سبک از کل غلظت PCBهای شناسایی شده در نمونه‌ها، وجود ترکیبات PCB در نمونه‌ها را احتمالاً می‌توان با فرآیند احتراق ترکیبات حاوی اتم کلر مرتبط دانست. مقادیر فاکتور سرطان‌زایی ناشی از قرار گرفتن در معرض PCB۱۸۹ به عنوان تنها ترکیب PCB شناسایی شده واجد عامل هم ارزی سمیت (TEF)، نشان داد که مواجهه با خاک آلوده، منجر به "سرطان‌زایی خیلی کم" ناشی از مواجهه با این همولوگ خواهد شد.

نتیجه‌گیری: به طور کلی، با توجه به مخاطره سلامت ناشی از قرار گرفتن در معرض ترکیبات PCB، نسبت به شناسایی، تعیین محتوی، منشاء یابی و نظارت منظم و دوره‌ای این ترکیبات در محیط‌های مختلف به‌ویژه آب و خاک و تلاش برای کنترل منابع تولید آن‌ها به منظور حفظ سلامت محیط و شهروندان توصیه می‌شود.

کلمات کلیدی: آلودگی خاک، ترکیبات پلی کلره بی فنیل، تحلیل چندمتغیره، خطر سرطان‌زایی، تهران.

مقدمه

آلودگی و تخریب محیط زیست در زمره مهم ترین نگرانی ها در سال های اخیر محسوب می شوند. رشد جمعیت، گسترش شهرها، رشد فعالیت های صنعتی، معدنی و کشاورزی، استفاده روزافزون از وسایل نقلیه موتوری، کاربرد کودهای آلی و لجن فاضلاب، استفاده از فاضلاب شهری برای آبیاری زمین های کشاورزی و همچنین فضای سبز شهری، دفع پسماند، فرونشست های جوی و نظایر آن، آلودگی محیط زیست در شهرها و به خصوص کلان شهرها را افزایش داده است که این معضل در شکل های مختلف در اجزای اصلی تشکیل دهنده محیط زیست یعنی آب، خاک و هوا نمود یافته است^{۱-۳}. از این رو، برای حفظ سلامت محیط و زیستمدان ساکن در آن، پایش دوره ای محیط زیست شهری و به ویژه مناطق استقرار و تجمع شهروندان ضروری به نظر می رسد.

خاک به عنوان یکی از اجزای مهم محیط زیست، دریافت کننده پسماندهای صنعتی، معدنی و کشاورزی است که این مواد به محض ورود به خاک، جزئی از چرخه ای می شوند که انواع گوناگون حیات را تحت تأثیر خود قرار می دهد. لذا، اطلاع از ماهیت آلاینده ها و رفتار شیمیایی آن ها در خاک ضروری است. امروزه، در مبحث آلودگی خاک آلاینده های آلی و معدنی همچون ترکیبات پلی کلره بی فنیل (PCBs)، هیدروکربن های آروماتیک چند حلقه ای (PAHs)، آفت کش ها و فلزات سنگین که ترکیباتی سمی بوده و اثرات نامطلوب بر خواص خاک برجای می گذارند و یا از قابلیت تحرک در خاک و آسیب به کیفیت منابع آب زیرزمینی برخوردارند، بیش تر از سایر ترکیبات مورد توجه هستند^{۴،۵}. در این بین، آلاینده های آلی دیرپا (POPs)، ترکیبات سمی کلره با قابلیت تجمع در بافت چربی موجودات زنده و مقاوم در برابر تجزیه زیستی، شیمیایی و حتی پرتوها هستند که اغلب آن ها در سالیان گذشته به عنوان آفت کش

در مزارع کشاورزی مورد استفاده قرار می گرفتند^۶ و از طریق تماس پوستی (Dermal Contact)، تنفس (Inhalation) و بلع (Ingestion) انسان را تحت تأثیر قرار داده و همان طور که اشاره شد، به دلیل قابلیت تجمع در بافت چربی، مخاطرات بهداشتی جبران ناپذیری را برای انسان و سایر موجودات زنده به دنبال خواهند داشت^{۷،۸}.

در این بین، بی فنیل های پلی کلره یک خانواده از ترکیبات واجد حلقه های بی فنیل حاوی دو تا ۱۰ اتم کلر هستند که گرچه ۲۰۹ گونه (Congener) از آن ها شناسایی شده است، ولی فقط ۱۵۰ همولوگ از آن ها برای مصارف تجاری استفاده می شوند. PCB ها از نظر حرارتی و شیمیایی بسیار پایدار بوده و عایق الکتریکی بسیار خوبی هستند و به طور گسترده در صنایع به عنوان مایع دی الکتریک در مخازن و ترانسفورماتورها، سیال های هیدرولیکی، عایق های حرارتی، مواد پوشش دهنده سطوح، چسب ها، آفت کش ها، کاغذ های کپی بدون کربن، جوهرها، موم ها و رنگ ها استفاده می شوند. قابلیت جذب توسط مواد آلی و خاصیت آب گریزی این ترکیبات باعث می شود که در خاک و رسوب تجمع یابند. همچنین، پایداری محیطی و طبیعت چربی دوست آن ها باعث شده است که PCB ها به زنجیر غذایی وارد شوند. به علاوه، باید توجه داشت که فرآیند تبخیر و انتشار گردوغبار آلوده می توانند به آلودگی هوا با PCBs منجر شوند. از طرفی، این ترکیبات به دلیل برخورداری از نیم عمر طولانی می توانند تا مسافت های زیادی جابه جا شوند^{۹،۱۰}.

علی رغم آن که، به واسطه مخاطره های محیط زیستی و عوارض بهداشتی همچون یخورداری از قابلیت جهش زایی (Mutagenicity)، ناهنجاری زایی (Teratogenicity)، سرطان زایی (Carcinogenicity)، ایجاد آسیب های مغزی، و استخوانی، استرس اکسیداتیو و اثرات کبدی، نورولوژیکی و گوارشی^{۱۱-۱۳} تولید ترکیبات PCB از سال ۱۹۷۶ به شدت محدود شده است، ولی برآوردها حاکی از آن است که در حدود

و شرایط اقتصادی توسعه یافته تر، تهران به عنوان یکی از آلوده-ترین شهرهای ایران شناخته می شود^{۳۱،۳۰}.

نمونه برداری

در این پژوهش توصیفی-مقطعی (Descriptive Cross-Sectional Study)، با در نظر گرفتن محدودیت های مالی و زمانی و همچنین لحاظ کردن نواحی و کاربری های مختلف شامل تجاری، فضای سبز عمومی، فرهنگی و آموزشی، مسکونی و حاشیه خیابان واقع در مناطق شمال، شرق و غرب تهران، به روش نمونه گیری نظام دار نسبت به انتخاب ۱۵ محل نمونه برداری و در مجموع برداشت ۴۵ نمونه خاک سطحی هر کدام به وزن یک کیلوگرم از عمق ۲۰-۰ سانتی متری ایستگاه های منتخب با استفاده از بیلچه چوبی اقدام شد. پس از جدا کردن زائدات شامل شاخ و برگ و سنگ و سنگریزه، نمونه ها توسط هاون چینی همگن و به کیسه های پلی اتیلنی زیپ دار منتقل شدند. سپس، نمونه های برچسب گذاری شده واجد اطلاعات مربوط به مختصات جغرافیایی ایستگاه نمونه-برداری، تاریخ نمونه برداری و نظایر آن منجمد شده (-Freeze dried) و در اسرع وقت به آزمایشگاه منتقل و تا زمان آماده سازی و انجام آنالیزهای آزمایشگاهی در دمای ۱۵- درجه سانتی گراد نگهداری شدند^{۲۲}. لازم به ذکر است که مختصات جغرافیایی ایستگاه ها نیز توسط دستگاه GPS مدل ETREX 32X ساخت شرکت گارمین ثبت شد. موقعیت استقرار ایستگاه های نمونه برداری در شکل ۱ آورده شده است.

تعیین برخی خصوصیات فیزیکوشیمیایی خاک

در این پژوهش، هدایت الکتریکی (EC) در عصاره ۱ به ۵ توسط دستگاه هدایت سنج Jenway مدل ۴۵۲۰ و pH نمونه ها نیز در گل اشباع با استفاده از pH متر Jenway مدل ۳۵۲۰ قرائت شد^{۳۲}. کربن آلی کل خاک نیز به روش واکلی و بلک^{۳۳} اندازه گیری شد.

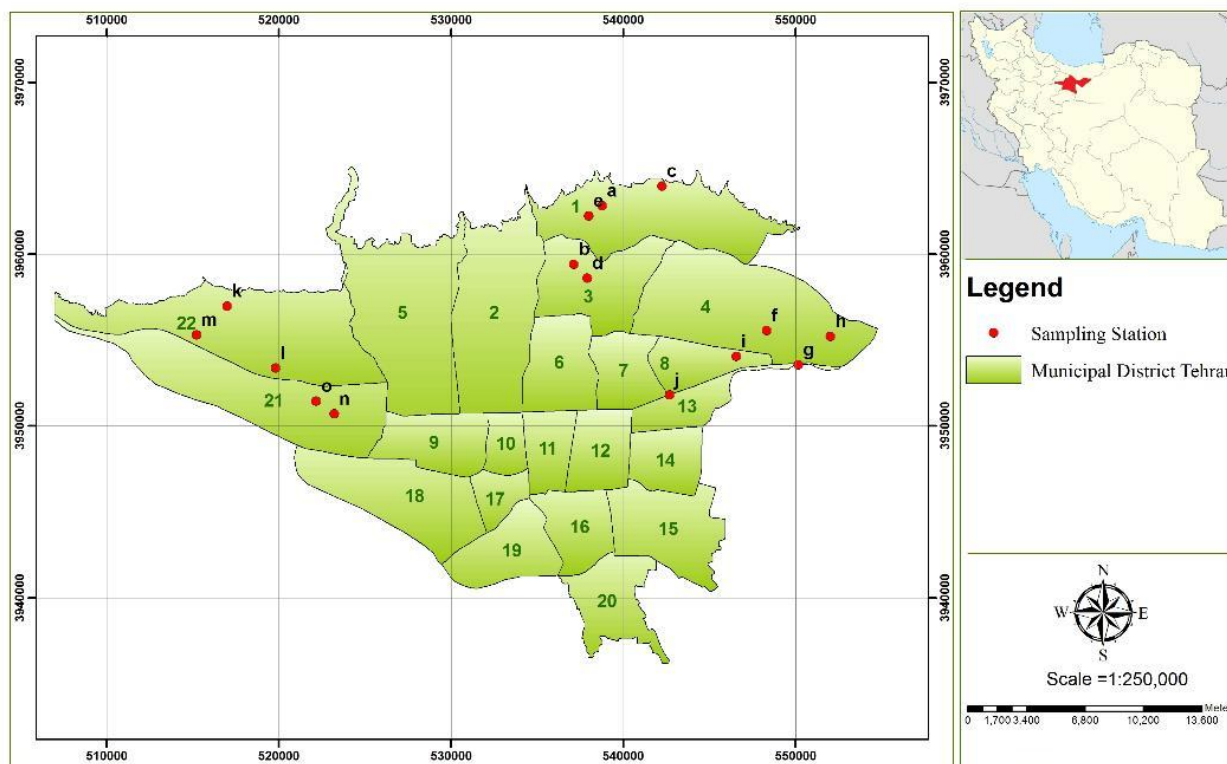
۲۰۰۰۰۰ تن از ترکیبات PCB به عنوان آلاینده در محیط زیست قابل ردیابی است^{۱۴}. از این رو، شناسایی، تعیین محتوی، منشاء یابی (Source Identification) و ارزیابی مخاطره بوم شناختی و سلامت این ترکیبات در بوم سازگان های طبیعی از اهمیتی به سزا برخوردار است.

