

محتوی و ارزیابی مخاطره سلامت استرهای فتالات در گردوغبار داخلی - مطالعه موردی: مراکز پیش دبستانی و ابتدایی شهر تهران

سمیه عبدی^۱، سهیل سبحان اردکانی^{۲*}، بهاره لرستانی^۳، مهرداد چراغی^۳، همایون احمدپناهی^۴

^۱ دانشجوی دکترای 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 شیمی تجزیه، استاد گروه شیمی، دانشکده علوم پایه، واحد تهران مرکزی، دانشگاه آزاد اسلامی، تهران، ایران

تاریخ دریافت مقاله: ۹۹/۱۱/۱۵؛ تاریخ پذیرش: ۱۴۰۰/۰۲/۲۷

چکیده

زمینه و هدف: با توجه به این که در حال حاضر افراد بیش تر وقت خود را در خانه و فضاهای بسته می گذرانند، احتمال دارد که در معرض آلاینده های محیط داخلی از جمله استرهای فتالات موجود در محصولات مصرفی و مصالح ساختمانی و مخاطرات ناشی از آن قرار گیرند. از این رو، این مطالعه به منظور ارزیابی خطر غیرسرطان زایی (HQ) و سرطان زایی (CR) استرهای فتالات گردوغبار داخلی برخی مراکز پیش دبستانی و ابتدایی مستقر در مرکز و جنوب شهر تهران در سال ۱۳۹۸ انجام شد. مواد و روش ها: در مجموع ۲۷ نمونه گردوغبار داخلی توسط جاروبرقی از ۹ مرکز منتخب جمع آوری شد. پس از انتقال نمونه های گردوغبار به آزمایشگاه، آماده سازی و هضم آن ها، محتوی استرهای فتالات توسط دستگاه طیف سنجی جرمی کروماتوگرافی گازی اندازه گیری شد. همچنین، مخاطره سلامت ناشی از مواجهه با ترکیبات فتالات نیز محاسبه شد. یافته ها: میانگین غلظت دی متیل فتالات (DMP)، دی اتیل فتالات (DEP)، دی بوتیل فتالات (DnBP)، بوتیل بنزیل فتالات (BBP)، دی اتیل هگزیل فتالات (DEHP) و دی ان اکتیل فتالات (DnOP) در نمونه های گردوغبار داخلی به ترتیب برابر با ۱/۱۴، ۰/۱۱۰، ۶/۱۵، ۰/۷۱۰، ۴۲۱ و ۹/۳۱ میلی گرم در کیلوگرم بود. علاوه بر این، میانگین جذب روزانه (ADDj) استرهای فتالات از طریق بلع، جذب پوستی و استنشاق به ترتیب برابر با $2/16 \times 10^{-3}$ ، $2/35 \times 10^{-6}$ و $2/15 \times 10^{-7}$ میلی گرم در کیلوگرم در روز و میانگین جذب روزانه در طول زندگی (LADDj) به ترتیب برابر با $2/52 \times 10^{-4}$ ، $5/01 \times 10^{-7}$ و $3/40 \times 10^{-8}$ میلی گرم در کیلوگرم در روز بود. نتیجه گیری: بطور کلی، ترکیبات DnBP، DEHP و DnOP خطر غیرسرطان زایی و سرطان زایی بیش تری را برای کودکان و بزرگسالان نشان داد و بلع بعنوان مسیر اصلی ایجاد خطرات سرطان زایی و غیرسرطان زایی استرهای فتالات شناخته شد. علاوه، مقادیر خطر غیرسرطان زایی استرهای فتالات کوچک تر از یک و در حد استاندارد بود، اما خطر سرطان زایی ناشی از قرار گرفتن در معرض DEHP بیش تر از آستانه خطر (10^{-6}) بود. لذا، پیشنهاد می شود بدلیل اثرات مضر مواجهه با استرهای فتالات بر سلامت انسان، راه کارهای مناسب برای کنترل منابع انتشار و همچنین کاهش نرخ مواجهه با این ترکیبات از مسیرهای مختلف در فضای داخلی ساختمان ها بیش از پیش مد توجه قرار گیرد.

کلمات کلیدی: گردوغبار داخلی، استرهای فتالات، ارزیابی مخاطره سلامت، پیش دبستانی، تهران.

مقدمه

امروزه، مردم حدود ۹۰ درصد از وقت خود را در فضای داخلی ساختمان یعنی در خانه، محل کار و مدرسه سپری می‌کنند^۱. بنابراین، کیفیت محیط داخلی خانه‌ها و فضاهای بسته برای حفظ سلامتی و همچنین ایمنی افرادی که در آن زندگی می‌کنند، بسیار مهم بنظر می‌رسد^{۲،۳}. این موضوع بویژه برای کودکان و نوجوانان که بیش تر وقت خود را در فضاهای بسته مانند مدارس می‌گذرانند و از نرخ متابولیسم نسبی بالا به ازای هر واحد وزن بدن برخوردارند، از اهمیت بیش تری برخوردار است^{۴-۷}.

هرچند کیفیت هوای محیط بطور قابل توجهی بر کیفیت هوای داخلی تأثیر می‌گذارد^{۸،۹}؛ اما مشخص شده که غلظت آلاینده‌ها در هوای داخل ساختمان بدلیل وجود چندین منبع داخلی آلودگی مانند احتراق اجاق گازها، مصالح ساختمانی و پاک‌کننده‌ها تقریباً بیش تر از فضای خارجی است^{۸،۹}. امروزه، برای کاهش مصرف انرژی خانگی، در فضاهای داخلی از عایق‌کاری استفاده می‌شود، از این رو، نفوذ هوا به داخل ساختمان کاهش یافته و همین امر باعث می‌شود آلودگی‌های داخلی در فضای ساختمان‌ها تجمع یابند^{۱۰،۱۱}.

استرهای فتالیک اسید که به آن‌ها فتالات اطلاق می‌شود، ترکیبات صنعتی هستند که ساختار شیمیایی متداول آن‌ها دی‌آلکیل یا آلکیل استر از ۱،۲-بنزن دی‌کربوکسیلیک اسید با وزن مولکولی کم وجود دارد و DMP، DEP، DnBP، BBP، DEHP و DnOP را شامل می‌شوند^{۱۲،۱۳}. فتالات‌ها ترکیباتی با حلالیت کم در آب، حلالیت بالا در روغن، فراریت کم و نسبتاً غیرقطبی هستند که می‌توانند از طریق نشت، انتقال و یا بخار به محیط و به تبع آن زنجیر غذایی وارد شوند^{۱۴،۱۵}. مطالعه منابع بیان‌گر آن است که بدلیل تولید فراوان، استفاده زیاد در انواع محصولات و پراکنش و رهاسازی وسیع فتالات‌ها در

محیط‌زیست، شهروندان از طریق مواجهه مستقیم و مصرف محصولات آلوده یا مواجهه غیرمستقیم و نشت فتالات درون سایر محصولات و یا آلودگی محیط عمومی در زندگی روزانه خود می‌توانند حتی در معرض مقادیر تا ۵۰۰ میلی‌گرم در کیلوگرم وزن بدن از این ترکیبات نیز قرار گیرند که بدلیل مخاطرات ناشی از این ترکیبات، اهمیت ارزیابی مقادیر آن‌ها در محیط بیش از پیش نمایان می‌شود^{۱۶}، همچنین، مسیرهای قرارگیری در معرض استرهای فتالات باید مورد ارزیابی قرار گیرد تا نرخ مواجهه بدرستی مشخص شده و از دست‌کم گرفتن خطر جلوگیری شود. از این رو، ارزیابی خطر مواجهه با این ترکیبات برای تعیین تأثیرات احتمالی این مواد شیمیایی ضروری است. گزارش شده است که سالانه بیش تر از ۶ میلیون تن از استرهای فتالات در سطح جهانی تولید و بعنوان پلاستیک در ساختار مواد مختلف از جمله انواع پی‌وی‌سی (PVC)؛ لوازم آرایشی و محصولات مراقبت شخصی مورد استفاده قرار می‌گیرند^{۲۰-۲۱}. تحقیقات متعددی همبستگی بین قرارگیری در معرض استرهای فتالات و پیامدهای ناشی از آن، بویژه اختلال در تولیدمثل و رشد را گزارش کرده‌اند^{۲۱،۲۲}. قرار گرفتن در معرض استرهای فتالات همچنین به بروز اختلال در رشد سیستم عصبی کودکان^{۲۳-۲۵}، کاهش میزان هورمون‌های تولیدمثل در مردان، کیفیت پایین مایع منی، کاهش فاصله آنزینیتال در نوزادان پسر^{۲۶-۲۸}، رشد زودرس پستان و افزایش سقط جنین منجر می‌شود^{۲۹،۳۰}. علاوه بر این، رابطه معنی‌داری بین آسم و علائم آلرژیک و میزان قرار گرفتن در معرض استرهای فتالات در کودکان پیش‌دبستانی هم گزارش شده است^{۳۱-۳۳}.

نتایج مطالعات بیان‌گر آن است که گردوغبار داخلی می‌تواند منبع تجمع بسیاری از آلاینده‌های آلی باشد^{۳۴،۳۵}. بنابراین، گردوغبار داخل خانه‌ها و مدارس می‌تواند منبعی از آلاینده‌های داخلی مانند استرهای فتالات باشند^{۳۶-۴۰}.

مواد و روش‌ها

معرفی منطقه مورد مطالعه

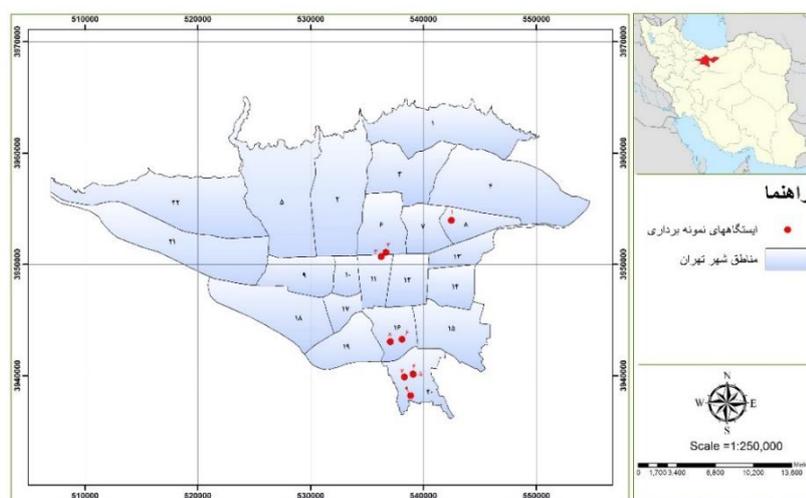
تهران بعنوان پایتخت ایران با جمعیتی بالغ بر ۱۳ میلیون نفر در ۵۱ درجه و ۶ دقیقه تا ۵۱ درجه و ۳۸ دقیقه طول شرقی و ۳۵ درجه و ۳۴ دقیقه تا ۳۵ درجه و ۵۱ دقیقه عرض شمالی در غرب آسیا واقع شده است. ارتفاع تهران از سطح دریا از ۹۰۰ تا ۱۸۰۰ متر متغیر است. این شهر با توجه به اندازه جمعیت، اقتصاد پیشرفته و همچنین هوای آلوده، در زمره یکی از آلوده‌ترین شهرهای جهان محسوب می‌شود^{۴۸-۶}.

نمونه‌برداری از گردوغبار

در این پژوهش توصیفی، با در نظر گرفتن محدودیت‌های مالی و زمانی، ۹ مرکز پیش‌دبستانی و ابتدایی مستقر در مرکز و جنوب شهر تهران که دارای ساختمان‌هایی با قدمت نسبتاً زیاد بوده و بدین دلیل، از احتمال تجمع بالایی از استرهای فتالات برخوردار بودند، بطور تصادفی انتخاب شده و از هر مرکز منتخب ۳ نمونه و در کل ۲۷ نمونه گردوغبار داخلی با استفاده از جاروبرقی برداشت شد. بدین صورت که، در هر بار نمونه‌برداری، کیسه پارچه‌ای جداگانه‌ای در مخزن جاروبرقی که دارای لوله جمع‌آوری فلزی بود تعبیه و پس از نمونه‌برداری، ذرات گردوغبار به فویل‌های آلومینیومی منتقل شدند^{۴۹}. پس از انتقال نمونه‌های گردوغبار از جاروبرقی به فویل آلومینیومی و درج اطلاعات مربوط به ایستگاه نمونه‌برداری، تاریخ نمونه‌برداری و نظایر آن، نمونه‌ها به آزمایشگاه منتقل شدند. در آزمایشگاه نیز نمونه‌ها پس از عبور از غربال استاندارد (۱/۴ میلی‌متری)، برای طی مراحل بعدی در دمای ۲۰ درجه سانتی‌گراد نگهداری شدند^{۴۱،۴۲}. نقشه موقعیت استقرار ایستگاه‌های نمونه‌برداری در شکل ۱ آورده شده است.

در خصوص تعیین غلظت استرهای فتالات در محیط داخلی بخصوص ارزیابی مخاطره سلامت ناشی از آن‌ها چندین مطالعه صورت گرفته است که از جمله آن‌ها می‌توان به بررسی ترکیبات فتالات و غیرفتالات در گردوغبار مراکز پیش‌دبستانی سوئد^{۴۰}، بررسی توزیع فتالات در ساختمان‌های مسکونی و تأثیرات بهداشتی آن در چین^{۴۱}، مطالعه توزیع پلاستیک‌های فتالات و غیرفتالات در گردوغبار داخلی خانه‌ها در آمریکا^{۴۲}، ارزیابی وجود استرهای فتالات در هوای داخلی در ویتنام^{۴۳}، بررسی پیامدهای قرارگیری کودکان پیش‌دبستانی در معرض استرهای فتالات در محوطه داخلی آپارتمان‌های مسکونی در چین^{۴۴}، ارزیابی حضور فتالات در گردوغبار داخلی خانه‌ها و خوابگاه‌ها در شهرهای شمالی چین^{۴۵}، بررسی میزان مواجهه با فتالات و ارزیابی خطر ناشی از آن در کالیفرنیا^{۴۶}، و بررسی غلظت و ارزیابی خطر فتالات‌های موجود در محیط داخلی آپارتمان‌هایی با دکوراسیون جدید^{۴۷} اشاره کرد.

با توجه به این‌که مشخص شده است کودکان بدلیل نرخ متابولیک نسبی بیش‌تر در مقایسه با بزرگسالان و همچنین به دهان بردن اشیاء حاوی استرهای فتالات مانند اسباب‌بازی‌ها بیش‌تر از سایر رده‌های سنی در معرض استرهای فتالات قرار می‌گیرند، لذا مواجهه با این ترکیبات به یک نگرانی جدی تهدید کننده سلامت کودکان تبدیل شده است. لذا، با توجه به اثرات بهداشتی ناشی از قرار گرفتن در معرض استرهای فتالات، ارزیابی مخاطره سلامت این ترکیبات ضروری بنظر می‌رسد. بنابراین، از آن‌جا که تاکنون مطالعه‌ای در خصوص تعیین محتوی استرهای فتالات در گردوغبار محیط داخلی در ایران انجام نشده است، این پژوهش برای اولین بار با هدف ارزیابی مخاطره سلامت استرهای فتالات در گردوغبار داخلی برخی مراکز پیش‌دبستانی و ابتدایی مستقر در نواحی مرکز و جنوب شهر تهران در سال ۱۳۹۸ انجام شد.



شکل ۱: نقشه موقعیت استقرار ایستگاه‌های نمونه‌برداری

آماده‌سازی نمونه‌ها

در آزمایشگاه، بر اساس روش ۸۰۶۱A سازمان حفاظت محیط‌زیست آمریکا (EPA) پس از توزین ۱۰۰ میلی‌گرم از نمونه‌های گردوغبار توسط ترازوی دیجیتال آزمایشگاهی با دقت ۰/۰۰۰۱ گرم، نمونه‌ها بمدت ۲۴ ساعت به بطری‌های سانتریفیوژ حاوی ۲۰ میلی‌لیتر استونیتریل با نسبت حجمی ۱:۱ منتقل شده و محلول حاصل بمدت ۳۰ دقیقه توسط همگن‌ساز فراصوتی (Ultrasonic Homogenizer)، همگن شد. پس از آن، حجم نمونه‌ها در دمای ۴۰ درجه سانتی‌گراد توسط روتاری یا حمام آب گرم به یک تا دو میلی‌لیتر کاهش یافت، و سپس با افزودن استونیتریل به پنج میلی‌لیتر رسید و مجدداً در روتاری به حجم یک میلی‌لیتر رسانده شد. نمونه‌های تغلیظ شده روی ستونی ترکیبی مرکب از ۶ سانتی‌متر آلومینا، ۱۲ سانتی‌متر سیلیکاژل و دو سانتی‌متر سدیم سولفات بی‌آب بارگذاری شدند. غلظت فتالات در نمونه‌ها با استفاده از دستگاه کروماتوگرافی گازی-جرمی مدل ۷۸۹۰B ساخت شرکت Agilent آمریکا مجهز به ورودی Split/Spitless مدل

۵۹۷۷A ساخت شرکت Agilent آمریکا با طیف‌سنج جرمی چهار برابر (quadrupole mass spectrometer) مدل ۶۴۷۰B ساخت شرکت Agilent آمریکا در سه تکرار خوانده شد. کالیبراسیون طیف‌سنجی جرمی توسط بوتیل‌آمین فلئورومتر انجام شد. برای هر نمونه از روش تجزیه و تحلیل نظارت یون انتخابی (Selected Ion Monitoring: SIM) استفاده شد. بدین صورت که، بجای اندازه‌گیری کل m/z که دامنه وسیعی را شامل می‌شود، فقط تعداد m/z را که دارای بالاترین فرکانس بوده و توسط کاربر تعیین می‌شود، مشخص شد. همچنین از هلیوم با خلوص ۹۹/۹۹ درصد و جریان یک میلی‌لیتر در دقیقه بعنوان گاز حامل استفاده شد. برای دستیابی به بهترین تفکیک و جداسازی بین قله‌های کروماتوگرام بدست 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^{۴۱،۴۲،۴۵،۵۰،۵۱}. لازم به ذکر است که محلول‌های استاندارد فتالات‌ها شامل DMP، DEP، DnBP، BBP،

برای افزایش حساسیت دستگاه و تجزیه و تحلیل دقیق‌تر ترکیبات فتالات، طبق برنامه SIM، یون انتخاب شده با بالاترین فرکانس همان‌طور که در جدول ۲ نشان داده شده است، انتخاب شد.

جدول ۲: انتخاب یون‌های اصلی برای آنالیز کمی استرهای

فتالات

استر فتالات	فراوانی یون ($m z^{-1}$)	یون انتخابی ($m z^{-1}$)	زمان نگهداری (دقیقه)
دی‌متیل	۱۶۳	۱۳۵، ۷۷	۱۳/۴
فتالات		۱۹۴، ۱۶۳	
دی‌اتیل	۱۴۹	۱۴۹، ۱۲۱	۱۵/۸
فتالات		۲۲۲، ۱۷۷	
دی‌ان بوتیل	۱۴۹	۱۴۹، ۱۲۱	۲۱/۳
فتالات		۲۲۳، ۲۰۵	
دی‌اتیل	۱۴۹	۱۲۱، ۷۲، ۴۵	۳۶/۳
هگزیل		۱۴۹	
فتالات			
بوتیل بنزیل	۱۴۹	۱۴۹، ۹۱	۲۸/۵
فتالات		۲۳۸، ۲۰۶	
دی‌ان اکتیل	۱۴۹	۱۴۹، ۷۹	۳۰/۴
فتالات		۲۶۱، ۱۷۹	

محاسبه خطر سرطان‌زایی استرهای فتالات

به منظور محاسبه خطر غیرسرطان‌زایی، جذب استرهای فتالات از طریق استنشاق، پوست، بلع و فاکتور خطر استرهای فتالات از روابط ۱ تا ۵ استفاده شد:

$$ADD_{inhal} = \frac{C_s \times IR_{inh} \times EF \times ED}{PEF \times AT \times BW} \quad (1)$$

$$ADD_{dermal} = \frac{C_s \times SA \times AF \times ABS \times EF \times ED \times 10^{-6}}{BW \times AT} \quad (2)$$

(۳)

DEHP و DnOP از شرکت سیگما-آلدریج با درجه خلوص آنالیتیکال تهیه شدند.

حد کمی شدن (LOQ) با استفاده از کم‌ترین منحنی کالیبراسیون و نمونه‌ای یک گرمی ارزیابی شد^{۲۲}. مقدار LOQ برای DnOP و سایر استرهای فتالات ارزیابی شده در نمونه‌های گردوغبار به ترتیب برابر با $10^{-4} \times 1/5$ و $10^{-5} \times 2/7$ میکروگرم در کیلوگرم بدست آمد.

برنامه دمایی آنالیز استرهای فتالات استخراج شده با استفاده از دستگاه کروماتوگرافی گازی-جرمی نیز در جدول ۱ آورده شده است.