هرچند تاکنون چندین مطالعه برای بررسی محتوی PCBs در نمونه های خاک انجام شده است^{۲۹-۱۵}، ولی داده های قابل توجهی در مورد تعیین محتوی این ترکیبات در نمونه های خاک مربوط به کاربری های مختلف شهر تهران در دسترس نیست. این در حالی است که به دلیل توسعه بی رویه شهری و صنعتی تهران، نگرانی عمومی در مورد کیفیت محیط زیست این کلان شهر در حال افزایش است. از این رو، این پژوهش برای اولین بار با هدف شناسایی، تعیین محتوی، منشاء یابی و همچنین ارزیابی خطر سلامت ترکیبات PCB در نمونه های خاک سطحی مربوط به کاربری های مختلف در مناطق شمال، شرق و غرب تهران در سال ۱۳۹۸ انجام شد.

مواد و روش ها

معرفی منطقه مورد مطالعه

شهر تهران به عنوان پایتخت کشور ایران، با وسعت ۷۳۰ کیلومتر مربع در استان تهران و بین ۵۱ درجه و ۶ دقیقه تا ۵۱ درجه و ۳۸ دقیقه طول شرقی و ۳۵ درجه و ۳۴ دقیقه تا ۳۵ درجه و ۵۱ دقیقه عرض شمالی در غرب آسیا واقع شده است. بر اساس نتایج آخرین سرشماری عمومی نفوس و مسکن، تهران پرجمعیت ترین شهر ایران است و بیش تر از ۱۳ میلیون نفر جمعیت دارد. ارتفاع تهران از سطح دریا از ۹۴۵ تا ۲۲۴۴ متر متغیر است. آب و هوا در این شهر معمولاً نیمه خشک بوده و به طور کلی در بهار و پاییز معتدل، در تابستان گرم و خشک و در زمستان سرد و مرطوب است. به دلیل تراکم بالای جمعیت



شکل ۱: موقعیت استقرار ایستگاه‌های نمونه برداری

آماده سازی نمونه ها و استخراج ترکیبات PCB

پس از توزین ۱۰ گرم از هر نمونه خاک توسط ترازوی دیجیتال آزمایشگاهی با دقت ۰/۰۰۰۱ گرم، نمونه ها با ۳۰ میلی لیتر استونیتریل یا ان-هگزان با نسبت حجمی ۱:۱ در دمای ۱۰۰ درجه سانتی گرد استخراج شدند. این فرآیند سه بار تکرار و عصاره ها با هم ترکیب شدند. قبل از استخراج، ۱۰۰ میکرولیتر از CB-209 (یک میلی گرم در لیتر) به عنوان استاندارد به هر نمونه افزوده شده و محلول حاصل به مدت دو ساعت در دسیکاتور متعادل شد. پس از آن، حجم نمونه ها در روتاری با جریان نیتروژن به یک میلی لیتر رسانده شد. نمونه های تغلیظ شده روی ستونی شامل دو گرم سیلیکا نیترات نقره (۱۰٪ نیترات نقره تغلیظ شده)، یک گرم سیلیکاژل فعال، سه گرم

سیلیکاژل پایه، یک گرم سیلیکاسیون فعال، چهار گرم اسید سیلیکاژل (۲۲٪ اسید سولفوریک غلیظ)، یک گرم سیلیکاژل فعال شده و دو گرم سولفات سدیم بی آب همگی ساخت شرکت مرک (Merck) آلمان بارگذاری شدند. در گام بعدی، مایع جمع آوری شده توسط روتاری غلیظ شده و سپس در نیتروژن خالص حجم آن به یک میلی لیتر کاهش داده شد تا برای تجزیه و تحلیل های بعدی آماده شود. در نهایت، ترکیبات PCB شامل گونه های ۱۸، ۲۸، ۲۹، ۳۱، ۴۴، ۵۲، ۱۰۱، ۱۳۸، ۱۴۱، ۱۴۹، ۱۵۳، ۱۸۹ و ۱۹۴ توسط دستگاه کروماتوگراف گازی-طیف سنج جرمی مدل ۷۸۹۰B ساخت کارخانه آجیلنت (Agilent) مجهز به ورودی Split / MS Spitless آجیلنت مدل ۵۹۷۷A با طیف سنج جرمی چهار برابر شناسایی و اندازه گیری شد^{۳۴،۱۸}.

رسم و مقدار انحراف استاندارد (Relative Standard Deviation: RSD) غلظت صفر (S_0) از نمودار استخراج شد. مقادیر LOD و حد کمی (Limit of Quantification: LOQ) در جدول ۲ آورده شده است.

ارزیابی خطر سلامت ترکیبات PCB

برای ارزیابی مخاطره سلامت و خطر سرطان‌زایی مواجهه با ذرات خاک آلوده به PCBs از طریق بلع، تنفس و تماس پوستی از روابط ۱ تا ۴ استفاده شد^{۱۹}.

$$CR_{ingest} = \frac{C_{soil} \times IngR \times EF \times ED}{BW \times AT} \times CF \times SF_{oral} \quad (1)$$

پارامترهای رابطه ۱ شامل: مقادیر خطر سرطان‌زایی ناشی از مواجهه با PCBs از طریق بلع (CR_{ingest})، میانگین غلظت PCBs در نمونه خاک بر حسب میکروگرم در کیلوگرم (C_i)، میزان بلع ذرات خاک آلوده به ترکیبات PCB ($IngR$) که در این پژوهش برابر با ۱۰۰ میلی‌گرم در روز لحاظ شد^{۱۹}، تناوب (EF) و مدت زمان قرارگیری در معرض (ED) ترکیبات PCB که به ترتیب برابر با ۳۵۰ روز در سال و ۳۰ سال منظور شد، ضریب تبدیل (CF) که در این پژوهش برابر با $10^{-6} \times 1$ کیلوگرم در میلی‌گرم در نظر گرفته شد، فاکتور شیب سرطان-زایی از طریق بلع (SF_{oral}) که برابر با ۲/۰۰ میلی‌گرم در کیلوگرم در روز در نظر گرفته شد، میانگین وزن بدن (BW) که برابر با ۷۰ کیلوگرم منظور شد و متوسط طول عمر (AT) انسان که در معرض ترکیب آلاینده قرار خواهد گرفت (۷۰ سال یا ۲۵۵۵۰ روز)، است^{۳۶،۳۷}.

$$CR_{inhale} = \frac{C_{soil} \times InhR \times AF_{inh} \times EF \times ED}{PEF \times AT} \times IUR \quad (2)$$

پارامترهای رابطه ۲ شامل: خطر سرطان‌زایی ناشی از مواجهه با PCBs از طریق تنفس (CR_{inhale})، میزان تنفس ذرات خاک آلوده به PCBها ($InhR$) که در این پژوهش برابر

در این پژوهش، کالبراسیون طیف‌سنجی جرمی توسط بوتیل‌آمین فلئورومتتر (PFTBA) و جداسازی توسط ستون مویرگی Polydimethylsiloxanetype (HP-5 MS) ۵٪ فنل (۹۵٪) با ابعاد ۳۰ متر $\times$ ۰/۲۵۰ میلی‌متر سیلیس با ضخامت ۰/۲۵۰ میکرومتر انجام شد. بدین صورت که، برای هر نمونه از روش تجزیه و تحلیل نظارت یون انتخابی (Selected Ion Monitoring: SIM) استفاده شد. در این روش، به جای اندازه‌گیری کل m/z که دامنه وسیعی را شامل می‌شود، فقط تعداد m/z که از بالاترین فرکانس برخوردار بوده و نسبت به اندازه‌گیری حساس‌تر بود، مشخص شد. همچنین، از هلیوم با خلوص ۹۹/۹۹٪ و جریان یک میلی‌لیتر در دقیقه به عنوان گاز حامل استفاده شد. برای دستیابی به بهترین تفکیک و جداسازی بین قله‌های کروماتوگرام به دست آمده، از برنامه‌ریزی دمایی متفاوت برای ستون و ورودی گاز حامل استفاده شد. نحوه استفاده از ورودی بدون تقسیم بوده و از نرم‌افزار MSD ChemStation E.02.01.1177 برای دستگاه استفاده شد^{۱۸،۳۵}.

دمای انتخابی ورودی برای دستگاه روی ۲۹۰ درجه سانتی-گراد تنظیم شد. دمای اولیه آن برای یک دقیقه روی ۷۰ درجه سانتی‌گراد تنظیم و سپس به مدت هفت دقیقه تا ۳۰۰ درجه سانتی‌گراد افزایش یافت. منبع جرم، کوادراپل (Quadrupole) و انژکتور به ترتیب در دمای ۲۳۰ درجه سانتی‌گراد، ۱۵۰ درجه سانتی‌گراد و ۳۰۰ درجه سانتی‌گراد تنظیم شدند. برنامه حرارتی برای اندازه‌گیری ترکیبات PCB توسط دستگاه کروماتوگرافی گازی در جدول ۱ آورده شده است.

کنترل کیفیت (Quality Control: QC) و تضمین

کیفیت (Quality Assurance: QA) اندازه‌گیری‌ها

برای تعیین مقادیر حد تشخیص (Limit of Detection: LOD)، سه نمونه با سه غلظت مختلف انتخاب و هر نمونه هفت بار اندازه‌گیری شد. کم‌ترین غلظت انتخاب شده نزدیک به صفر بود. سپس، نمودار انحراف استاندارد از نظر غلظت

جدول ۱: برنامه دمایی اندازه گیری PCB ها توسط دستگاه کروماتوگرافی گازی با آشکارساز جرمی

یک میکرولیتر	مقدار تزریق
غیر انشعابی	نحوه تزریق
۲۹۰ درجه سانتی گراد	دمای تزریق
۸۰ درجه سانتی گراد برای دو دقیقه،	برنامه دمایی ستون
۲۹۰ درجه سانتی گراد برای دو دقیقه با سرعت پنج درجه در دقیقه	جریان گاز هلیوم
یک میلی لیتر در دقیقه	دمای انتقال
۲۹۰ درجه سانتی گراد	

که سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا (USEPA) از بین ۱۳ ترکیب PCB شناسایی شده در نمونه های خاک، مقدار TEF_i را فقط برای PCB۱۸۹ و برابر با ۰/۰۰۰۰۳ گزارش کرده است.^{۳۶} برای دسته بندی کیفی برآورد خطر سرطان زایی (Cancer Risk Estimates) ترکیبات PCB نیز مقادیر $10^{-6} \leq CRE$ معرف خطر سرطان زایی خیلی کم، $10^{-4} \leq CRE < 10^{-6}$ معرف خطر سرطان زایی کم، $10^{-3} \leq CRE < 10^{-4}$ معرف خطر سرطان زایی متوسط، $10^{-1} < CRE \leq 10^{-3}$ معرف خطر سرطان زایی زیاد و $CRE \geq 10^{-1}$ نیز معرف خطر سرطان زایی خیلی زیاد در نظر گرفته شد.^{۱۹}

منشاء یابی ترکیبات PCB و پردازش آماری

داده ها

برای پردازش آماری داده ها از نسخه ۱۹ نرم افزار SPSS استفاده شد. بدین صورت که، نرمال بودن توزیع داده ها توسط آزمون کولموگوروف-اسمیرنوف (Kolmogorov-Smirnov Test) بررسی شد. به منظور مقایسه میانگین غلظت PCBs در نمونه های مورد بررسی با مقادیر استاندارد از آزمون تی تک نمونه ای (One Sample t-Test) و برای بررسی همبستگی بین مقادیر PCBs با مقادیر pH، EC و TOC خاک از ضریب همبستگی پیرسون (Pearson Correlation Coefficient) استفاده شد. از طرفی، برای بررسی الگوی توزیع

با ۱۵/۸ مترمکعب در روز لحاظ شد^{۱۹}، خطر واحد تنفس (IUR) که برابر با ۰/۵۷ میلی گرم در مترمکعب در نظر گرفته شد و فاکتور انتشار ذرات خاک یا PEF ($10^9 \times 1/32$) مترمکعب در کیلوگرم) است. از طرفی، AF_{inh} نیز برابر با یک میلی گرم در سانتی متر مربع لحاظ شد^{۳۶،۳۷}.

$$CR_{dermal} = \frac{C_{soil} \times SA \times AF_{soil} \times ABS \times EF \times ED}{BW \times AT} \times CF \times S_{foral} \times GIABS \quad (3)$$

پارامترهای رابطه ۳ شامل: خطر سرطان زایی ناشی از مواجهه با PCB ها از طریق تماس پوستی (CR_{dermal})، سطح بدن (SA) و عامل چسبندگی پوست برای خاک (AF) که در این پژوهش به ترتیب برابر با ۵۰۰۰ سانتی متر مربع و ۰/۰۰۰۰۱ میلی گرم در سانتی متر مربع منظور شد، ضریب جذب پوستی (ABS) که برابر با ۰/۱۰ لحاظ شد و کسری از آلاینده های جذب شده در دستگاه گوارش یا $GIABS$ (۱) است^{۳۶،۳۷}.

$$TEQ = \sum (TEF_i \times C_i) \quad (4)$$

در رابطه ۴:

TEQ و TEF به ترتیب نشان دهنده عامل سمیت معادل (Toxic Equivalent) و عامل هم ارزی سمیت (Toxicity Equivalency Factor) ترکیبات PCB است. لازم به ذکر است

آلاینده‌ها در خاک از نسخه ۲۰۰۷ نرم‌افزار Excel استفاده شد. همچنین، برای شناسایی منابع بالقوه PCBها در نمونه‌های خاک از روش تحلیل مولفه‌های اصلی (Principal Component Analysis: PCA) به عنوان روش آماری چند متغیره (Multivariate Statistical Technique) استفاده شد.