جدول ۱: برنامه دمایی اندازه‌گیری استرهای فتالات توسط دستگاه کروماتوگرافی گازی با آشکارساز جرمی

مقدار تزریق	۱ میکرولیتر
نحوه تزریق	غیر انشعابی
دمای تزریق	۲۹۰ درجه سانتی‌گراد
برنامه دمایی ستون	۷۰ درجه سانتی‌گراد برای یک دقیقه، ۳۰۰ درجه سانتی‌گراد برای هفت دقیقه با سرعت ۱۰ درجه در دقیقه
جریان گاز هلیوم	۱ میلی‌لیتر در دقیقه
دمای انتقال	۲۹۰ درجه سانتی‌گراد

آنالیز کمی استرهای فتالات توسط آشکارساز

جرمی

برای بررسی دقت از روش تکرار و برای ارزیابی میزان خطا از روش مقایسه دوتایی و بررسی میانگین میزان خطا استفاده شد. طبق محاسبات انجام شده، میزان خطا ۷ درصد بود. بدلیل عدم وجود استاندارد مرجع، از روش استاندارد داخلی برای بررسی کارایی و صحت روش استفاده شد که بر اساس نتایج، کارایی از ۷۰ تا ۸۵ درصد متغیر بود.

$$HQ = \sum \frac{ADD_j}{RfD}$$

BBP برابر با ۰/۰۰۱۹ و برای DEHP برابر با ۰/۰۱۴ در نظر گرفته شد، ADD_{inhal} بیانگر دوز استنشاقی (میکروگرم در کیلوگرم در روز)، ADD_{derma} نشان‌دهنده جذب فتالات از طریق پوست (میکروگرم در کیلوگرم در روز)، ADD_{ingest} نشان‌دهنده جذب فتالات از طریق بلع (میکروگرم در کیلوگرم در روز)، C_s نشان‌دهنده غلظت کل فتالات در گردوغبار (در روز)، IR_{inh} بیانگر میزان استنشاق (میلی‌گرم در کیلوگرم)، IR_{ing} نشان‌دهنده میزان بلع فتالات (میلی‌گرم در روز)، EF نشان‌دهنده تناوب قرارگیری در معرض فتالات (روز در سال)، ED بیانگر مدت زمان قرار گرفتن در معرض فتالات (سال)، AT متوسط طول عمر انسان که در معرض فتالات قرار دارد (روز): (AT برای خطر غیرسرطان‌زایی و خطر سرطان‌زایی به ترتیب برابر است با ED $\times 365$ و میانگین طول عمر $\times 365$) و PEF نیز نشان‌دهنده فاکتور پخش ذرات (مترمکعب در کیلوگرم)، BW نشان‌دهنده وزن بدن (کیلوگرم)، SA برابر سطح بدن (سانتی‌مترمربع)، AF عامل پذیرش گردوغبار (میلی‌گرم در سانتی‌متر مربع)، ABS کسری از آلودگی‌های پوستی که از طریق گردوغبار جذب می‌شود و BW نشان‌دهنده وزن بدن (کیلوگرم)، HQ بیانگر فاکتور خطر، HI نشان‌دهنده شاخص خطر (مقادیر 10^{-6} تا 10^{-1} بیانگر خطر سرطان‌زایی فتالات است)، CR برای بلع و جذب پوستی بر حسب میلی‌گرم در کیلوگرم در روز و برای استنشاق بر حسب میلی‌گرم در مترمکعب است 10^{-5} تا 10^{-1} . مقادیر پارامترها که در این مطالعه مورد استفاده قرار گرفته است، در جدول ۳ ارائه شده است.

$$ADD_{ingest} = \frac{C_s \times IR_{ing} \times EF \times ED \times 10^{-6}}{BW \times AT}$$

$$HI = \sum HQ_j \quad (5)$$

همچنین، به منظور محاسبه خطر سرطان‌زایی و جذب استرهای فتالات در طول زندگی از طریق استنشاق، پوست و بلع از روابط ۶ تا ۹ استفاده شد:

$$LADD_{inhal} = \frac{C_s}{PEF \times AT} \left(\frac{IR_{inh\ child} \times EF_{child} \times ED_{child}}{BW_{child}} + \frac{IR_{inh\ Adult} \times EF_{Adult} \times ED_{Adult}}{BW_{Adult}} \right) \quad (6)$$

$$LADD_{dermal} = \frac{C_s \times ABS \times 10^{-6}}{AT} \left(\frac{SA_{child} \times AF_{child} \times EF_{child} \times ED_{child}}{BW_{child}} + \frac{SA_{Adult} \times AF_{Adult} \times EF_{Adult} \times ED_{Adult}}{BW_{Adult}} \right) \quad (7)$$

$$LADD_{ingest} = \frac{C_s \times 10^{-6}}{AT} \left(\frac{IR_{ing\ child} \times EF_{child} \times ED_{child}}{BW_{child}} + \frac{IR_{ing\ Adult} \times EF_{Adult} \times ED_{Adult}}{BW_{Adult}} \right) \quad (8)$$

$$CR = LADD_j \times CSF \quad (9)$$

در روابط ۱ تا ۹:

ADD_j بیانگر میانگین غلظت روزانه دریافتی انواع استرهای فتالات از طریق مسیره‌های غذایی و غیرغذایی شامل بلع، تماس پوستی و استنشاق (میلی‌گرم در کیلوگرم در روز)، $LADD_j$ بیانگر میانگین غلظت روزانه دریافتی انواع استرهای فتالات در طول زندگی از طریق مسیره‌های غذایی و غیرغذایی شامل بلع، تماس پوستی و استنشاق (میلی‌گرم در کیلوگرم در روز)، CSF نشان‌دهنده فاکتور شیب سرطان‌زایی (میلی‌گرم در کیلوگرم در روز) است که برای

جدول ۳: ارزش پارامترها در روابط ۱ تا ۹

واحد	کودکان	بزرگسالان
۱ BW	۱۵	۷۰
۲ SA	۱۷۰۰	۴۰۰۰
۳ IR ingestion	۷۲	۵۰
۴ IR inhalation	۸	۱۵/۷
۵ ED	۶	۲۴
۶ AT برای ارزیابی خطر سرطان‌زایی	۲۵۵۵۰	۲۶۲۸۰
AT برای ارزیابی خطر غیرسرطان‌زایی	۲۱۹۰	۸۷۶۰
۷ AF	۰/۰۲	۰/۰۷
۸ EF	۳۳۰	۳۰۴
۹ ABS	۰/۰۰۱	۰/۰۰۱
۱۰ PEF	$۱/۳۶ \times ۱۰^۹$	$۱/۳۶ \times ۱۰^۹$

پردازش آماری نتایج

برای پردازش آماری داده‌ها از ویرایش ۲۰ نرم‌افزار SPSS در سطح معنی‌داری ۰/۰۵ استفاده شد. بدین صورت‌که، به منظور اطمینان از نرمال بودن داده‌ها از آزمون شاپیرو-ویلک (Shapiro-Wilk Test)، برای مقایسه میانگین غلظت استرهای فتالات بین ایستگاه‌های نمونه‌برداری از آزمون تحلیل واریانس بین آزمودنی یک‌طرفه (One-Way ANOVA) به‌دنبال آن آزمون تعقیبی دانکن (Duncan Multiple Range Test)، برای مقایسه میانگین غلظت استرهای فتالات در نمونه‌های مورد بررسی با استاندارد EPA از آزمون تی تک‌نمونه‌ای (One Sample T-Test) و برای بررسی همبستگی بین مقادیر استرهای فتالات با دمای محیط از ضریب همبستگی پیرسون (Pearson Correlation) استفاده شد.

یافته‌ها

مقادیر استرهای فتالات در نمونه‌های گردوغبار داخلی مدارس در جدول ۴ آورده شده است. با استناد به نتایج، کمینه و بیشینه میانگین غلظت استرهای فتالات در نمونه‌های گردوغبار داخلی مدارس با $۷۸/۸۴ \pm ۳۳/۴۵$ و $۳۰۶/۵۶ \pm ۱۲۸/۸۸$ میلی‌گرم در کیلوگرم به‌ترتیب مربوط به مدارس رسالت و موجانی بوده است. از طرفی، DEP با میانگین غلظت ۰/۱۱ میلی‌گرم در کیلوگرم در مقایسه با سایر استرهای فتالات کم‌ترین مقدار را داشت، این در حالی است که، DEHP با میانگین غلظت $۴۲۰/۸۶$ میلی‌گرم در کیلوگرم بعنوان فتالات غالب شناخته شد که بدنال آن DnOP و DnBP نیز به‌ترتیب با میانگین غلظت ۹/۳۱ و ۶/۱۵ میلی‌گرم در کیلوگرم در رده‌های بعدی قرار داشتند.

جدول ۴: میانگین غلظت استرهای فتالات در نمونه‌های گردوغبار داخلی بر حسب میلی‌گرم در کیلوگرم*

ردیف	ایستگاه	منطقه	دما	استرهای فتالات			انحراف معیار ±				
				DnOP	DEHP	BBP		DnBP	DEP	DMP	
۱	رسالت	مرکز	۲۳	۳۳/۴ ± ۷۸/۸	۹/۴۰	۱۸۴	۰/۶۰	۵/۶۰	۰/۲۰	۰/۹۰	
۲	امید انقلاب	مرکز	۲۵	۳۵/۳ ± ۸۰/۲	۸/۶۰	۱۹۹	۰/۴۰	۳/۰۰	۰/۲۰	۰/۸۰	
۳	بهشت	مرکز	۲۴	۳۹/۶ ± ۹۰/۷	۶/۹۰	۲۲۵	۰/۳۰	۴/۸۰	۰/۱۰	۰/۷۰	
۴	طالقانی	جنوب	۲۵	۴۳/۸ ± ۹۷/۸	۱۲/۲	۲۴۳	۱/۱۰	۴/۷۰	۰/۱۰	۱/۵۰	
۵	موجانی	جنوب	۲۵	۱۲۹ ± ۳۰۷	۷/۰۰	۷۵۵	۰/۷۰	۹/۶۰	۰/۱۰	۱/۳۰	
۶	شهدای مکه	جنوب	۲۵	۶۱/۵ ± ۱۴۳	۸/۶۰	۳۵۳	۰/۹۰	۵/۸۰	۰/۱۰	۱/۲۰	
۷	چمران	جنوب	۲۳	۸۸/۵ ± ۲۰۸	۱۰/۲۰	۵۱۲	۱/۰۰	۶/۴۰	۰/۱۰	۱/۰۰	
۸	فدک	جنوب	۲۳	۱۰۷ ± ۲۵۲	۱۱/۹	۶۲۱	۰/۸۰	۸/۴۰	۰/۱۰	۱/۴۰	
۹	حنانه	جنوب	۲۳	۱۱۹ ± ۲۸۳	۹/۰۰	۶۹۶	۰/۷۰	۷/۱۰	۰/۱۰	۱/۵۰	
	کمینه		۲۳	۳۳/۴ ± ۷۸/۸	۶/۹۰	۱۸۴	۰/۲۰	۳/۰۰	۰/۱۰	۰/۷۰	
	بیشینه		۲۵	۱۲۹ ± ۳۰۷	۱۲/۲	۶۹۶	۱/۱۰	۸/۴۰	۰/۲۰	۱/۵۰	
	میانگین		۲۴	-	۹/۳۱	۴۲۱	۰/۷۱	۶/۱۵	۰/۱۱	۱/۱۴	
	واحد سنجش	درجه سانتی‌گراد		میلی‌گرم در کیلوگرم							
	انحراف معیار		۱/۰۰	-	۱/۸۷	۲۲۷/۹۱	۰/۲۸	۲/۰۰	۰/۰۶	۰/۳۰	
	ضریب تغییرات (درصد)		۴/۱۶	-	۲۰/۱	۵۴/۱	۳۹/۴	۳۲/۵	۵۴/۵	۲۶/۳	
	بیشینه رواداری EPA		-	-	۱/۲۰	۴/۳۵	۱/۲۲	۰/۰۸۱	۰/۰۷۱	۰/۰۲۰	

*مقادیر مربوط به میانگین غلظت ۳ تکرار است.