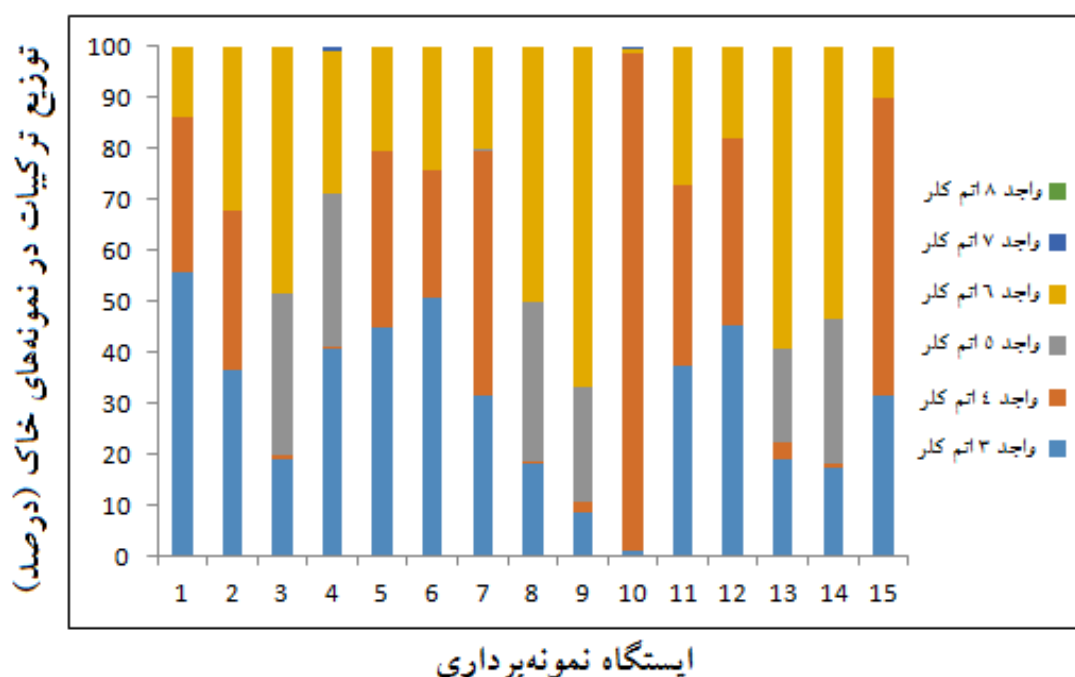
یافته‌ها

آماره‌های توصیفی مربوط به غلظت ترکیبات شناسایی شده PCB در نمونه‌های خاک سطحی مناطق مورد مطالعه از شهر تهران در جدول ۲ آورده شده است. نتایج نشان داد که ۱۳ همولوگ PCB شامل PCB۱۸، PCB۲۸، PCB۲۹، PCB۳۱ و همگی واجد سه اتم کلر در ساختار مولکولی (Tri-CBs)؛ PCB۴۴ و PCB۵۲ هر دو واجد چهار اتم کلر در ساختار مولکولی (Tetra-CBs)؛ PCB۱۰۱ واجد پنج اتم کلر در ساختار مولکولی (Penta-CBs)؛ PCB۱۴۱، PCB۱۴۹ و PCB۱۵۳ همگی واجد ۶ اتم کلر در ساختار مولکولی (Hexa-CBs)؛ PCB۱۸۹ واجد هفت اتم کلر در ساختار مولکولی (Hepta-CBs) و PCB۱۹۴ واجد هشت اتم کلر در ساختار مولکولی (Octa-CBs) به ترتیب با میانگین مقادیر ۱/۵۳، ۰/۳۴۷، ۰/۰۸۴، ۰/۰۸۷ و ۰/۰۱۰، ۰/۰۰۴ میکروگرم در کیلوگرم در نمونه‌های خاک شناسایی شده است.

نتایج آزمون کولموگروف-اسمیرنوف نشان داد که با توجه به سطح معنی‌داری (p-value) بزرگ‌تر از ۰/۰۵۰ و مقادیر آماره آزمون (Z) برابر با ۰/۶۶۸، ۱/۲۹، ۰/۶۴۹، ۱/۲۳، ۰/۹۱۲، ۱/۱۶، ۱/۴۱، ۰/۶۸۸، ۰/۶۴۶، ۱/۴۷، ۱/۴۴، ۱/۷۱ و ۰/۸۶۵ به ترتیب برای همولوگ‌های ۱۸، ۲۸، ۲۹، ۳۱، ۴۴، ۵۲، ۱۰۱، ۱۳۸، ۱۴۱، ۱۴۹، ۱۵۳، ۱۸۹ و ۱۹۴، مقادیر همه ترکیبات از توزیع نرمال برخوردار بوده‌اند. از طرفی، نتایج آزمون تی تک‌نمونه‌ای نشان

داد که در سطح معنی‌داری کوچک‌تر از ۰/۰۱۰، بین میانگین مقادیر همه ترکیبات PCB شناسایی شده با بیشینه رواداری USEPA برابر با ۲۰ میکروگرم در کیلوگرم^{۳۸}، اختلاف معنی‌دار آماری وجود داشته است. به‌طوری‌که، میانگین غلظت همه این PCBها در نمونه‌های خاک سطحی از حد مجاز کم‌تر بود. نتایج آزمون همبستگی پیرسون به منظور بررسی همبستگی بین میانگین غلظت ترکیبات PCB با هم و با پارامترهای فیزیکوشیمیایی خاک سطحی در جدول ۳ آورده شده است. به‌عنوان مثال، بین ترکیبات PCB۱۸ و PCB۱۳۸ با ضریب (r) برابر با ۰/۶۲۲ و یا بین ترکیبات PCB۲۸ و PCB۱۰۱ با ضریب برابر با ۰/۸۱۱ در سطح معنی‌داری به‌ترتیب برابر با ۰/۰۵۰ و ۰/۰۱۰، همبستگی مثبت وجود داشت. همین‌طور، بین میانگین مقادیر پارامتر TOC خاک و همولوگ‌های ۳۱ و ۱۳۸ به‌ترتیب با ضرایب برابر با ۰/۷۹۴ و ۰/۶۶۹ (p-value = ۰/۰۱۰) و یا بین میانگین مقادیر پارامتر TOC خاک و همولوگ ۴۴ با ضریب برابر با ۰/۵۳۱ (p-value = ۰/۰۵۰) همبستگی مثبت وجود داشت.

نتایج بررسی توزیع ترکیبات PCB بر اساس تعداد اتم‌های کلر موجود در ساختار مولکولی در نمونه‌های خاک در شکل ۲ آورده شده است. نتایج بیان‌گر آن است که به‌جز در ایستگاه‌های نمونه‌برداری c، d، h و m که بیشینه مقادیر توزیع ترکیبات PCB (٪) به‌ترتیب با ۸۰/۱، ۵۸/۷، ۸۱/۲، ۸۹/۵، ۷۷/۵ و ۸۲/۰ مربوط به PCBهای سنگین (Heavy PCB Congeners) یعنی ترکیبات با پنج یا بیش‌تر از پنج اتم کلر در ساختار مولکولی بوده است، در ایستگاه‌های a، b، e، f، g، j، k و l بیشینه توزیع ترکیبات PCB (٪) در نمونه‌های خاک به‌ترتیب با ۸۶/۲، ۶۷/۵، ۷۹/۵، ۷۵/۸، ۷۹/۶، ۹۸/۶، ۷۲/۸، ۸۲/۰ و ۹۰/۰ مربوط به PCBهای سبک (Light PCB Congeners) یعنی ترکیبات با کم‌تر از پنج اتم کلر در ساختار مولکولی بوده است.



شکل ۲: توزیع ترکیبات PCB در نمونه‌های خاک بر اساس تعداد اتم کلر موجود در ساختار مولکولی به تفکیک ایستگاه نمونه‌برداری

ایستگاه b با ایستگاه‌های e, f, g, k, l و o در سطح معنی‌داری برابر با ۰/۰۱۰ و با ایستگاه z در سطح معنی‌داری برابر با ۰/۰۵۰ از این حیث همبستگی مثبت وجود داشته است. علاوه بر این، مشخص شد که بین ایستگاه c با ایستگاه‌های d, h, i, m و n در سطح معنی‌داری برابر با ۰/۰۱۰ همبستگی مثبت وجود داشته است که همین تحلیل را می‌توان برای سایر ایستگاه‌ها نیز مد نظر قرار داد.

نتایج ماتریس همبستگی پیرسون بین ایستگاه‌های نمونه‌برداری از خاک سطحی (جدول ۴) بیان‌گر وجود همبستگی مثبت قوی بین PCBهای شناسایی شده در نمونه‌های خاک برداشت شده از ایستگاه‌های تجاری، فضای سبز و حاشیه خیابان با هم و از طرفی، ایستگاه‌های آموزشی و مسکونی نیز با هم بود. به عنوان مثال، ایستگاه a با ایستگاه‌های b, e, f, g, k, l و o در سطح معنی‌داری برابر با ۰/۰۱۰ از حیث ترکیبات PCB همبستگی مثبت قوی داشت. از طرفی، نتایج نشان داد که بین

جدول ۲: آماره‌های توصیفی ترکیبات PCB (میکروگرم در کیلوگرم وزن خشک) و برخی پارامترهای فیزیکوشیمیایی در نمونه‌های خاک سطحی