DnOP با یکدیگر اختلاف معنی‌داری نداشته است، اما DEHP از این حیث با سایر استرهای فتالات اختلاف معنی‌دار آماری داشته است. همچنین کمینه و بیشینه محتوی استرهای فتالات به ترتیب مربوط به DEHP و DEHP بود. همچنین نتایج گروه‌بندی آماری میانگین غلظت استرهای فتالات به تفکیک ترکیبات شناسایی شده در نمونه‌های گردوغبار داخلی مدارس (نمونه‌های ۲ تا ۷)، نشان داد که میانگین غلظت همه استرهای فتالات بجز DEP در مدارس فدک، موجانی و حنانه بیش‌تر از سایر مدارس بوده است. همچنین نتایج نشان داد که میانگین غلظت همه استرهای فتالات بجز DEP در مدارس مرکز تهران از مدارس مستقر در جنوب تهران کم‌تر بوده

نتایج آزمون تی تک‌نمونه‌ای به منظور مقایسه میانگین غلظت استرهای فتالات در نمونه‌های مورد بررسی با بیشینه رواداری EPA نشان داد که بجز در مورد DEP که میانگین مقادیر آن اختلاف معنی‌دار آماری با حد استاندارد نداشته است ($p > 0/05$)، با توجه به سطح معنی‌داری (p) کوچک‌تر از ۰/۰۵، میانگین غلظت DnOP، DEHP، DnBP، DMP در نمونه‌های گردوغبار داخلی مدارس بیش‌تر از حد مجاز و میانگین غلظت BBP از حد استاندارد کم‌تر بوده است.

گروه‌بندی آماری میانگین غلظت استرهای فتالات در نمونه‌های گردوغبار داخلی مدارس (نمونه‌های ۱)، نشان داد میانگین غلظت DMP، DEP و BBP، همچنین DnBP با

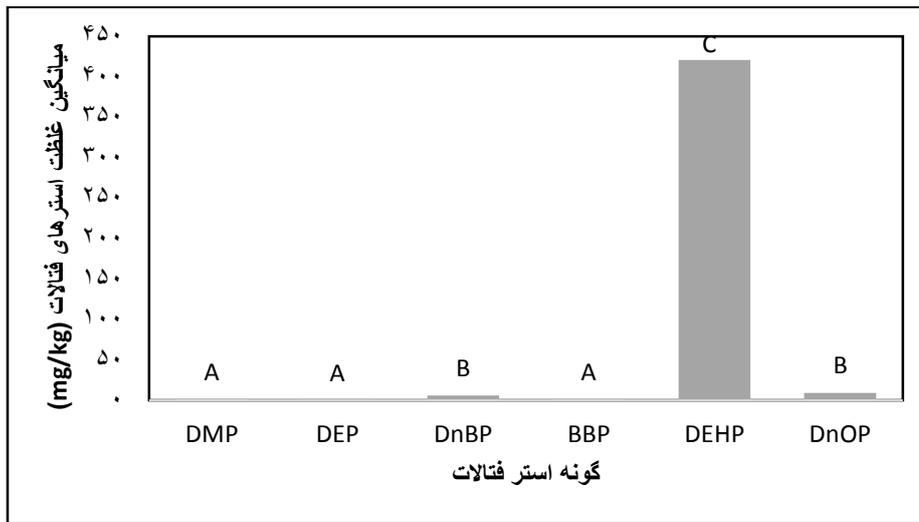
استرهای فتالات از طریق استنشاق گردوغبار به ترتیب برای کودکان و بزرگسالان به ترتیب برابر با 10^{-7} و $1/55 \times 10^{-8}$ میلی‌گرم در کیلوگرم بوده است. همانطور که نتایج حاصل از ارزیابی خطر غیرسرطان‌زایی مواجهه با استرهای فتالات در گردوغبار داخلی نشان داد، بلع گردوغبار متداول‌ترین روش دریافت استرهای فتالات از طریق گردوغبار داخلی بوده است. همچنین، بطور کلی از نظر نرخ خطر غیرسرطان‌زایی مواجهه با استرهای فتالات، DEHP با مقدار 10^{-3} کم‌ترین $10 \times 2/07$ بیش‌ترین و DEP با مقدار $10^{-7} \times 5/43$ کم‌ترین سهم را بخود اختصاص داده‌اند.

علاوه بر این، نتایج حاصل از ارزیابی خطرات غیرسرطان‌زایی و سرطان‌زایی مواجهه با استرهای فتالات نشان داد، خطرات غیرسرطان‌زایی ترکیبات DMP، DEP، DnBP، BBP، DEHP و DnOP از طریق رژیم‌های غذایی و غیرغذایی بیش‌تر از حد مجاز ($HQ < 1$) نبوده و هیچ‌گونه خطری افراد را تهدید نمی‌کند. همچنین، تجزیه و تحلیل خطر سرطان‌زایی استرهای فتالات نشان داد که خطر سرطان‌زایی مواجهه با BBP برابر با $10^{-10} \times 7/79$ و بسیار کم‌تر از حد آستانه ($10^{-6} \times 1$) بوده است، در حالی که، خطر سرطان‌زایی قرار گرفتن در معرض DEHP برابر با $10^{-6} \times 3/40$ و بزرگ‌تر از حد آستانه بود. همچنین، خطر سرطان‌زایی ناشی از DEHP از طریق بلع بیش‌تر از استنشاق و جذب پوستی بود. بطور کلی، ترکیبات DnBP، DEHP و DnOP از نظر خطر غیرسرطان‌زایی و سرطان‌زایی برای ایمنی کودکان و بزرگسالان خطرات بیش‌تری را نشان داده و جذب پوستی و بلع به ترتیب مسیرهای اصلی ایجاد خطرات سرطان‌زایی و غیرسرطان‌زایی استرهای فتالات بوده است.

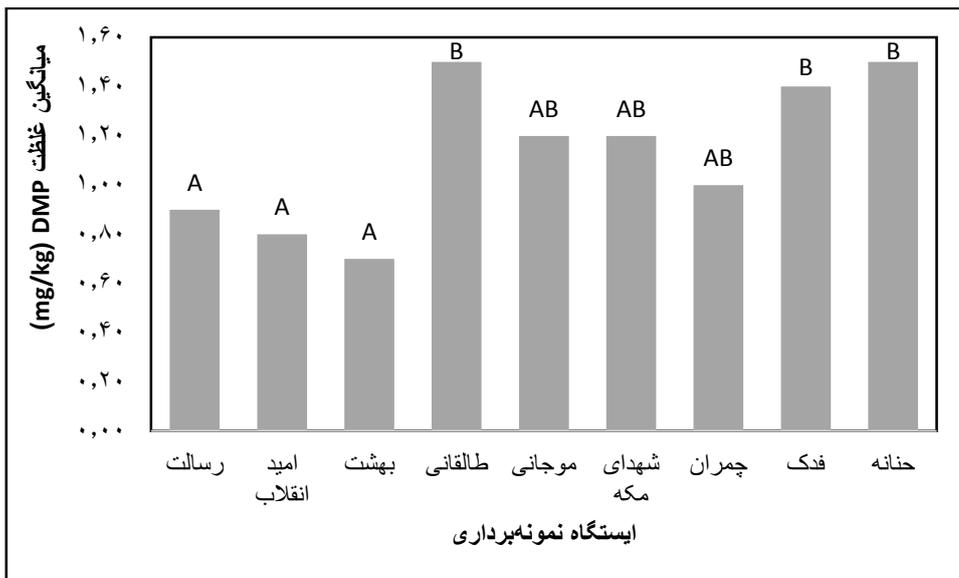
است. در ضمن، بیش‌ترین محتوی ترکیبات DEP، DMP، DnBP، BBP، DEHP و DnOP به ترتیب به مدارس طالقانی و حنا؛ رسالت و امید انقلاب؛ موجانی؛ طالقانی؛ موجانی و طالقانی مربوط بوده است.

نتایج آزمون همبستگی پیرسون بین میانگین غلظت تجمع یافته استرهای فتالات در نمونه‌های گردوغبار داخلی مدارس بیان‌گر آن بود که بین میانگین غلظت BBP و DMP با ضریب همبستگی (r) برابر با 0/70 و بین DnOP با BBP با ضریب همبستگی برابر با 0/69 در همه موارد در سطح معنی‌داری برابر با 0/05، و بین DEHP با DnBP با ضریب همبستگی برابر با 0/89 در سطح معنی‌داری برابر با 0/01، همبستگی مثبت (مستقیم) وجود داشت. همچنین بین محتوی استرهای فتالات نمونه‌های گردوغبار داخلی با دما همبستگی معنی‌دار آماری وجود نداشت ($p > 0/05$).

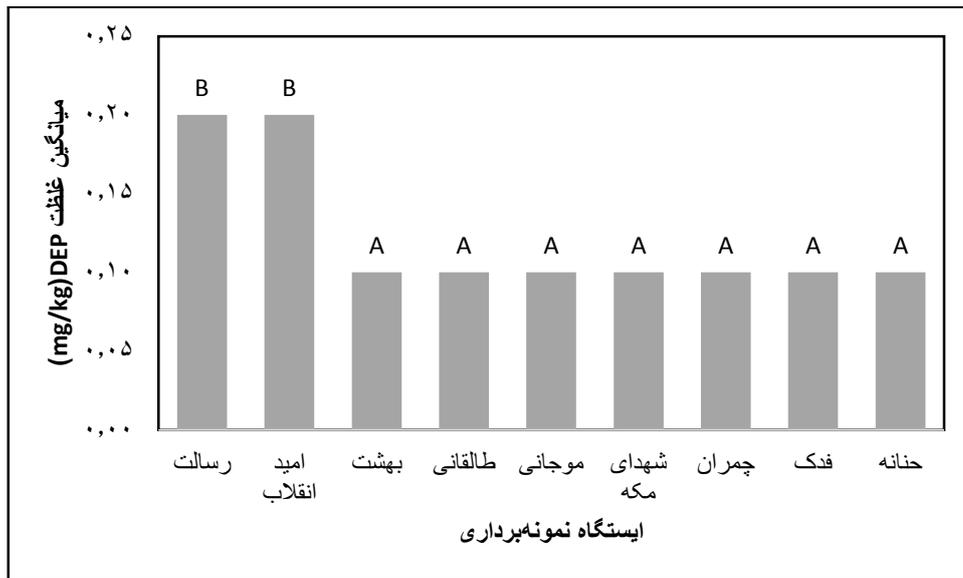
نتایج مربوط به ارزیابی خطر سرطان‌زایی و غیرسرطان‌زایی مواجهه با استرهای فتالات در جداول 5 و 6 آورده شده است. بر اساس نتایج، کودکان در مقایسه با بزرگسالان از هر سه مسیر استنشاق، بلع و جذب پوست بیش‌تر در معرض خطر قرار داشتند. مقدار جذب روزانه استرهای فتالات از طریق بلع گردوغبار برای کودکان برابر با $10^{-3} \times 1/90$ میلی‌گرم در کیلوگرم و برای بزرگسالان برابر با $10^{-4} \times 2/60$ میلی‌گرم در کیلوگرم بود. همچنین، میزان جذب روزانه استرهای فتالات از مسیر جذب پوستی از گردوغبار برای کودکان برابر با $10^{-7} \times 8/98$ میلی‌گرم در کیلوگرم و برای بزرگسالان برابر با $10^{-6} \times 1/46$ میلی‌گرم در کیلوگرم بوده است که نشان می‌دهد با افزایش سن میزان جذب استرهای فتالات از طریق تماس پوستی افزایش یافته است. در ضمن میزان جذب روزانه