شناسه ایستگاه	ایستگاه	گونه PCB													EC (µmho s/cm)	pH	TOC (%)
		۱۹۴	۱۸۹	۱۵۳	۱۴۹	۱۴۱	۱۳۸	۱۰۱	۵۲	۴۴	۳۱	۲۹	۲۸	۱۸			
(۱) a	تجاری شمال	۰/۰۰۵	۰/۰۰۳	۰/۰۰۶	۰/۰۰۸	۰/۱۱۰	۰/۶۹۰	۰/۰۰۲	۰/۰۰۴	۱/۸۲	۰/۵۲۰	۰/۰۰۲	۰/۰۰۱	۲/۸۱			
(۲) b	فضای سبز شمال	۰/۰۰۹	۰/۰۰۴	۰/۰۰۴	۰/۰۰۸	۰/۹۷۰	۱/۶۵	۰/۰۰۲	۰/۰۰۵	۲/۵۲	۱/۳۸	۰/۰۰۸	۰/۰۰۹	۱/۵۸			
(۳) c	آموزشی شمال	۰/۰۰۳	۰/۰۰۸	۰/۱۷۰	۰/۱۸۰	۳/۱۹	۰/۰۰۹	۲/۳۴	۰/۰۶۰	۰/۰۱۰	۰/۰۰۳	۰/۰۰۶	۰/۵۷۰	۰/۸۲۰			
(۴) d	مسکونی شمال	۰/۰۰۹	۰/۰۸۰	۰/۱۸۰	۰/۱۰۰	۲/۱۸	۰/۷۹۰	۳/۳۵	۰/۰۴۰	۰/۰۴۰	۰/۰۰۹	۰/۰۰۲	۳/۰۶	۱/۴۸			
(۵) e	خیابان شمال	۰/۰۰۱	۰/۰۰۱	۰/۰۰۴	۰/۰۰۱	۰/۴۴۰	۱/۲۸	۰/۰۰۹	۰/۰۰۵	۲/۹۲	۰/۷۱۰	۰/۰۰۹	۰/۰۰۸	۳/۰۶			
(۶) f	تجاری شرق	۰/۰۰۹	۰/۰۰۷	۰/۰۰۳	۰/۰۰۲	۱/۰۹	۱/۶۱	۰/۰۰۷	۰/۰۰۴	۲/۸۱	۰/۶۱۰	۰/۰۰۹	۰/۰۰۸	۵/۰۹			
(۷) g	فضای سبز شرق	۰/۰۰۲	۰/۰۰۶	۰/۰۰۷	۰/۰۰۳	۰/۰۰۸	۱/۲۶	۰/۰۰۴	۰/۰۰۴	۳/۰۳	۰/۸۵۰	۰/۰۰۹	۰/۰۰۱	۱/۱۵			
(۸) h	آموزشی شرق	۰/۰۰۱	۰/۰۰۹	۰/۲۶۰	۰/۰۴۰	۲/۳۸	۰/۳۰۰	۱/۶۷	۰/۰۴۰	۰/۰۰۲	۰/۰۰۵	۰/۰۰۳	۰/۴۳۰	۰/۵۳۰			
(۹) i	مسکونی شرق	۰/۰۰۱	۰/۰۰۲	۰/۲۲۰	۰/۹۷۰	۲/۳۳	۰/۹۱۰	۱/۵۲	۰/۰۴۰	۰/۰۱۰	۰/۰۰۶	۰/۰۰۳	۰/۰۰۲	۰/۵۵۰			
(۱۰) j	خیابان شرق	۰/۰۰۸	۰/۰۰۸	۰/۰۰۴	۰/۰۰۹	۰/۰۰۶	۰/۰۰۱	۰/۰۰۶	۰/۰۰۲	۲/۸۵	۰/۰۰۹	۰/۰۰۴	۰/۰۰۸	۰/۰۰۹			
(۱۱) k	تجاری غرب	۰/۰۰۴	۰/۰۰۱	۰/۰۰۶	۰/۰۰۲	۰/۶۴۰	۱/۲۶	۰/۰۰۹	۰/۰۰۱	۲/۵۱	۰/۵۴۰	۰/۰۰۵	۰/۰۰۳	۲/۰۸			
(۱۲) l	فضای سبز غرب	۰/۰۰۲	۰/۰۰۹	۰/۰۰۸	۰/۰۰۲	۰/۳۳۰	۰/۵۳۰	۰/۰۰۸	۰/۰۰۱	۱/۸۰	۰/۵۱۰	۰/۰۰۱	۰/۰۰۳	۱/۷۳			
(۱۳) m	آموزشی غرب	۰/۰۰۲	۰/۰۱۰	۰/۲۱۰	۰/۰۸۰	۴/۱۰	۰/۹۹۰	۱/۶۵	۰/۰۱۰	۰/۰۲۰	۰/۰۰۸	۰/۰۰۴	۰/۷۱۰	۱/۰۲			
(۱۴) n	مسکونی غرب	۰/۰۰۳	۰/۰۰۳	۰/۱۷۰	۰/۰۰۲	۱/۶۴	۰/۸۵۰	۱/۴۱	۰/۰۳۰	۰/۰۰۸	۰/۰۰۲	۰/۰۰۶	۰/۳۸۰	۰/۴۷۰			
(۱۵) o	خیابان غرب	۰/۰۰۱	۰/۰۰۴	۰/۰۰۸	۰/۰۰۲	۰/۱۶۰	۰/۵۰۰	۰/۰۰۱	۰/۰۰۸	۱/۰۵	۰/۰۰۳	۰/۰۰۸	۰/۰۰۹	۰/۵۵۰			
	کمینه	۰/۰۰۱	۰/۰۰۱	۰/۰۰۳	۰/۰۰۱	۰/۰۰۶	۰/۰۰۱	۰/۰۰۱	۰/۰۰۱	۰/۰۰۲	۰/۰۰۲	۰/۰۰۱	۰/۰۰۱	۰/۰۰۹			
	بیشینه	۰/۰۰۹	۰/۰۸۰	۰/۲۶۰	۰/۹۷۰	۴/۱۰	۱/۶۵	۳/۳۵	۰/۰۱۰	۳/۰۳	۱/۳۸	۰/۰۰۹	۳/۰۶	۵/۰۹			
	میانگین	۰/۶۲۷	۰/۱۰	۰/۰۸۴	۰/۰۸۷	۱/۳۰	۰/۷۸۹	۰/۸۰۰	۰/۰۲۳	۱/۴۴	۰/۳۴۴	۰/۰۰۵	۰/۳۴۷	۱/۵۳			
	انحراف معیار	۰/۱۷۱	۰/۰۰۳	۰/۰۱۹	۰/۲۴۹	۱/۲۸	۰/۵۷۹	۱/۱۰	۰/۰۲۹	۱/۲۷	۰/۴۲۷	۰/۰۰۳	۰/۷۸۹	۱/۳۲			
	ضریب تغییرات (%)	۲۷/۳	۵/۱۰	۱۲۱	۲۸۵	۹۷/۹	۷۳/۴	۱۳۸	۱۲۶	۸۸/۳	۱۲۴	۵۳/۰	۲۲۸	۸۶/۱			
	LOD			۰/۳۰۰	۰/۱۶۰	۰/۱۷۰	۰/۱۲۰	۰/۱۴۰	۰/۲۱۰	۰/۳۲۰	۰/۱۴۰	۰/۱۶۰	۰/۱۸۰	۰/۱۲۰			
	LOQ			۰/۹۹۰	۱/۳۰	۰/۹۰۰	۰/۵۳۰	۰/۴۷۰	۰/۷۰۰	۱/۰۷	۰/۴۷۰	۰/۴۸۰	۰/۶۰۰	۰/۴۰۰			

جدول ۳. ماتریس همبستگی پیرسون بین مقادیر ترکیبات PCB و پارامترهای فیزیکوشیمیایی نمونه‌های خاک

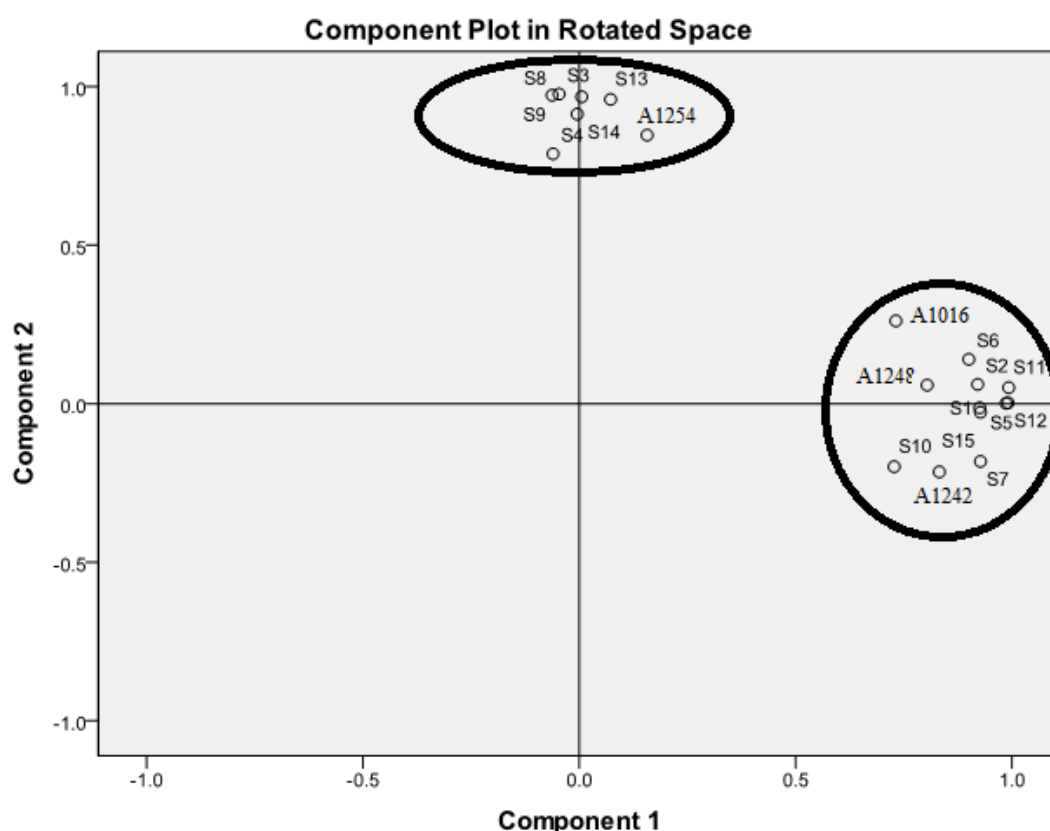
TOC	EC	pH	PCB ^{۱۹۴}	PCB ^{۱۸۹}	PCB ^{۱۵۳}	PCB ^{۱۴۹}	PCB ^{۱۴۱}	PCB ^{۱۳۸}	PCB ^{۱۰۱}	PCB ^{۵۲}	PCB ^{۴۴}	PCB ^{۳۱}	PCB ^{۲۹}	PCB ^{۲۸}	PCB ^{۱۸}
۱	۰/۳۳۸	۰/۰۱۰	۰/۴۰۷	-۰/۱۰۷	-۰/۵۰۹	-۰/۱۸۳	-۰/۳۶۳	۰/۶۶۹ ^{۰۰}	-۰/۵۰۳	-۰/۳۸۱	۰/۵۳۱ ^۰	۰/۷۹۴ ^{۰۰۰}	-۰/۱۱۶	-۰/۲۲۵	۰/۴۴۸
	۱	-۰/۰۱۰	۰/۱۷۸	-۰/۲۵۲	۰/۶۳۴	۰/۴۷۵	۰/۰۹۱	۰/۱۸۳	-۰/۰۳۷	۰/۳۰۷	-۰/۰۸۶	-۰/۰۴۶	۰/۲۹۶	۰/۳۳۲	۰/۳۴۸
		۱	-۰/۱۸۵	-۰/۱۰۳	۰/۲۵۵	۰/۲۴۷	-۰/۰۰۸	۰/۲۴۱	۰/۳۰۷	-۰/۲۵۱	۰/۳۱۳	۰/۲۹۶	۰/۳۳۲	۰/۳۳۲	۰/۳۴۸
			۱	۰/۴۳۸	-۰/۲۸۹	-۰/۲۹۷	-۰/۱۴۶	۰/۳۰۷	۰/۰۰۳	-۰/۲۵۱	-۰/۳۳۴	-۰/۲۵۸	-۰/۳۵۸	۰/۹۶۵ ^{۰۰}	-۰/۰۴۰
				۱	۰/۳۰۱	-۰/۱۲۸	۰/۲۴۷	۰/۲۴۷	۰/۶۷۲ ^{۰۰۰}	۰/۲۲۹	-۰/۳۳۴	-۰/۲۵۸	-۰/۴۱۶	۰/۴۷۸	-۰/۴۶۸
					۱	۰/۴۵۷	۰/۸۶۸ ^{۰۰۰}	-۰/۳۱۰	۰/۸۶۲ ^{۰۰۰}	۰/۳۰۰ ^{۰۰}	-۰/۹۰۰ ^{۰۰۰}	-۰/۶۵۹ ^{۰۰۰}	-۰/۴۱۶	۰/۴۷۸	-۰/۴۶۸
						۱	۰/۳۵۲	-۰/۰۱۸	۰/۳۷۵	۰/۲۹۳	-۰/۳۸۰	-۰/۲۸۴	-۰/۲۳۰	-۰/۰۹۹	-۰/۲۵۲
							۱	-۰/۱۰۹	۰/۸۰۰ ^{۰۰۰}	۰/۹۵۵ ^{۰۰}	-۰/۷۷۵ ^{۰۰۰}	-۰/۴۹۲	-۰/۲۵۰	۰/۴۴۵	-۰/۲۴۸
								۱	-۰/۲۸۳	-۰/۲۰۴	۰/۴۶۸	۰/۷۲۱ ^{۰۰۰}	۰/۴۳۳	-۰/۰۹۵	۰/۶۲۲ ^{۰۰}
									۱	۰/۷۵۶ ^{۰۰۰}	-۰/۸۴۳ ^{۰۰۰}	-۰/۶۱۴ ^۰	-۰/۴۰۳	۰/۸۱۱ ^{۰۰۰}	-۰/۳۵۹
										۱	-۰/۷۶۸ ^{۰۰۰}	-۰/۵۶۶ ^{۰۰}	-۰/۲۷۲	۰/۴۳۲	-۰/۳۵۹
											۱	۰/۸۳۹ ^{۰۰۰}	۰/۴۷۷	-۰/۵۰۵	۰/۵۰۹
												۱	۰/۴۶۳	-۰/۳۶۶	۰/۵۱۴
													۱	-۰/۳۵۷	۰/۳۰۴
														۱	-۰/۱۱۹
															۱

* همبستگی در سطح اطمینان ۹۵٪

** همبستگی در سطح اطمینان ۹۹٪

مولفه اصلی PC1 و PC2 با واریانس مقدار ویژه (Eigenvalue) به ترتیب برابر با ۵۱/۴٪ و ۳۵/۴٪ بود که در مجموع ۸۶/۸٪ از واریانس کل را تشکیل داده و هر ۱۵ نمونه خاک را شامل می‌شوند. همان‌طور که در شکل ۳ مشاهده می‌شود، از مجموع ۱۵ نمونه خاک، مولفه اصلی اول به عنوان طبقه غالب، شامل ۹ نمونه خاک است. در PC1، بارهای عاملی مثبت قابل توجه برای ۶۰٪ از نمونه‌های خاک مربوط به مناطق تجاری، فضای سبز و حاشیه خیابان به ترتیب شامل ایستگاه‌های d, o, g, e, k, l, a, b, f و j مشاهده شد. در حالی که، در PC2، بارهای عاملی مثبت قابل توجه برای نمونه‌های خاک مربوط به مناطق آموزشی و مسکونی به ترتیب شامل ایستگاه‌های c, a, n, h, d و i مشاهده شد.

نتایج تحلیل عاملی برای تعیین منشاء ترکیبات پلی‌کلره بی‌فنیل سبک و سنگین در نمونه‌ها (جدول ۵) نشان داد که در مولفه PC1، بارهای عاملی مثبت قابل توجه به ترتیب نزولی برای همولوگ‌های ۱۵۳ < ۱۰۱ < ۵۲ < ۱۴۱ < ۲۸ وجود داشته است. در حالی که، در PC2، بارهای عاملی مثبت قابل توجه به ترتیب نزولی PCB۱۸۹ < PCB۱۹۴ < PCB۲۸ مشاهده شد. علاوه بر این، در PC3، بارهای عاملی مثبت قابل توجه برای همولوگ ۱۳۸ و بارهای عاملی متوسط به ترتیب نزولی PCB۱۴۱ < PCB۲۹ < PCB۱۸ < PCB۵۲ مشاهده شد. به بیان دیگر، احتمالاً منشاء تولید همولوگ‌ها با تعداد اتم کلر کم و همولوگ‌ها با تعداد اتم کلر زیاد یکسان بوده است. نتایج خروجی مدل PCA احتمال ترکیب نمونه‌های خاک و مخلوط‌های آروکلر تجاری (شکل ۳)، بیان‌گر استخراج دو



شکل ۳: نمودار تحلیل مولفه‌های اصلی احتمال ترکیب نمونه‌های خاک و مخلوط‌های آروکلر

جدول ۴: ماتریس همبستگی پیرسون بین ایستگاه‌های نمونه‌برداری از خاک سطحی از حیث ترکیبات PCB

n	m	l	k	j	i	h	g	f	e	d	c	b	a	ایستگاه
														a
													۱	b
												۱	-۰/۰۱۶	c
										۱	۰/۷۵۰**	-۰/۰۸۶	-۰/۰۱۰	d
									۱	-۰/۰۳۷	-۰/۰۵۹	۰/۸۸۹**	۰/۹۷۳**	e
								۱	۰/۹۵۳**	۰/۰۷۱	۰/۰۷۱	۰/۷۷۹**	۰/۹۷۹**	f
							۱	۰/۶۹۱**	-۰/۸۷۵**	-۰/۱۹۴	-۰/۳۳۲	۰/۹۱۹**	۰/۷۵۵**	g
						۱	-۰/۲۴۲	۰/۰۴۸	-۰/۰۷۹	۰/۷۴۱**	۰/۹۹۷**	-۰/۰۲۵	-۰/۰۸۹	h
					۱	۰/۸۶۶**	-۰/۱۴۲	۰/۰۹۹	۰/۰۱۴	۰/۵۵۰	۰/۸۷۷**	۰/۰۹۴	-۰/۰۵۶	i
				۱	-۰/۱۶۹	-۰/۱۶۴	۰/۸۴۹**	۰/۳۸۲	-۰/۶۱۶*	-۰/۱۹۹	-۰/۱۶۳	۰/۶۴۶*	۰/۴۶۷	j
			۱	۰/۶۸۰*	۰/۰۵۷	-۰/۰۳۴	۰/۹۱۶**	۰/۹۱۱**	۰/۹۸۴**	-۰/۰۳۷	-۰/۰۱۸	۰/۹۳۹**	۰/۹۱۷**	k
			۱	۰/۹۷۷**	۰/۶۶۱*	-۰/۰۳۲	۰/۸۸۰**	۰/۹۳۵**	۰/۹۹۳**	-۰/۰۴۶	-۰/۰۳۵	۰/۸۹۰**	۰/۹۶۳**	l
		۱	۰/۰۶۵	۰/۱۳۲	-۰/۱۳۱	۰/۸۹۲**	-۰/۱۰۹	۰/۱۸۸	۰/۰۵۹	۰/۶۵۱*	۰/۹۳۰**	۰/۱۶۹	۰/۰۱۶	m
	۱	۰/۹۱۹**	-۰/۰۱۲	۰/۰۷۳	-۰/۱۹۷	۰/۸۹۶**	۰/۹۰۸*	-۰/۱۲۴	۰/۱۲۲	۰/۰۰۸	۰/۷۷۴**	۰/۱۰۸	-۰/۰۳۰	n
	-۰/۰۷۰	۰/۰۴۱	۰/۹۱۰**	۰/۸۷۴**	-۰/۰۴۹	-۰/۰۲۳	۰/۸۶۹**	۰/۷۵۷**	۰/۸۷۶**	-۰/۰۶۸	-۰/۰۱۱	۰/۷۶۹**	۰/۸۰۳**	o

* همبستگی در سطح اطمینان ۹۵٪

** همبستگی در سطح اطمینان ۹۹٪

جدول ۵: نتایج توصیف واریانس کل PCBهای مورد مطالعه بر مبنای روش های PCA و واریماکس

مولفه	مقدار ویژه اولیه (Initial Eigenvalues)			مجموع مجذورات بارهای عاملی (Extraction Sums of Squared) (Loadings)			مجموع چرخش بارهای عاملی (Rotation Sums of Squared) (Loadings)		
	مجموع	درصد واریانس	درصد تجمعی	مجموع	درصد واریانس	درصد تجمعی	مجموع	درصد واریانس	درصد تجمعی
۱	۶/۲۷	۴۸/۲	۴۸/۲	۶/۲۷	۴۸/۲	۴۸/۲	۴/۵۶	۳۵/۱	۳۵/۱
۲	۲/۴۳	۱۸/۷	۶۶/۹	۲/۴۳	۱۸/۷	۶۶/۹	۳/۰۲	۲۳/۲	۵۸/۳
۳	۱/۵۶	۱۲/۰	۷۸/۹	۱/۵۶	۱۲/۰	۷۸/۹	۲/۶۸	۲۰/۶	۷۸/۹
۴	۰/۸۵۲	۶/۵۵	۸۵/۵						
۵	۰/۵۵۹	۴/۳۰	۸۹/۸						
۶	۰/۴۶۲	۳/۵۵	۹۳/۳						
۷	۰/۴۲۷	۳/۲۸	۹۶/۶						
۸	۰/۱۸۵	۱/۴۳	۹۸/۰						
۹	۰/۱۳۲	۱/۰۲	۹۹/۱						
۱۰	۰/۰۸۰	۰/۶۱۴	۹۹/۷						
۱۱	۰/۰۲۷	۰/۲۰۸	۹۹/۸						
۱۲	۰/۰۱۲	۰/۰۹۱	۹۹/۹						
۱۳	۰/۰۰۲	۰/۰۱۸	۱۰۰						

همولوگ	ماتریس مولفه (Component Matrix)			ماتریس مولفه چرخیده شده (Rotated) (Component Matrix)		
	مولفه اصلی	مولفه اصلی	مولفه اصلی	مولفه اصلی	مولفه اصلی	مولفه اصلی
	اول	دوم	سوم	اول	دوم	سوم
PCB۱۸	-۰/۵۴۹	۰/۴۲۲	۰/۳۸۰	-۰/۲۴۵	۰/۷۳۷	۰/۱۴۲
PCB۲۸	۰/۶۳۴	۰/۷۲۸	-۰/۱۲۴	۰/۳۷۲	-۰/۱۶۶	۰/۸۸۵
PCB۲۹	-۰/۵۴۶	-۰/۰۳۴	۰/۴۱۲	-۰/۱۸۶	۰/۵۹۳	-۰/۲۸۸
PCB۳۱	-۰/۷۹۱	۰/۲۲۸	۰/۳۱۹	-۰/۴۵۹	۰/۷۴۹	-۰/۰۹۱
PCB۴۴	-۰/۹۳۸	۰/۱۱۲	-۰/۰۴۲	-۰/۷۸۲	۰/۵۱۰	-۰/۱۵۰
PCB۵۲	۰/۸۳۹	-۰/۰۵۴	۰/۳۷۵	۰/۸۹۸	-۰/۱۸۲	۰/۰۹۳
PCB۱۰۱	۰/۹۲۳	۰/۳۰۴	۰/۰۹۸	۰/۷۷۰	-۰/۳۰۷	۰/۵۱۷
PCB۱۳۸	-۰/۴۸۶	۰/۳۸۰	۰/۷۰۳	۰/۰۰۲	۰/۹۳۵	۰/۰۴۰
PCB۱۴۱	۰/۸۲۶	۰/۰۲۵	۰/۴۸۳	۰/۹۴۶	-۰/۰۶۴	۰/۱۳۶
PCB۱۴۹	۰/۳۸۲	-۰/۴۰۸	۰/۳۶۱	۰/۵۵۴	-۰/۰۷۸	-۰/۳۶۱
PCB۱۵۳	۰/۹۲۹	-۰/۰۹۵	۰/۲۳۷	۰/۸۹۰	-۰/۳۵۱	۰/۱۱۵
PCB۱۸۹	۰/۴۸۰	۰/۷۹۷	-۰/۲۳۳	۰/۱۷۷	-۰/۱۴۲	۰/۹۳۲
PCB۱۹۴	-۰/۲۲۳	۰/۷۷۹	-۰/۰۷۳	-۰/۲۸۵	۰/۳۴۹	۰/۶۷۷

جدول ۶: آمار توصیفی مقادیر شاخص خطر سرطانزایی (CRs) ترکیبات PCB در نمونه های خاک

شاخص خطر سلامت	کمینه	بیشینه	میانگین	میانه	توصیف کیفی
بلع مستقیم	$10^{-1} \times 1/33$	$10^{-3} \times 9/90$	$10^{-3} \times 2/90$	$10^{-3} \times 2/22$	خطر سرطانزایی زیاد
تنفس	$10^{-1} \times 3/17$	$10^{-5} \times 2/36$	$10^{-6} \times 6/93$	$10^{-6} \times 5/29$	خطر سرطانزایی کم
تماس پوستی	$10^{-1} \times 6/64$	$10^{-7} \times 4/95$	$10^{-7} \times 1/45$	$10^{-7} \times 1/11$	خطر سرطانزایی خیلی کم
شاخص خطر سلامت کل PCB ₁₈₉	$10^{-1} \times 3/00$	$10^{-6} \times 2/40$	$10^{-7} \times 3/00$	$10^{-7} \times 1/80$	خطر سرطانزایی خیلی کم

نتایج محاسبه فاکتور سرطانزایی ناشی از قرار گرفتن در معرض ترکیبات PCB از طریق بلع مستقیم، تنفس ذرات خاک آلوده و یا تماس پوستی با خاک آلوده و همچنین، مقادیر فاکتور سرطانزایی کل در جدول ۶ نشان داده شده است. با توجه به آنکه از بین ترکیبات PCB شناسایی شده در خاک منطقه مورد مطالعه، عامل هم ارزی سمیت فقط برای همولوگ ۱۸۹ گزارش شده است، لذا، شاخص خطر سلامت کل ناشی از قرار گرفتن در معرض خاک آلوده به PCBها در محدوده 10^{-8} تا 10^{-6} با میانگین 10^{-7} $3/00 \times 2/40$ متغیر بود.