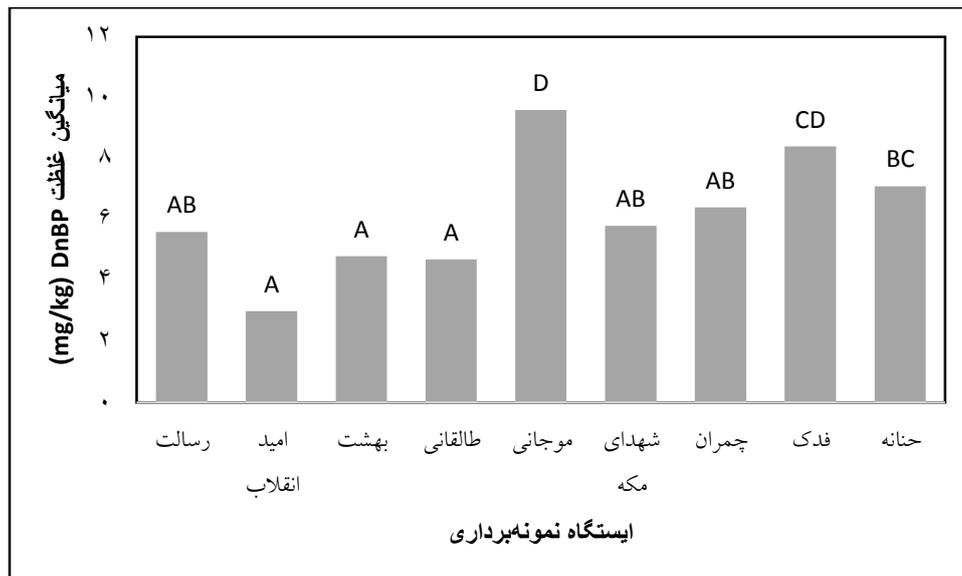
نمودار ۱: گروه‌بندی آماری میانگین غلظت استرها‌های فتالات نمونه‌های گردوغبار



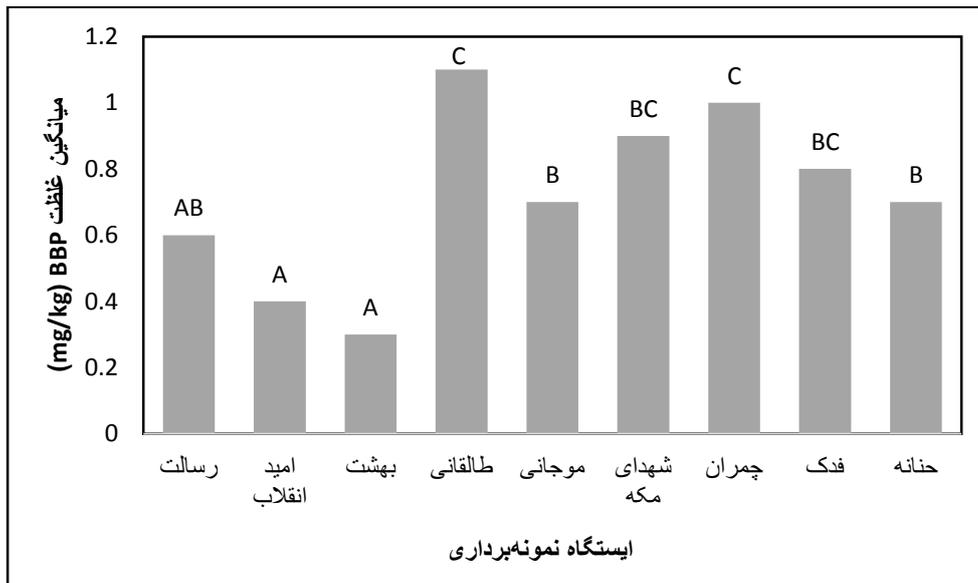
نمودار ۲: گروه‌بندی آماری میانگین غلظت DMP در نمونه‌های گردوغبار



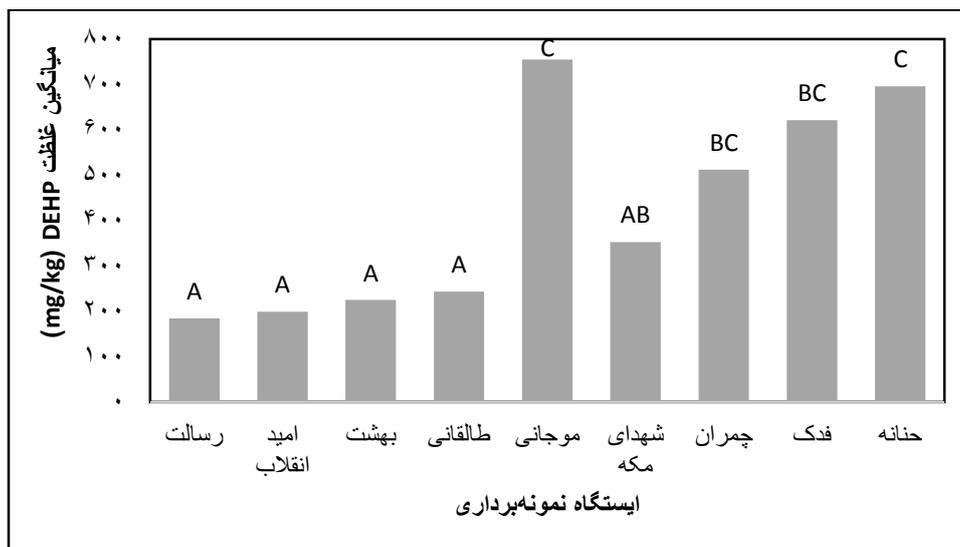
نمودار ۳: گروه‌بندی آماری میانگین غلظت DEP در نمونه‌های گردوغبار



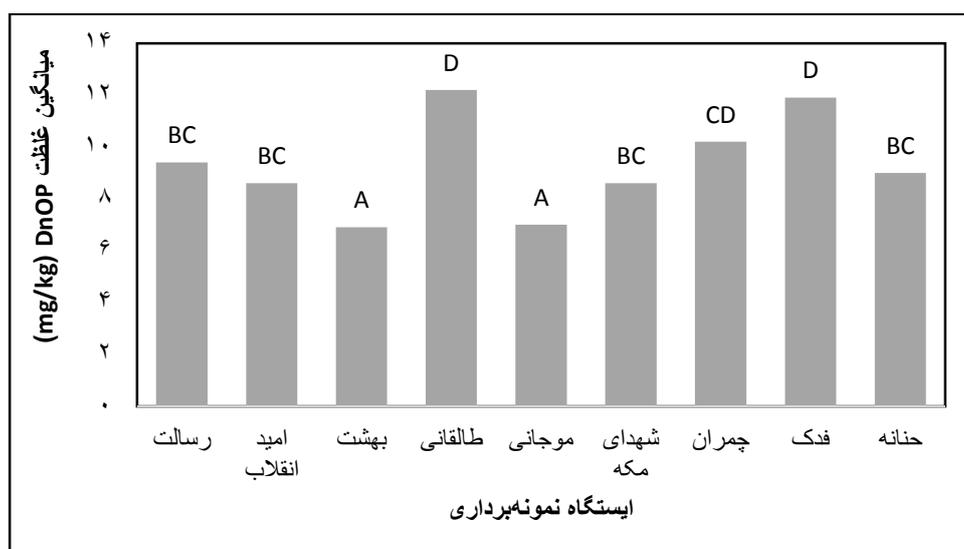
نمودار ۴: گروه‌بندی آماری میانگین غلظت DnBP در نمونه‌های گردوغبار



نمودار ۵: گروه‌بندی آماری میانگین غلظت BBP در نمونه‌های گردوغبار



نمودار ۶: گروه‌بندی آماری میانگین غلظت DEHP در نمونه‌های گردوغبار



نمودار ۷: گروه‌بندی آماری میانگین غلظت DnOP در نمونه‌های گردوغبار

حروف غیر مشترک (a, b, c...) در نمودارهای ۲ تا ۷ بیان‌گر تفاوت معنی‌دار آماری بین ایستگاه‌های نمونه‌برداری از حیث میانگین غلظت استرهای فتالات بر اساس نتایج آزمون دانکن است ($p < 0.05$).

جدول ۵: نتایج محاسبه دوز استنشاقی (ADD_{inha})، جذب پوستی (ADD_{dermal})، بلع (ADD_{ingest}) (بر حسب میلی‌گرم در کیلوگرم)، فاکتور خطر غیرسرطان زایی (HQ) ناشی از قرارگیری در معرض استرهای فتالات در مدارس

RFD	HQ	ADD _j	ADD _{ingest}	ADD _{dermal}	ADD _{inhal}	جمعیت هدف
DMP						
ندارد	ندارد	$4/95 \times 10^{-6}$	$4/95 \times 10^{-6}$	$2/33 \times 10^{-9}$	$4/04 \times 10^{-10}$	۱ کودکان
ندارد	ندارد	$6/82 \times 10^{-7}$	$6/78 \times 10^{-7}$	$3/80 \times 10^{-9}$	$1/57 \times 10^{-10}$	۲ بزرگسالان
DEP						
$8/00 \times 10^{-1}$	$5/97 \times 10^{-7}$	$4/77 \times 10^{-7}$	$4/77 \times 10^{-7}$	$2/25 \times 10^{-10}$	$3/90 \times 10^{-11}$	۱ کودکان
$8/00 \times 10^{-1}$	$8/23 \times 10^{-8}$	$6/58 \times 10^{-8}$	$6/54 \times 10^{-8}$	$3/66 \times 10^{-10}$	$1/57 \times 10^{-11}$	۲ بزرگسالان
DnBP						
$1/00 \times 10^{-1}$	$2/67 \times 10^{-4}$	$2/67 \times 10^{-6}$	$2/67 \times 10^{-6}$	$1/26 \times 10^{-8}$	$2/18 \times 10^{-9}$	۱ کودکان
$1/00 \times 10^{-1}$	$3/68 \times 10^{-5}$	$3/68 \times 10^{-6}$	$3/66 \times 10^{-6}$	$2/05 \times 10^{-8}$	$8/45 \times 10^{-10}$	۲ بزرگسالان
BBP						
$2/00 \times 10^{-1}$	$1/54 \times 10^{-5}$	$3/08 \times 10^{-6}$	$3/08 \times 10^{-6}$	$1/45 \times 10^{-9}$	$2/51 \times 10^{-10}$	۱ کودکان
$2/00 \times 10^{-1}$	$2/12 \times 10^{-6}$	$4/25 \times 10^{-7}$	$4/22 \times 10^{-7}$	$2/37 \times 10^{-9}$	$9/75 \times 10^{-11}$	۲ بزرگسالان
DEHP						
$2/00 \times 10^{-2}$	$9/13 \times 10^{-2}$	$1/82 \times 10^{-3}$	$1/82 \times 10^{-3}$	$8/62 \times 10^{-7}$	$1/49 \times 10^{-7}$	۱ کودکان
$2/00 \times 10^{-2}$	$1/25 \times 10^{-2}$	$2/52 \times 10^{-4}$	$2/50 \times 10^{-4}$	$1/40 \times 10^{-6}$	$5/78 \times 10^{-9}$	۲ بزرگسالان

DnOP						
۱	کودکان	$3/30 \times 10^{-9}$	$1/98 \times 10^{-7}$	$4/04 \times 10^{-5}$	ندارد	ندارد
۲	بزرگسالان	$1/28 \times 10^{-9}$	$1/46 \times 10^{-6}$	$5/54 \times 10^{-6}$	ندارد	ندارد