بحث

نتایج مربوط به تعیین محتوی ترکیبات PCB در نمونه های خاک سطحی کاربری های تجاری، فضای سبز، آموزشی، مسکونی و از طرفی، حاشیه خیابان مناطق شمال، شرق و غرب شهر تهران بیان گر شناسایی ۱۳ همولوگ ۱۸، ۲۸، ۲۹، ۳۱، ۴۴، ۵۲، ۱۰۱، ۱۳۸، ۱۴۱، ۱۴۹، ۱۵۳، ۱۸۹ و ۱۹۴ از PCBها در نمونه های خاک با دامنه مقادیر (میکروگرم در کیلوگرم) به ترتیب برابر با $0/009-0/009$ ، $0/001-3/06$ ، $0/009-5/09$ ، $0/001-3/35$ ، $0/001-0/010$ ، $0/002-3/03$ ، $0/001-1/38$ ، $0/001-1/65$ ، $0/001-0/970$ ، $0/003-0/260$ ، $0/001-0/080$ و $0/001-0/009$ بود. همچنین، دامنه مقادیر مجموع ۱۳ ترکیب شناسایی شده هم، از $0/060$ تا $22/9$ میکروگرم در کیلوگرم متغیر بود (جدول ۲). در پژوهش های مشابه، Zakeri و همکاران (۲۰۲۱) دامنه مقادیر PCBها در

خاک اطراف ترانس های برق در منطقه طالقان کرج را $3000-20/0$ میکروگرم در کیلوگرم گزارش کردند^{۱۰}. این در حالی است که Kim و همکاران (۲۰۱۷) دامنه مقادیر PCBs در خاک سطحی شهر اولسان کره جنوبی را $1/82-274/0$ میکروگرم در کیلوگرم گزارش کردند^{۲۰}. Cetin (۲۰۱۶) نیز دامنه مقادیر PCBs در خاک سطحی شهر دیلوسی ترکیه را $4/68-0/001$ میکروگرم در کیلوگرم گزارش کرد^{۲۳}. در پژوهشی دیگر، دامنه مقادیر ترکیبات PCB در خاک سطحی شهر چتیسگر هند $25/2-3/25$ میکروگرم در کیلوگرم گزارش شد^{۲۱}. همین طور، دامنه مقادیر ترکیبات PCB در خاک سطحی شهرهای آپسالا سوئد، آویرو پرتغال، تورینو ایتالیا، گلاسکو اسکاتلند و لیوبلیانا اسلونی به ترتیب برابر با $0/77-2/30$ ، $0/73-0/62$ ، $172-1/80$ ، $4/50-78/0$ و $2/80-48/0$ میکروگرم در کیلوگرم گزارش شد^{۲۹}. این در حالی است که، دامنه مقادیر ترکیبات PCB در خاک سطحی شهرهای پنجاب پاکستان^{۴۰}، اوران الجزایر^{۲۸}، دالین چین^{۴۱}، مسکو روسیه^{۴۲} و مادرید اسپانیا^{۴۳} نیز به ترتیب برابر با $45/0-7/00$ ، $0/001-0/004$ ، $1/34-4/77$ ، $3/10-42/0$ و $9/00-66/0$ میکروگرم در کیلوگرم گزارش شد. نتایج مقایسه مقادیر ترکیبات PCB در نمونه های خاک با بیشینه رواداری EPA، نشان داد که میانگین غلظت همه گونه های شناسایی شده PCB کوچک تر از حد مجاز بوده است ($p\text{-value} < 0/010$). در پژوهش های مشابه، میانگین مقادیر همولوگ های ۲۸، ۴۴، ۵۲، ۱۰۱، ۱۳۸ و ۱۵۳ در نمونه های خاک سطحی چهار منطقه شهری نپال به ترتیب برابر با $1/07$ ،

۰/۲۲۰، ۰/۳۱۲، ۰/۱۸۳، ۰/۱۱۰ و ۰/۸۴۳ میکروگرم در کیلوگرم و برای همه ترکیبات کوچک‌تر از بیشینه رواداری EPA گزارش شد.^{۲۴} از طرفی، میانگین غلظت مجموع همولوگ‌های ۱۸، ۲۸، ۴۴، ۵۲، ۱۰۱، ۱۳۸، ۱۵۳ و ۱۸۹ در خاک مناطق با کاربری‌های مختلف شهر پکن چین برابر با ۴/۶۹ میکروگرم در کیلوگرم و کوچک‌تر از بیشینه رواداری گزارش شد.^{۱۸} Kim و همکاران (۲۰۱۷) نیز میانگین غلظت مجموع همولوگ‌های ۲۸، ۵۲، ۱۰۱، ۱۳۸ و ۱۵۳ در خاک شهر صنعتی گوانگ یانگ کره جنوبی را برابر با ۰/۳۷ میکروگرم در کیلوگرم و کوچک‌تر از بیشینه رواداری گزارش کردند.^{۲۵}

نتایج بررسی توزیع PCBها در نمونه‌های خاک منطقه مورد مطالعه (شکل ۲) نشان داد که سهم PCB-های سبک با ۵۴/۵٪ بیش‌تر از PCBهای سنگین (۴۵/۵٪) بوده است. در سایر پژوهش‌ها، Cetin (۲۰۱۶) نیز نرخ توزیع PCBهای سبک در خاک مناطق صنعتی شهر قوجاایلی ترکیه را با ۷۸/۶٪، بیش‌تر از همولوگ‌های سنگین (۲۱/۴٪) گزارش کردند.^{۲۳} در حالی‌که، بررسی توزیع ترکیبات PCB در خاک مناطق کشاورزی شهر صنعتی اولسان کره جنوبی نشان داد که همولوگ‌های سبک با ۱۲/۴٪ سهم اندکی از کل ترکیبات PCB خاک را به‌خود اختصاص داده بودند.^{۲۵} از طرفی، بررسی ترکیبات PCB در خاک‌های آلوده شهر برایتون انگلستان نشان داد که همولوگ‌های واجد ۶ اتم کلر در ساختار مولکولی (PCBهای سنگین) ۵۳/۲٪ تا ۶۱/۶٪ از ترخ توزیع PCBs در نمونه‌های خاک را به‌خود اختصاص داده بودند.^{۲۰} نتایج پژوهشی دیگر نیز نشان داد که در نمونه‌های خاک سطحی شهر پکن سهم PCBهای سبک با ۷۱/۰٪ بسیار بیش‌تر از همولوگ‌های سنگین (۲۹/۰٪) بوده است.^{۱۸}

از آن‌جا که، عمده همولوگ‌های PCB تولید و مصرف شده در ایران در زمره ترکیبات با وزن مولکولی کم به‌ویژه PCBهای واجد سه و چهار اتم کلر در ساختار مولکولی هستند که در سیالات هیدرولیک، روان‌کننده‌ها، روغن ترانسفورماتورها،

خارن‌ها و عوامل ضد رسوب استفاده می‌شوند، و از طرفی، ترکیبات PCB سنگین از جمله ترکیبات واجد پنج اتم کلر در ساختار مولکولی به‌عنوان افزودنی در رنگ‌ها و یا پوشش کابل‌ها مورد استفاده قرار می‌گیرند، لذا، قرار گرفتن آروکلرهای تجاری با کلر اندک یعنی ترکیبات ۱۰۱۶، ۱۲۴۲ و ۱۲۴۸ در PC1 (شکل ۳) به‌عنوان طبقه نمونه‌های غالب مناطق تجاری، فضای سبز و حاشیه خیابان که بیش‌تر دربر گیرنده PCBهای با وزن مولکولی کم بودند، را می‌توان توجیه کرد. به‌علاوه، قرار گرفتن ترکیب تجاری آروکلر ۱۲۵۴ در طبقه نمونه‌های واجد PCBهای سنگین نیز با خروجی تحلیل عاملی مطابقت دارد. در این خصوص، هر چند نتایج پژوهش‌ها حاکی از آن است که منشاء‌یابی PCBها با استناد به نتایج تحلیل PCA چندان خالی از ابهام نیست، ولی، یافته‌های برخی پژوهش‌های مشابه از جمله Wu و همکاران (۲۰۱۱)^{۱۸} و Anh و همکاران (۲۰۱۹)^{۴۴} با نتایج پژوهش حاضر مطابقت داشت. این در حالی است که، Halfadji و همکاران (۲۰۱۹)^{۲۸} ترکیبات تجاری آروکلر ۱۲۵۴ و ۱۲۶۰ و Kim و همکاران (۲۰۱۷)^{۲۵} نیز آروکلر ۱۲۵۴ را به‌عنوان منابع ترکیبات PCB به‌ترتیب در خاک مناطق مسکونی و صنعتی شهر اوران الجزایر و همچنین، خاک مناطق کشاورزی شهرهای گوانگ یانگ و اولسان کره جنوبی معرفی کردند.

مشخص شده است که طی فرآیند احتراق مواد حاوی کلر، PCBهای سبک، بیش‌تر از PCBهای سنگین متصاعد می‌شوند^{۲۲}، لذا، از آن‌جا که ۵۴/۵٪ از کل محتوی ترکیبات PCB در نمونه‌های خاک مورد ارزیابی به همولوگ‌های سبک (۱۸، ۲۸، ۲۹، ۳۱، ۴۴ و ۵۲) اختصاص داشت، وجود ترکیبات PCB در نمونه‌ها را احتمالاً می‌توان با فرآیند احتراق ترکیبات حاوی اتم کلر مرتبط دانست. از طرفی، بر طبق نتایج تحلیل عاملی برای تعیین منشاء ترکیبات پلی‌کلر بی‌فیل سبک و سنگین در نمونه‌ها، در مولفه PC1، بارهای عاملی مثبت قابل توجه به‌ترتیب نزولی $PCB153 < PCB101 < PCB52 < PCB141$ و $PCB28 < PC2$ ، بارهای عاملی مثبت قابل توجه به‌ترتیب

نزولی $PCB_{189} < PCB_{194} < PCB_{28}$ مشاهده شد. علاوه بر آن، در PC_3 ، بارهای عاملی مثبت قابل توجه برای PCB_{138} و بارهای عاملی متوسط به ترتیب نزولی $PCB_{141} < PCB_{29} < PCB_{18} < PCB_{52}$ مشاهده شد. به بیان دیگر، احتمالاً منشاء تولید همولوگ‌ها با تعداد اتم کلر کم و همولوگ‌ها با تعداد اتم زیاد یکسان بوده است. از این رو، همان‌طور که قبلاً فرآیند احتراق به عنوان منبع احتمالی تولید PCBهای واجد تعداد کم اتم کلر در ساختار مولکولی معرفی شد، می‌توان منبع تولید سایر PCBها را نیز با این فرآیند مرتبط دانست. همچنین، از آن‌جا که ثابت شده است PCBها از قابلیت جذب توسط ذرات گردوغبار و به تبع آن جابجایی توسط این ذرات برخوردار هستند^{۴۵}، به‌طوری‌که، ممکن است در محلی بسیار دورتر از منطقه مورد مطالعه تولید شده و به واسطه وزش بادهای غالب توسط ذرات گردوغبار به سایر مناطق منتقل شده باشند^{۴۶}، لذا، این موضوع نباید در تعیین منابع PCBهای شناسایی شده در نمونه‌های خاک نادیده گرفته شود.