جدول ۶: نتایج محاسبه دوز استنشاقی (LADDinha)، جذب پوستی (LADDderm) و بلع (LADDing) در طول زندگی (بر حسب میلی گرم در کیلوگرم) و خطر سرطان زایی (CR) ناشی از قرارگیری در معرض استرهای فتالات در مدارس

CR	LADD _j	LADD _{ingest}	LADD _{dermal}	LADD _{inhal}
DMP				
ندارد	$6/57 \times 10^{-7}$	$6/57 \times 10^{-7}$	$1/30 \times 10^{-9}$	$8/83 \times 10^{-11}$
DEP				
ندارد	$6/34 \times 10^{-8}$	$6/34 \times 10^{-8}$	$1/26 \times 10^{-10}$	$8/52 \times 10^{-12}$
DnBP				
ندارد	$3/54 \times 10^{-6}$	$3/54 \times 10^{-6}$	$7/02 \times 10^{-9}$	$4/77 \times 10^{-10}$
BBP				
$7/79 \times 10^{-10}$	$4/09 \times 10^{-7}$	$4/09 \times 10^{-7}$	$8/11 \times 10^{-10}$	$5/50 \times 10^{-11}$
DEHP				
$3/40 \times 10^{-6}$	$2/42 \times 10^{-4}$	$2/42 \times 10^{-4}$	$1/22 \times 10^{-2}$	$3/26 \times 10^{-8}$
DnOP				
ندارد	$5/37 \times 10^{-6}$	$5/36 \times 10^{-6}$	$1/06 \times 10^{-8}$	$7/21 \times 10^{-10}$

بحث

داخلی آن‌ها مانند استفاده از کفپوش و دیوارکوب‌های PVC در سالن و کلاس‌های درس و یا چمن‌های مصنوعی و پلاستیکی در محوطه بازی مدارس این منطقه مرتبط دانست. در پژوهش‌های مشابه، بورنهاگ و همکاران^۳، کانگ و همکاران^۴، اوریکچیو و همکاران^۵، لارسون و همکاران^۶ و ونون و همکاران^۷ هم همبستگی مثبت بین سن ساختمان و غلظت استرهای فتالات در محیط را گزارش کرده و عنوان

نتایج حاصل از مقایسه نمونه‌های گردوغبار داخلی مدارس در مناطق مرکز و جنوبی شهر تهران (جدول ۴)، نشان داد میانگین غلظت استرهای فتالات در نمونه‌های گردوغبار از ترتیب نزولی جنوب (۹۱/۵ میلی‌گرم در کیلوگرم) < مرکز (۳۶/۱ میلی‌گرم در کیلوگرم) پیروی کرده است که این موضوع را می‌توان با عمر بالای ساختمان‌ها و بازسازی دکوراسیون

داشتند که با گذشت زمان سطح استرهای فتالات موجود در مصالح ساختمانی کاهش یافته و استرهای فتالات آزاد شده وارد فضای داخلی و محیط می‌شوند. همچنین سان و همکاران^{۴۱} هم دکوراسیون داخلی مدرن مانند استفاده از مبلمان‌های اداری چرم یا کفپوش‌های PVC را با افزایش غلظت استرهای فتالات بویژه DEP مرتبط دانسته و عنوان کردند که این ترکیبات در تشدید علایم آسم و آلرژی در کودکان نقش داشته‌اند.

در سایر مطالعات انجام شده در نقاط مختلف جهان هم مطابق با پژوهش حاضر، DEHP به‌عنوان فراوان‌ترین نوع فتالات در نمونه‌های گردوغبار داخلی شناسایی شده است (جدول ۷) که این موضوع را می‌توان به کاربرد گسترده کفپوش‌های PVC در فضاهای داخلی مرتبط دانست. همچنین، برخی از مطالعات انجام یافته در کشورهای حوزه خلیج فارس همچون کویت و عربستان سعودی نیز از نظر نوع ترکیبات استرهای فتالات شناسایی شده و غلظت آن‌ها با نتایج این پژوهش مطابقت داشت^{۵۷،۵۸}.

محتوی DnBP و DnOP در این تحقیق بعنوان غالب‌ترین استرهای فتالات بعد از DEHP به‌ترتیب برابر با ۹/۳۱ و ۶/۱۵ میلی‌گرم در کیلوگرم بود، در حالی‌که در برخی از کشورها مانند کویت و عربستان سعودی میانگین غلظت DnBP به‌ترتیب ۰/۰۴۵ و ۰/۰۳۳ میلی‌گرم در کیلوگرم و میانگین غلظت DiBP نیز به‌ترتیب برابر با ۰/۰۲۲ و ۰/۰۱۷ میلی‌گرم در کیلوگرم گزارش شده است^{۵۸}. همچنین در ایالات متحده آمریکا DnBP و BBP پس از DEHP در گردوغبار داخلی به‌ترتیب با میانگین غلظت برابر با ۰/۰۱۳ و ۰/۰۴۵ میلی‌گرم در کیلوگرم بعنوان غالب‌ترین استرهای فتالات معرفی شده‌اند^{۲۲}. این تفاوت در نوع و مقدار استرهای فتالات در گردوغبار داخلی بین کشورهای مختلف ممکن است به دلیل تفاوت در نوع محصولات باشد که استرهای فتالات در ساختار آن‌ها استفاده شده‌اند^{۲۲،۵۹،۶۰}. از طرفی، ثابت شده است که مکان، زمان و نحوه نمونه‌برداری و همچنین روش‌های مختلف ارزیابی و اندازه‌گیری غلظت استرهای فتالات در نمونه‌ها از مهم‌ترین دلایل تفاوت بین نتایج حاصل از پژوهش‌های مشابه هستند^{۳۲،۵۷،۵۸}.

جدول ۷: مقایسه توزیع و میانگین غلظت استرهای فتالات در گردوغبار داخلی (میکروگرم در کیلوگرم) بین کشورهای مختلف

منطقه	تعداد نمونه	DMP	DEP	DNBP	BBP	DEHP	DNOP	منبع
ایران	۲۷	۱۱۴۰	۱۱۰	۶۱۵۰	۷۱۰	۴۲۰۸۴۰	۹۳۱۰	مطالعه حاضر
عمان	۳۰	۰/۳۸	۲	۴/۴	۶/۲۷	۲/۱۶	۵۸۰/۵	۶۱
عربستان	۱۵	۰/۶	۱/۴	۳۳	۰/۸	۱۰۲۲	۲۷	۵۸
سوئد	۶۲	۰/۴۷	۱۴	۱۰۳	۱۶	۴۴۹	-	۶۲
چین	۲۱۵	۰/۱	۰/۲	۲۴	۱/۶	۱۸۳	۰/۱	۳۸
کویت	۲۱	۰/۰۲	۱/۸	۴۵	۷/۹	۲۲۵۶	-	۵۷
فرانسه	۷	۳۵۰	۴۹۰۰	۹۱۰۰	۶۱۰۰	۴۶۲۰۰۰	-	۶۳
ژاپن	۴۱	-	۰/۳۳	۱۹	۴/۲	۸۸۰	-	۶۴
دانمارک	۴۹۷	-	۱/۷	۱۵	۳/۷	۲۱۰	-	۶۵
آلمان	۳۰	-	-	۸۷	۱۵/۲	۶۰۴	-	۶۶
بلغارستان	۱۷۷	۲۸۰	۳۴۰	۹۹۳۰	۳۴۰	۱۰۵۰	۳۰۰	۶۷

نتایج مقایسه میانگین غلظت بین فتالات‌های مورد مطالعه (نمودار ۱) هیچ اختلاف آماری معنی‌داری را بین میانگین غلظت DMP, DnBP, DEP, BBP و DnOP نشان نداد، اما DEHP از این حیث با سایر استرهای فتالات اختلاف معنی‌دار آماری داشت. استرهای فتالات به ۲ دسته با وزن مولکولی پایین (طول زنجیره استر یک تا چهار کربن) و وزن مولکولی بالا (طول زنجیره جانبی استر پنج کربن یا بیش‌تر) گروه‌بندی شده‌اند.^{۶۸} لذا، با توجه به این‌که فتالات‌های با وزن مولکولی بالا همچون DEHP در پلیمرهای PVC، پلاستیک‌ها، بسته‌بندی مواد غذایی، اسباب‌بازی‌ها، کفپوش‌های PVC و محصولات ساختمانی، لوازم‌التحریر و گیره‌های کاغذ استفاده می‌شوند^{۶۹} و این محصولات بطور معمول در مدارس کاربرد گسترده‌ای دارند، از این‌رو، میانگین غلظت ترکیباتی مانند DEHP نسبت به سایر استرهای فتالات مورد بررسی بیش‌تر بوده و از این حیث می‌توان نتایج حاصل را توجیه کرد. این در حالی است که، فتالات‌های با وزن مولکولی پایین اغلب در ساخت محصولات همچون وسایل مراقبت شخصی، رنگ‌ها و چسب‌ها^{۷۰} که کم‌تر در مدارس مورد استفاده قرار می‌گیرند، کاربرد داشته و از این‌رو میانگین غلظت کم‌تر آن‌ها در نمونه‌ها را می‌توان توجیه کرد.

نتایج حاصل از ارزیابی خطر مواجهه با استرهای فتالات (جداول ۵ و ۶) نشان داد با افزایش سن میزان جذب استرهای فتالات از طریق پوست افزایش می‌یابد. همچنین مقدار کلی ADD استرهای فتالات از طریق بلع، جذب پوستی و استنشاق گردوغبار داخلی در ایستگاه‌های مورد بررسی به ترتیب $10^{-3} \times 2/16$ ، $10^{-6} \times 2/35$ و $10^{-7} \times 2/15$ میلی‌گرم در کیلوگرم در روز و میانگین جذب روزانه در طول زندگی (LADD) به ترتیب برابر با $10^{-8} \times 3/40$ ، $10^{-7} \times 2/52$ و $10^{-7} \times 5/01$ میلی‌گرم در کیلوگرم در روز بود که در همه موارد بجز جذب پوستی با افزایش سن، کاهش یافته‌است. همانطور که نتایج حاصل از ارزیابی خطر مواجهه با استرهای فتالات در