نتایج خروجی مدل PCA احتمال ترکیب نمونه‌های خاک و مخلوط‌های آروکلر تجاری (شکل ۳) بیان‌گر استخراج دو مولفه اصلی PC_1 و PC_2 با واریانس مقدار ویژه به ترتیب برابر با ۵۱/۴٪ و ۳۵/۴٪ بود که در مجموع ۸۶/۸٪ از واریانس کل را تشکیل داده و هر ۱۵ نمونه خاک را شامل می‌شدند. همان‌طور که در شکل ۳ مشاهده می‌شود، از مجموع ۱۵ نمونه خاک، مولفه اصلی اول به عنوان طبقه غالب، شامل ۹ نمونه خاک است. در PC_1 ، بارهای عاملی مثبت قابل توجه برای ۶۰٪ از نمونه‌های خاک مربوط به مناطق تجاری، فضای سبز و حاشیه خیابان محل‌های نمونه‌برداری به ترتیب شامل ایستگاه‌های I (۰/۹۸۷)، k (۰/۹۸۵)، e (۰/۹۸۳)، g (۰/۹۳۹)، o (۰/۹۲۶)، a (۰/۹۲۳)، b (۰/۹۱۲)، f (۰/۸۸۶) و j (۰/۷۴۱) مشاهده شد. در حالی که، در PC_2 ، بارهای عاملی مثبت قابل توجه برای نمونه‌های خاک مربوط به مناطق آموزشی و مسکونی محل‌های نمونه‌برداری به ترتیب شامل ایستگاه‌های c (۰/۹۶۹)، n (۰/۹۶۵) و h

(۰/۹۶۴)، m (۰/۹۶۲)، i (۰/۹۱۰) و d (۰/۷۸۰) مشاهده شد که تا حد زیادی با نتایج ماتریس همبستگی پیرسون (جدول ۴) که به عنوان مثال بیان‌گر وجود همبستگی مثبت قوی بین PCBهای شناسایی شده در نمونه‌های خاک ایستگاه a با ایستگاه‌های b (۰/۷۸۲)، e (۰/۹۷۲)، f (۰/۹۷۹)، g (۰/۷۵۵)، k (۰/۹۱۷)، l (۰/۹۶۲) و o (۰/۸۰۳)، همگی با $p\text{-value} < ۰/۰۱۰$ بود، همخوانی داشت. لذا، می‌توان اذعان داشت که ۶۰٪ از PCBهای شناسایی شده در نمونه‌های خاک احتمالاً از یک منبع عمومی مشترک نشأت گرفته‌اند. این در حالی است که، نتایج ماتریس همبستگی پیرسون بین میانگین مقادیر PCBها (جدول ۳) نیز بیان‌گر وجود همبستگی مثبت بین میانگین مقادیر همولوگ ۱۸ با همولوگ ۱۳۸ با $p\text{-value} < ۰/۰۵۰$ و میانگین مقادیر همولوگ ۲۸ با همولوگ‌های ۱۰۱ و ۱۸۹، بین میانگین مقادیر همولوگ ۳۱ با همولوگ‌های ۴۴ و ۱۳۸، بین میانگین مقادیر همولوگ ۵۲ با همولوگ‌های ۱۰۱، ۱۴۱ و ۱۵۳، بین میانگین مقادیر همولوگ ۱۰۱ با همولوگ‌های ۱۴۱ و ۱۵۳، ۱۸۹ و بین میانگین مقادیر همولوگ ۱۴۱ با همولوگ ۱۵۳ همگی با $p\text{-value} < ۰/۰۱۰$ و منشاء یکسان تولید آن‌ها بود که با نتایج تحلیل عاملی ترکیبات PCB (جدول ۵) که نشان داد در PC_1 ، بارهای عاملی مثبت قابل توجه به ترتیب برای همولوگ‌های ۱۵۳، ۱۰۱، ۵۲، ۱۴۱ و ۲۸ وجود داشته است، مطابقت دارد. سایر پژوهشگران نیز وجود همبستگی مثبت معنی‌دار بین میانگین مقادیر آلاینده‌های معدنی و آلی خاک را با منشاء یکسان تولید آن‌ها مرتبط دانسته‌اند^{۴۷،۴۸}. هرچند پارامترهای فیزیکوشیمیایی و به‌ویژه مقادیر TOC نقش مهمی در برقراری پیوند بین ترکیبات آلاینده و ذرات خاک دارند^{۴۹}، نتایج بررسی همبستگی بین میانگین مقادیر PCBهای شناسایی شده با پارامترهای pH، EC و TOC خاک سطحی، فقط نشان‌دهنده وجود همبستگی مثبت بین میانگین مقادیر TOC با همولوگ‌های ۳۱ و ۱۳۸ ($p\text{-value} < ۰/۰۱۰$) و ۴۴ ($p\text{-value} < ۰/۰۵۰$) بود (جدول ۳) که این موضوع را احتمالاً

می‌توان با ناهمگنی (Heterogeneity) نمونه‌های خاک مرتبط دانست. در این خصوص، Zhou و همکاران (۱۹۹۹) نیز عدم وجود همبستگی معنی‌دار آماری بین پارامترهای فیزیکوشیمیایی خاک با میانگین مقادیر آلاینده‌های آلی خاک را با ناهمگنی خاک مرتبط دانستند^{۴۸}.

با توجه به آن‌که از بین ۱۳ ترکیب PCB شناسایی شده در خاک منطقه مورد مطالعه، عامل هم ارزی سمیت فقط برای هم‌اوگ ۱۸۹ گزارش شده است، لذا، شاخص خطر سلامت کل ناشی از قرار گرفتن در معرض خاک آلوده به این هم‌ولوگ با میانگین $10^{-7} \times 3/00$ در محدوده $10^{-8} \times 3/00$ تا $10^{-6} \times 2/40$ متغیر بود (جدول ۶). در سایر پژوهش‌ها، مقدار TEQ مجموع هفت ترکیب کلره شبه‌دی اکسین (Dioxin-like PCB) در خاک سطحی شهر پکن برابر با $10^{-4} \times 3/50$ و بزرگ‌تر از محدوده خطر گزارش شد^{۱۸}. در حالی‌که، مشابه با نتایج پژوهش حاضر، Ge و همکاران (۲۰۱۳) مقادیر خطر سرطان‌زایی قرار گرفتن در معرض ترکیبات PCB خاک سطحی میدوی اتول از طریق مسیرهای بلع، تنفس و تماس پوستی را کوچک‌تر از محدوده خطر گزارش کردند^{۱۹}. نتایج نشان داد که میانگین مقادیر شاخص خطر سرطان‌زایی بلع با $10^{-3} \times 2/90$ بزرگ‌تر از مقادیر شاخص برای تنفس ($10^{-6} \times 6/93$) و تماس پوستی ($10^{-7} \times 1/45$) بوده است و از این‌رو، بلع مسیر اصلی مواجهه با PCB‌های خاک شناخته شد. Kumar و همکاران (۲۰۱۴) میانگین مقادیر شاخص خطر سرطان‌زایی ترکیبات PCB در خاک سطحی مناطق صنعتی شهر چتیسگر هند را برابر با $10^{-8} \times 3/10$ و بلع را به‌عنوان مسیر اصلی مواجهه با PCB‌ها گزارش کردند^{۲۱}. در حالی‌که، در پژوهشی دیگر، تماس پوستی به‌عنوان مسیر اصلی مواجهه با ترکیبات PCB خاک مناطق مسکونی و بوستان‌های عمومی و شخصی بخارست رومانی گزارش شد^{۴۹}.

نتیجه‌گیری

این مطالعه با هدف شناسایی، تعیین محتوی، منشاء یابی و ارزیابی خطر سلامت ترکیبات PCB در ۴۵ نمونه خاک سطحی مناطق تجاری، آموزشی، مسکونی، فضای سبز و حاشیه خیابان نواحی شمال، شرق و غرب شهر تهران در سال ۱۳۹۸ انجام یافت. نتایج بیان‌گر شناسایی ۱۳ ترکیب PCB در نمونه‌های خاک با میانگین مجموع مقادیر برابر با $6/76$ میکروگرم در کیلوگرم بود. با توجه به نتایج آزمون PCA و همچنین سهم زیاد غلظت همولوگ‌های سبک از غلظت کل PCB‌های شناسایی شده در نمونه‌ها، می‌توان وجود ترکیبات PCB در نمونه‌ها را با فرآیند احتراق ترکیبات حاوی اتم کلر مرتبط دانست. نتایج نشان داد که میانگین غلظت هیچ‌یک از همولوگ‌های شناسایی شده در نمونه‌های خاک سطحی از بیشینه رواداری بزرگ‌تر نبوده است. مقادیر فاکتور سرطان‌زایی ناشی از قرار گرفتن در معرض ترکیبات PCB از طریق بلع، تنفس و تماس پوستی با خاک آلوده و همچنین، فاکتور سرطان‌زایی کل PCB ۱۸۹ با میانگین $10^{-7} \times 3/00$ نشان داد که مواجهه با این ترکیب خطر سرطان‌زایی "خیلی کم" را به‌دنبال خواهد شد. در پایان، با توجه به مخاطرات سلامتی ناشی از ترکیبات PCB، نسبت به شناسایی، تعیین محتوی، منشاء یابی و پایش منظم و دوره‌ای این ترکیبات در محیط‌های مختلف به‌ویژه آب و خاک از یک‌سو و تلاش برای کنترل منابع تولید آن‌ها به منظور حفظ سلامت محیط و شهروندان از دیگر سو، توصیه می‌شود. علاوه بر آن، پیشنهاد می‌شود در مطالعه‌های آتی نسبت به ارزیابی خطر بالقوه بوم‌شناختی PCB‌ها نیز اقدام شود.

تقدیر و تشکر

این مقاله برگرفته از رساله دکتری تخصصی محیط‌زیست مصوب دانشگاه آزاد اسلامی واحد همدان با کد ۱۷۱۴۸۴۰۵۰۷۶۱۷۷۷۱۶۲۲۹۵۶۴۷ است. بدین‌وسیله نویسندگان از حوزه معاونت پژوهش و فن‌آوری دانشگاه برای فراهم کردن امکانات اجرای مطالعه، سپاسگزاری می‌کنند.