گردوغبار داخلی نشان داد، بلع متداول‌ترین روش ایجاد خطرات سرطان‌زایی و غیرسرطان‌زایی استرهای فتالات از طریق مواجهه با گردوغبار بوده است. همچنین در نتایج حاصل از ارزیابی خطرات سرطان‌زایی و غیرسرطان‌زایی مواجهه با استرهای فتالات نشان داده شده، خطرات غیرسرطان‌زایی ترکیبات DMP, DEP, DnBP, BBP, DEHP و DnOP از طریق رژیم‌های غذایی و غیرغذایی بیش‌تر از حد مجاز نبوده و هیچ‌گونه خطری در مورد این ترکیبات وجود ندارد، اما خطر سرطان‌زایی DEHP بیش‌تر از حد مجاز بود. هو و همکاران^{۷۱}، در مطالعه خود بیان کردند که جذب روزانه استرهای فتالات توسط کودکان از طریق استنشاق 400 برابر جذب پوستی بوده و شاخص ارزیابی خطر سرطان‌زایی ناشی از مواجهه با DEHP برای کودکان در محدوده $10^{-6} \times 0/5$ تا $10^{-6} \times 28/8$ بود که $7/6$ برابر حد مجاز تعیین شده توسط آژانس حفاظت محیط‌زیست آمریکا بوده است. نتایج حاصل از پژوهش ژو و همکاران^{۷۲}، هم نشان داد که بلع گردوغبار اصلی‌ترین مسیر مواجهه انسان با فتالات بوده و میزان جذب روزانه از این مسیر برای کودکان و بزرگسالان به ترتیب 985 و 126 نانوگرم در کیلوگرم در روز بوده‌است. هوآنگ و همکاران^{۷۳}، بیان کردند که میزان مواجهه با استرهای فتالات در گروه‌های سنی 6 تا 11 سال در مدارس 44 درصد و کودکان $3-5$ سال در مهدکودک‌ها 42 درصد بوده و میزان جذب روزانه استرهای فتالات از طریق بلع و جذب پوستی برای کودکان کم‌تر از سطح قابل تحمل توصیه شده توسط سازمان ایمنی غذایی اروپا بوده‌است. در پژوهشی که لارسون و همکاران^{۷۴}، در پژوهشی که در مراکز پیش‌دبستانی سوئد انجام دادند به این نتیجه رسیدند که قرارگیری کودکان در معرض گردوغبار حاوی فتالات موجب کاهش شاخص سلامت به میزان 2 تا 27 درصد کم‌تر از حد استاندارد شده است. در مطالعات انجام شده توسط وانگ و همکاران^{۷۴}، کانگ و همکاران^{۷۵}، گائو و همکاران^{۷۲} و کیم و همکاران^{۷۲} هم جذب

سرطان‌زایی DEHP بیش‌تر از حد استاندارد بود. علاوه بر این، اگرچه خطرات مضر ناشی از مواجهه با استرهای فتالات در گروه‌های سنی مورد مطالعه کم‌تر از رهنمودهای EPA بود، اما، بدلیل اثرات مضر مواجهه با استرهای فتالات بر سلامت انسان، بکارگیری راه‌کارهای مناسب در راستای کاهش نرخ مواجهه با این ترکیبات از مسیره‌های مختلف در فضای داخلی ساختمان‌ها باید بیش از پیش مدتوجه قرار گیرد. از جمله این راهکارها می‌توان به استفاده از ترکیبات مختلف جایگزین فتالات در ساخت محصولات پلاستیکی و PVC، استفاده از ترکیبات غیرفتالات جایگزین DEHP همچون دی‌پروپیلن گلیکول دی‌بنزوات (DGD) و دی (۲-اتیل هگزیل) آدیپات (DEHA) در ساخت کفپوش‌های PVC و استفاده از استرهای ایزوسوربید در ساخت اسباب‌بازی‌ها، محصولات مراقبت شخصی کودکان، کفپوش و کاغذ دیواری برای کاهش انتشار استرهای فتالات در محیط اشاره کرد.

سپاسگزاری

این مقاله برگرفته از رساله دکتری تخصصی محیط‌زیست با کد ۱۷۱۴۸۰۰۶۹۰۷۶۴۲۱۱۶۲۲۹۱۸۷۹ مصوب دانشگاه آزاد اسلامی واحد همدان است. بدین‌وسیله نویسندگان از حوزه معاونت پژوهش و فن‌آوری دانشگاه برای فراهم کردن امکانات اجرای مطالعه، سپاسگزاری می‌کنند.

References

1. Le Cann P, Bonvalot N, Gloennec P, et al. Indoor environment and children's health: Recent developments in chemical, biological, physical and social aspects. *Int J Hyg Environ Health* 2011; 215: 1-18.
2. Weitzman M, Baten A, Rosenthal DG, et al. Housing and child health. *Curr Probl Pediatr Adol Health Care* 2013; 43: 187-224.
3. Fan G, Xie J, Liu J, et al. Investigation of indoor environmental quality in urban dwellings with

روزانه فتالات از طریق استنشاق، بلع و جذب پوستی بعنوان مسیره‌های اصلی در نظر گرفته شده‌است، بطوریکه لن و همکاران^{۷۵} جذب روزانه استرهای فتالات از طریق استنشاق را برای کودکان و بزرگسالان به ترتیب ۳/۵۳ و ۰/۲۴۷ میکروگرم در کیلوگرم وزن بدن بیان کرده‌اند.

نتیجه‌گیری

تحقیق حاضر برای اولین بار در ایران، با هدف بررسی توزیع و ارزیابی مخاطره سلامت ناشی از مواجهه با استرهای فتالات در ۲۷ نمونه گردوغبار داخلی جمع‌آوری شده از ۹ مدرسه مستقر در نواحی مرکز و جنوبی تهران انجام شد. با استناد به نتایج حاصل، میانگین غلظت استرهای فتالات در نمونه‌های گردوغبار داخلی از ترتیب نزولی $DEHP > DnBP > BBP > DEP > DMP > DnOP$ تبعیت کرده است. میانگین غلظت $DnBP$ ، DMP ، $DEHP$ و $DnOP$ در نمونه‌های گردوغبار داخلی مدارس بیش‌تر و میانگین غلظت BBP از حد استاندارد کم‌تر بود. همچنین، کودکان در مقایسه با بزرگسالان از طریق هر سه مسیره مورد بررسی در معرض مقادیر بیش‌تری از استرهای فتالات قرار گرفته و بلع گردوغبار بعنوان اصلی‌ترین مسیره مواجهه با استرهای فتالات شناسایی شد. خطرات غیرسرطان‌زایی ترکیبات $DEHP$ ، $DnBP$ و $DnOP$ تقریباً در محدوده مجاز بود، در حالی‌که، خطر

schoolchildren in Beijing, China. *Indoor Built Environ* 2017; 26(5): 1-23.

4. Parra MA, Elustondo D, Bermejo R, et al. Quantification of indoor and outdoor volatile organic compounds (VOCs) in pubs and cafe's in Pamplona, Spain. *Atmos Environ* 2008; 42: 6647-54.
5. Tan CCL, Finney KN, Chen Q, et al. Experimental investigation of indoor air pollutants in residential buildings. *Indoor Built Environ* 2013; 22: 471-89.

6. Sobhanardakani S. Non-carcinogenic risk assessment of heavy metals through exposure to the household dust (Case study: City of Khorramabad, Iran). *Annal Mil Health Sci Res* 2018; 16(4): e86594.
7. Sabzevari E, Sobhanardakani S. Analysis of selected heavy metals in indoor dust collected from city of Khorramabad, Iran: A case study. *Jundishapur J Health Sci* 2018; 10(3): e67382.
8. Wang S, Ang HM, Tade MO. Volatile organic compounds in indoor environment and photocatalytic oxidation: State of the art. *Environ Int* 2007; 33: 694-705.
9. Abdul-Wahab SA, Salem N, Ali S. Evaluation of indoor air quality in a museum (Bait Al Zubair) and residential homes. *Indoor Built Environ* 2015; 24: 244-55.
10. Yu CWF, Kim JT. Building environmental assessment schemes for rating of IAQ in sustainable buildings. *Indoor Built Environ* 2011; 20: 5-15.
11. Yu CWF, Kim JT. Building pathology, investigation of sick buildings-VOC emissions. *Indoor Built Environ* 2010; 19: 30-9.
12. Li X, Zeng Z, Chen Y, et al. Determination of phthalate acid esters plasticizers in plastic by ultrasonic solvent extraction combined with solid-phase microextraction using calix. *Talanta* 2004; 63(4): 1013-19.
13. Cao XL. Phthalate esters in foods: Sources, occurrence, and analytical methods. *Compr Rev Food Sci Food Saf* 2010; 9(1): 21-43.
14. Najmi kargan B, Kargari Rezapour A, Sharifi R. [The effects of levels of oral Di-(2-ethylhexyl) phthalate on glycemic response in mice]. *J Fasa Univ Med Sci* 2018; 8(1): 601-07 (In Persian).
15. Oehlmann J, Oetken M, Schulte-Oehlmann U. A critical evaluation of the environmental risk assessment for plasticizers in the freshwater environment in Europe, with special emphasis on bisphenol A and endocrine disruption. *Environ Res* 2008; 108(2): 140-9.
16. Schmidt JS, Schaedlich K, Fiandanese N, et al. Effects of Di-(2-ethylhexyl) phthalate (DEHP) on female fertility and adipogenesis in C₃H/N Mice. *Environ Health Perspect* 2012; 120(8): 1123-29.
17. Moazzen M, Rastkari N, Alimohammadi M, et al. [Assessment of phthalate esters in a variety of carbonated beverages bottled in PET]. *J Environ Health Eng* 2014; 2(1): 7-18 (In Persian).
18. Liu Y, Chen ZH, Shen J. Occurrence and removal characteristics of phthalate esters from typical water sources in northeast China. *J Anal Method Chem* 2013; 52: 254-62.
19. Yang H, Xie W, Liu Q, et al. Distribution of phthalate esters in topsoil: a case study in the Yellow River Delta, China. *J Hazard Mater* 2013; 185: 8489-8500.
20. Wang X, Tao W, Xu Y, et al. Indoor phthalate concentration and exposure in residential and office buildings in Xi'an, China. *Atmos Environ* 2014; 87: 146-52.
21. Boberg J, Metzdorff S, Wortzinger R, et al. Impact of diisobutyl phthalate and other PPAR agonists on steroidogenesis and plasma insulin and leptin levels in fetal rats. *Toxicology* 2008; 250: 75-81.
22. Guo Y, Kannan K. Comparative assessment of human exposure to phthalate esters from house dust in China and the United States. *Environ Sci Technol* 2011; 45: 3788-94.
23. Cho SC, Bhang SY, Hong YC, et al. Relationship between environmental phthalate exposure and the intelligence of school-age children. *Environ Health Perspect* 2010; 118: 1027-32.
24. Engel SM, Miodovnik A, Canfield RL, et al. Prenatal phthalate exposure is associated with childhood behavior and executive functioning. *Environ Health Perspect* 2010; 118: 565-71.
25. Bekö G, Weschler Ch, Langer S, et al. Children's Phthalate Intakes and Resultant Cumulative Exposures Estimated from Urine Compared with Estimates from Dust Ingestion, Inhalation and Dermal Absorption in Their Homes and Daycare Centers. *PLoS ONE* 2013; 8(4): e62442.
26. Koch HM, Wittassek M, Bruning T, et al. Exposure to phthalates in 5-6 years old primary school starters in Germany-a human biomonitoring study and a cumulative risk assessment. *Int J Hyg Environ Health* 2011; 214: 188-95.
27. Bornehag CG, Carlstedt F, Jonsson BAG, et al. Prenatal phthalate exposures and anogenital distance in Swedish boys. *Environ Health Perspect* 2015; 123: 101-07.
28. Bu ZH, Zhang Y, Mmerek D., et al. Indoor phthalate concentration in residential apartments in Chongqing, China: Implications for preschool children's exposure and risk assessment. *Atmos Environ* 2016; 127: 34-45.
29. Wolff MS, Teitelbaum SL, Pinney SM, et al. Investigation of relationships between urinary biomarkers of phytoestrogens, phthalates, and phenols and pubertal stages in girls. *Environ Health Perspect* 2010; 118: 1039-46.
30. Toft G, Jonsson BAG, Lindh CH, et al. Association between pregnancy loss and urinary phthalate levels around the time of Conception. *Environ Health Perspect* 2012; 120: 458-63.
31. Whyatt RM, Liu XH, Rauh VA, et al. Maternal prenatal urinary phthalate metabolite concentrations and child mental, psychomotor, and behavioral development at 3 Years of age. *Environ Health Perspect* 2012; 120: 290-5.
32. Callesen M, Beko G, Weschler CJ, et al. Phthalate metabolites in urine and asthma, allergic