References

- Mohammadi Roozbahani M, Sobhanardakani S, Karimi H, et al. Natural and anthropogenic source of heavy metals pollution in the soil samples of an industrial complex; a case study. *Iran J Toxicol* 2015; 9(29): 1336-41.
- Sobhanardakani S, Ghoochian M, Taghavi L. Assessment of heavy metal contamination in surface sediment of the Darreh-Morad Beyg River. *Iran J Health Sci* 2016; 4(3): 22-34.
- Hazratzadeh Sh, Sobhanardakani S. [Assessment of Zn, Pb, Cd, and Cu contamination in surface soils of urban parks in city of Hamedan]. *Iran J Soil Res* 2018; 32(3): 399-413 (In Persian).
- Nikraves M, Karimi A, Esfandyarpur E, et al. [Assessment of surface soil pollution with selected heavy metals in Semnan industrial complex and surrounding areas]. *J Nat Environ* 2017; 70(1): 211-26 (In Persian).
- Mohammadi SM, Lorestani B, Sobhanardakani S, et al. [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]. *Iran J Soil Res* 2021; 34(4): 515-29 (In Persian).
- Chen Y, Sjodin A, McLachlan MS, et al. Persistent organic pollutants in infants and toddlers: Relationship between concentrations in matched plasma and faecal samples. *Environ Int* 2017; 107: 82-8.
- Erdogru O, Covaci A, Schepens P. Level of organochlorine pesticides, polychlorinated biphenyls and polybrominated diphenyl ethers in fish species from Kahramanmaraş, Turkey. *Environ Int* 2005; 31: 703-11.
- Li X, Gan Y, Yang X, et al. Human health risk of organochlorine pesticide (OCPs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) in edible fish from Huiou Reservoir and Gaobeidian Lake in Beijing, China. *Food Chem* 2008; 109: 348-54.
- Roos G. The public health implication of polychlorinated biphenyls (PCBs) in the environment. *Ecotoxicol Environ Saf* 2004; 59: 275-91.
- Shin SK, Kim TS. Levels of polychlorinated biphenyls (PCBs) in transformer oils from Korea. *J Hazard Mater* 2006; 137(3): 1514-22.
- Caudle WM, Richardson JR, Delea KC, et al. Polychlorinated biphenyl-induced reduction of dopamine transporter expression as a precursor to Parkinson's disease-associated dopamine toxicity. *Toxicol Sci* 2006; 92(2): 490-9.
- Lin CH, Lin PH. Induction of ROS formation, poly (ADP-ribose) polymerase-1 activation, and cell death by PCB126 and PCB153 in human T47D and MDA-MB-231 breast cancer cells. *Chem-Biol Interact* 2006; 162(2): 181-94.
- Steenland K, Hein MJ, Cassinelli RT, et al. Polychlorinated biphenyls and neurodegenerative disease mortality in an occupational cohort. *Epidemiology* 2006; 17(1): 8-13.
- Gioia R, Dachs J, Nizzetto L, et al. Atmospheric transport, cycling and dynamics of Polychlorinated Biphenyls (PCBs) from source regions to remote oceanic areas. *ACS Symposium Series* 2013; 40(6): 199-201.
- Zakeri A, Akbarian N, Hedayat K. [Measurement of polychlorinated biphenyls (PCBs) in the soil samples of taleghan region and investigation the presence of biological agents capable of removing PCBs in these soil samples]. *Environ Sci* 2021; 19(3): 237-52 (In Persian).
- Heywood E, Wright J, Wienburg CL, et al. Factors influencing the national distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated biphenyls in British soils. *Environ Sci Technol* 2006; 40: 7629-35.
- Salihoglu G, Kamil Salihoglu N, Aksoy E, et al. Spatial and temporal distribution of polychlorinated biphenyl (PCB) concentrations in soils of an industrialized city in Turkey. *J Environ Manage* 2011; 92: 724-32.
- Wu S, Xia X, Yang L, et al. Distribution, source and risk assessment of polychlorinated biphenyls (PCBs) in urban soils of Beijing, China. *Chemosphere* 2011; 82: 732-8.
- Ge J, Woodward LA, Li QX, et al. Distribution, sources and risk assessment of polychlorinated biphenyls in soils from the Midway Atoll, North Pacific Ocean. *PLoS ONE* 2013; 8(8): e71521.
- Zhou JL, Siddiqui E, Ngo HH, et al. Estimation of uncertainty in the sampling and analysis of polychlorinated biphenyls and polycyclic aromatic hydrocarbons from contaminated soil in Brighton, UK. *Sci Total Environ* 2014; 497: 163-71.
- Kumar B, Kumar Verma V, Kumar Singh S, et al. Polychlorinated biphenyls in residential soils and their health risk and hazard in an industrial city in India. *J Publ Health Res* 2014; 3(2): 252.
- Melnik A, Dettlaff A, Kuklińska K, et al. Concentration and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) in surface soil near a municipal solid waste (MSW) landfill. *Sci Total Environ* 2015; 530-531: 18-27.
- Cetin B. Investigation of PAHs, PCBs and PCNs in soils around a heavily industrialized area in Kocaeli, Turkey: Concentrations, distributions, sources and toxicological effects. *Sci Total Environ* 2016; 560-561: 160-9.
- Chandra Yadav I, Linthoingambi Devi N, Li J, et al. Polychlorinated biphenyls in Nepalese surface soils: Spatial distribution, air-soil exchange, and soil-air partitioning. *Ecotoxicol Environ Saf* 2017; 144: 498-506.

25. Kim L, Jeon J-W, Son J-Y, et al. Monitoring and risk assessment of polychlorinated biphenyls (PCBs) in agricultural soil from two industrialized areas. *Environ Geochem Health* 2017; 39: 279-91.
26. Song S, Xue J, Lu Y, et al. Are unintentionally produced polychlorinated biphenyls the main source of polychlorinated biphenyl occurrence in soils?. *Environ Pollut* 2018; 243: 492-500.
27. Sosa D, Hilber I, Faure R, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated biphenyls in urban and semi-urban soils of Havana, Cuba. *J Soil Sedim* 2018; 19(3): 1328-41.
28. Halfadji A, Touabet A, Portet-Koltalo F, et al. 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). *Polycycl Aromat Comp* 2019; 39 (4): 299-310.
29. Yurdakul S, Celik I, Celen M, et al. Levels, temporal/spatial variations and sources of PAHs and PCBs in soil of a highly industrialized area. *Atmos Pollutn Res* 2019; 10(4): 1227-38.
30. Mohseni-Bandpei A, Motesaddi S, Eslamizadeh M, et al. Water quality assessment of the most important dam (Latyan dam) in Tehran, Iran. *Environ Sci Pollut Res* 2018; 25(29): 29227-39.
31. Abdi S, Sobhanardakani S, Lorestani B, et al. Analysis and health risk assessment of phthalate esters (PAEs) in indoor dust of preschool and elementary school centers in city of Tehran, Iran. *Environ Sci Pollut Res* 2021; 28(43): 61151-62.
32. Davodpour R, Sobhanardakani S, Cheraghi M, et al. Honeybees (*Apis mellifera* L.) as a potential bioindicator for detection of toxic and essential elements in the environment (Case study: Markazi Province, Iran). *Arch Environ Contam Toxicol* 2019; 77(3): 344-58.
33. Walkley A, Black IA. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Sci* 1934; 37(1): 29-38.
34. Wang D, Wang Y, Singh V, et al. Ecological and health risk assessment of PAHs, OCPs, and PCBs in Taihu Lake basin. *Ecol Indic* 2017; 40: 94-103.
35. Sun J, Pan L, Tsang DCW, et al. Polychlorinated biphenyls in agricultural soils from the Yangtze River Delta of China: Regional contamination characteristics, combined ecological effects and human health risks. *Chemosphere* 2016; 163: 422-8.
36. Peng C, Chen W, Liao X, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons in urban soils of Beijing: status, sources, distribution and potential risk. *Environ Pollut* 2011; 159(3): 802-08.
37. Wang C, Zhou S, Song J, et al. Human health risks of polycyclic aromatic hydrocarbons in the urban soils of Nanjing, China. *Sci Total Environ* 2018; 612: 750-7.
38. Verbruggen EMJ, Brand E. Ministry of Health, Welfare and Sport, National Institute for Public Health and the Environment. Risk-based standards for PCBs in soil, Proposals for Environmental Risk Limits and Maximum Values. 2014; 67 p.
39. Cachada A, Lopes LV, Hursthouse AS, et al. The variability of polychlorinated biphenyls levels in urban soils from five European cities. *Environ Pollut* 2009; 157: 511-18.
40. Syed JH, Malik RN, Li J, et al. Levels, distribution and air-soil exchange fluxes of polychlorinated biphenyls (PCBs) in the environment of Punjab Province, Pakistan. *Ecotoxicol Environ Saf* 2013; 97: 189-95.
41. Wang DG, Yang M, Jia HL, et al. Levels, distributions and profiles of polychlorinated biphenyls in surface soils of Dalian, China. *Chemosphere* 2008; 73: 38-42.
42. Wilcke W, Krauss M, Safronov G, et al. Polychlorinated biphenyls (PCBs) in soils of the Moscow region: concentrations and small-scale distribution along an urban-rural transect. *Environ Pollut* 2006; 141(2): 327-35.
43. Garcia-Alonso S, Perez-Pastor RM. Occurrence of PCBs in ambient air and surface soil in an urban site of Madrid. *Water Air Soil Pollut* 2003; 146: 283-95.
44. Anh HQ, Watanabe I, Tomioka K, et al. Characterization of 209 polychlorinated biphenyls in street dust from northern Vietnam: Contamination status, potential sources, and risk assessment. *Sci Total Environ* 2019; 652: 345-55.
45. Galbán-Malagón CJ, Del Vento S, Cabrerizo A, et al. Factors affecting the atmospheric occurrence and deposition of polychlorinated biphenyls in the Southern Ocean. *Atmos Chem Phys* 2013; 13: 12029-41.
46. Gilbert E, Dadoo DK, Okhai-Sam F, et al. Characterization and source assessment of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sediments of the Fosu Lagoon, Ghana. *J Environ Sci Health A* 2006; 41(12): 2747-75.
47. Emoyan OO, Onocha EO, Tesic GO. Concentration assessment and source evaluation of 16 priority polycyclic aromatic hydrocarbons in soils from selected vehicle-parks in southern Nigeria. *Sci Afric* 2020; 7: e00296.
48. Zhou JL, Fileman TW, Evans S, et al. The partition of fluoranthene and pyrene between suspended particles and dissolved phase in the Humber Estuary: a study of the controlling factors. *Sci Total Environ* 1999; 243-244: 305-21.
49. Ivanescu V. Human health risk assessment posed by PCB exposure in Bucharest area. *Agric Agric Sci Proc* 2015; 6: 453-8.

Analysis, source identification and health risk assessment of polychlorinated biphenyls (PCBs) in surface soils from different land types of northern, eastern and western parts of city of Tehran, Iran

Samira Ranjbaran¹, Soheil Sobhanardakani^{2*}, Mehrdad Cheraghi³, Bahareh Lorestani³, Maryam Kiani Sadr⁴

¹ Ph.D. Candidate in Environmental Science, Department of the Environment, College of Basic Sciences, Hamedan Branch, Islamic Azad University, Hamedan, Iran.

² Ph.D. in Environmental Science, Professor in Environmental Science, Department of the Environment, College of Basic Sciences, Hamedan Branch, Islamic Azad University, Hamedan, Iran.

³ Ph.D. in Environmental Science, Associate Professor in Environmental Science, Department of the Environment, College of Basic Sciences, Hamedan Branch, Islamic Azad University, Hamedan, Iran.

⁴ Ph.D. in Environmental Science, Assistant Professor in Environmental Science, Department of the Environment, College of Basic Sciences, Hamedan Branch, Islamic Azad University, Hamedan, Iran.

*E-mail: s_sobhan@iauh.ac.ir

Received: 23 August. 2021; Accepted: 22 November. 2021

ABSTRACT

Background & Objective: Polychlorinated biphenyls (PCBs) are a group of persistent organic pollutants that due to their characteristics including bioaccumulation potential and persistence in the environment; can pose adverse effects on human and environmental health. Therefore, this study was performed to analysis, source identification and health risk assessment of PCBs in surface soil samples collected from some land types of northern, eastern and western parts of city of Tehran in 2019.

Materials & Methods: In this descriptive cross-sectional study, a total of 45 surface soil samples were collected from 15 sampling sites including business districts, residential areas, cultural and educational areas, public green space and roadside. After extraction of analytes, the gas chromatography/mass spectrometry (GC-MS) method was used to determination of PCBs in the soil specimens. All statistical analyses were performed using the SPSS software.

Results: Based on the results obtained, 13 congeners of PCBs were detected in the analyzed soil samples. Also, the minimum, maximum and mean concentrations of $\sum 13\text{PCBs}$ ($\mu\text{g/kg}$) were 0.031, 23.1 and 6.77, respectively. Moreover, the results of principal component analysis (PCA) and significant distribution of low molecular weight homologues of PCBs in the analyzed soil samples indicated that the presence of PCB compounds in the soil samples would be connected with combustion processes in the soil. Besides, since among the detected PCBs, the TEF values only established for PCB189, therefore, exposure to contaminated soil with this congener could be lead to a "very low level of carcinogenic risk".

Conclusion: Given that PCBs have adverse effects on the environment and human health, detection, content determination, source identification and periodic monitoring of these compounds in different mediums especially water and soil for human and environmental health maintenance are recommended.

Keywords: Soil contamination, Polychlorinated biphenyls, Carcinogenic risk, Multivariate analysis, Tehran.