- rhinoconjunctivitis and atopic dermatitis in preschool children. *Int J Hyg Environ Health* 2014; 217: 645-52.
33. Bekö G, Callesen M, Weschler CJ, et al. Phthalate exposure through different pathways and allergic sensitization in preschool children with asthma, allergic rhinoconjunctivitis and atopic dermatitis. *Environ Res* 2015; 137: 432-9.
34. Liu QT, Chen R, McCarry BE, et al. Characterization of polar organic compounds in the organic film on indoor and outdoor glass windows. *Environ Sci Technol* 2003; 37: 2340-9.
35. Bi C, Liang Y, Xu Y. Fate and transport of phthalates in indoor environments and the influence of temperature: a case study in a test house. *Environ Sci Technol* 2015; 49: 9674-81.
36. Bamai YA, Araki A, Kawai T, et al. Associations of phthalate concentrations in floor dust and multi-surface dust with the interior materials in Japanese dwellings. *Sci Total Environ* 2014; 468: 147-57.
37. Fromme H, Lahrz T, Kraft M, et al. Phthalates in German daycare centers: occurrence in air and dust and the excretion of their metabolites by children (LUPE 3). *Environ Int* 2013; 61: 64-72.
38. Zhang Q, Lu XM, Zhang XL, et al. Levels of phthalate esters in settled house dust from urban dwellings with young children in Nanjing, China. *Atmos Environ* 2013; 69: 258-64.
39. Gaspar FW, Castorina R, Maddalena RL, et al. Phthalate exposure and risk assessment in California child care facilities. *Environ Sci Technol* 2014; 48(13): 7593-7601.
40. Larsson K, Lindh C, Jönsson B, et al. Phthalates, non-phthalate plasticizers and bisphenols in Swedish preschool dust in relation to children's exposure. *Environ Int* 2017; 102: 114-24.
41. Sun Q, Cornelis MC, Townsend MK, et al. Association of urinary concentrations of bisphenol A and phthalate metabolites with risk of type 2 diabetes: a prospective investigation in the Nurses Health Study (NHS) and NHSII cohorts. *Environ Health Perspect* 2014; 122(6): 616-23.
42. Subedi B, Sullivan K, Dhungana B. Phthalate and non-phthalate plasticizers in indoor dust from childcare facilities, salons, and homes across the USA. *Environ Pollut* 2017; 230: 701-8.
43. Tran TM, Le HT, BinhMinha T, et al. Occurrence of phthalate diesters in indoor air from several Northern cities in Vietnam, and its implication for human exposure. *Sci Total Environ* 2017; 601-602: 1695-1701.
44. Li H, Song W, Zhang Z, et al. Phthalates in dormitory and house dust of northern Chinese cities: Occurrence, human exposure, and risk assessment. *Sci Total Environ* 2016; 565: 496-502.
45. Pei XQ, Song M, Guo M, et al. Concentration and risk assessment of phthalates present in indoor air from newly decorated apartments. *Atmos Environ* 2013; 68: 17-23.
46. Masoodian A, Darand M, Gholizadeh MH. Recognition of Tehran Weather Types. *J Appl Sci* 2009; 9(18): 3326-34.
47. Salmanzadeh M, Saeedi M, Li LY, et al. Characterization and metals fractionation of street dust samples from Tehran, Iran. *Int J Environ Res* 2015; 9(1): 213-24.
48. 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.
49. Lewis TE, Crockett AB, Siegrist RL, et al. *Soil Sampling and Analysis for Volatile Organic Compounds*. U.S. Environmental Protection Agency. Washington DC 24pp, 1991.
50. USEPA. Method 8061A: Phthalate Esters by Gas Chromatography with Electron Capture Detection (GC/ECD), part of Test Methods for Evaluating Solid Waste, Physical/Chemical Methods. U.S. Environmental Protection Agency. Washington DC 18 pp, 1996.
51. Wang X, Song M, Guo M, et al. Pollution levels and characteristics of phthalate esters in indoor air in hospitals. *J Environ Sci* 2015; 37: 67-74.
52. Kim HH, Yang JY, Kim SD, et al. Health risks assessment in children for phthalate exposure associated with childcare facilities and indoor playgrounds. *Environ Health Toxicol* 2011; 26: e2011008.
53. Bornehag CG, Lundgren B, Weschler CJ, et al. Phthalates in indoor dust and their association with building characteristics. *Environ Health Perspect* 2005; 113: 1399-1404.
54. Kang Y, Man YB, Cheung CK, et al. Risk assessment of human exposure to bioaccessible phthalate ethers via indoor dust around the Pearl River Delta. *Environ Sci Technol* 2012; 46: 8422-30.
55. Orecchio S, Indelicato R, Barreca S. The distribution of phthalate esters in indoor dust of Palermo (Italy). *Environ Geochem Health* 2013; 35: 613-24.
56. Kweon DJ, Kim MK, Zoh KD. Distribution of brominated flame retardants and phthalate esters in house dust in Korea. *Environ Eng Res* 2018; 23(4): 354-36.
57. Gevao B, Al-Ghadban AN, Bahloul M, et al. Phthalates in indoor dust in Kuwait: implications for non-dietary human exposure. *Indoor Air* 2013; 23: 126-33.
58. Salem Ali Albar A, Nadeem Ali HM, Shahzad K, et al. Phthalate esters in settled dust of different indoor microenvironments; source of non-dietary human exposure. *Microchem J* 2017; 132: 227-32.
59. Hsu N, Lee C, Wang J, et al. Predicted risk of childhood allergy, asthma, and reported symptoms using measured

- phthalate exposure in dust and urine. *Indoor Air* 2012; 22: 186-99.
60. Ji K, Kho YL, Park Y, et al. Influence of a five-day vegetarian diet on urinary levels of antibiotics and phthalate metabolites: a pilot study with "Temple Stay" participants. *Environ Res* 2010; 110: 375-82.
 61. Al Touqi F, Sulaiman H, Sathish Babu SP, et al. Concentrations of Selected Phthalate Esters in Surface Dust in Omani Houses. *Int J Environ Sci Dev* 2018; 9(11): 345-48.
 62. Luongo G, Östman C. Organophosphate and phthalate esters in settled dust from apartment buildings in Stockholm. *Indoor Air* 2015; 26: 414-25.
 63. Mercier F, Gilles E, Saramito G, et al. A multi-residue method for the simultaneous analysis in indoor dust of several classes of semi-volatile organic compounds by pressurized liquid extraction and gas chromatography/tandem mass spectrometry. *J Chromatogr* 2014; 1336: 101-11.
 64. Kanazawa A, Saito I, Araki A, et al. Association between indoor exposure to semi-volatile organic compounds and building related symptoms among the occupants of residential dwellings. *Indoor Air* 2010; 20: 72-84.
 65. Langer S, Beko G, Weschler CJ, et al. Phthalate metabolites in urine samples from Danish children and correlations with phthalates in dust samples from their homes and daycare centers. *Int J Hyg Environ Health* 2014; 217: 78-87.
 66. Abb M, Heinrich T, Sorkau E, et al. Phthalates in house dust. *Environ Int* 2009; 35: 965-70
 67. Kolarik B, Bornehag CG, Naydenov K, et al. The concentrations of phthalates in settled dust in Bulgarian homes in relation to building characteristic and cleaning habits in the family. *Atmos Environ* 2008; 42: 8553-9.
 68. North ML, Takaro TK, Diamond ML, et al. Effects of phthalates on the development and expression of allergic disease and asthma. *Ann Allergy Asthma Immun* 2014; 112: 496-502.
 69. Wittassek M, Koch HM, Angerer J, et al. Assessing exposure to phthalates, The human biomonitoring approach. *Molecul Nutr Food Res* 2011; 55: 7-31.
 70. Wang Y, Zhu H, Kannan K. A review of biomonitoring of phthalate exposures. *Toxicology* 2019; 7(2): 21.
 71. Hu J, Li N, Hao X, et al. Phthalate esters in dust from households with schoolchildren in Changsha, China: distribution and exposure assessment, Proceedings of the 11th International Symposium on Heating, Ventilation and Air Conditioning. 2020; 37-45.
 72. Zhu Z, Jia J, Zhang K, et al. Phthalate esters in indoor dust from several regions, China and their implications for human exposure. *Sci Total Environ* 2019; 652: 1187-94.
 73. Huang CN, Chiou TH, Cho HB, et al. Children's exposure to phthalates in dust and soil in Southern Taiwan: A study following the phthalate incident in 2011. *Sci Total Environ* 2019; 696: 133685.
 74. Wang H, Zhou Y, Tang C, et al. Urinary phthalate metabolites are associated with body mass index and waist circumference in Chinese school children. *PLoS ONE* 2013; 8: 56800-09.
 75. Lan Q, Cui KY, Zeng F, et al. Characteristics and assessment of phthalate esters in urban dusts in Guangzhou City, China. *Environ Monit Assess* 2012; 184: 4921-9. Monitoring and health risk assessment of phthalate esters in indoor dust- A case study on pre-elementary and elementary schools of city of Tehran, Iran

Concentration and health risk assessment of phthalate esters in indoor dust- A case study on pre-elementary and elementary schools of city of Tehran, Iran

Somayeh Abdi¹, Soheil Sobhanardakani^{2*}, Bahareh Lorestani³, Mehrdad Cheraghi³, Homayon Ahmad Panahi⁴

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 Analytical Chemistry, Professor in Analytical Chemistry, Department of Chemistry, College of Basic Sciences, Central Tehran Branch, Islamic Azad University, Tehran, Iran.

*Email: s_sobhan@iauh.ac.ir

Received: 3 February 2021; Accepted: 17 May 2021

ABSTRACT

Background & Objective: Individuals spend a lot of time indoors; thus they are generally exposed to phthalates used in consumer products. Therefore, those exposed to phthalates as indoor contaminants are at high risks. Therefore, the present study was performed to evaluate the carcinogenic and non-carcinogenic hazard of phthalate esters (PAEs) in the indoor dust collected from 9 pre-elementary and elementary schools of central and southern parts of city of Tehran in 2019.

Materials & Methods: A total of 27 indoor dust specimens were collected using a vacuum cleaner. After transferring dust samples to the laboratory, 100 mg of each sample was centrifuged and mixed with 20 ml acetone, and kept through a night and ultrasonicated within 30 min. Finally, analyte contents were determined using gas chromatography-mass spectrometry (GC-MS).

Results: Based on the results obtained, mean concentrations (mg/kg) of dimethyl phthalate (DMP), diethyl phthalate (DEP), di(nbutyl) phthalate (DnBP), butyl benzyl phthalate (BBP), di(2-ethylhexyl) phthalate (DEHP) and dioctyl phthalate (DnOP) were found to be 1.14, 0.11, 6.15, 0.71, 421 and 9.31 respectively. Moreover, the overall PAEs average daily exposure doses (ADD) via dust ingestion, dermal contact and inhalation were 2.16E-03, 2.35E-06 and 2.15E-07 mg/kg, respectively, and the lifetime average daily exposure doses (LADD) were 2.52E-04, 5.01E-07 and 3.40E-08 mg/kg, respectively.

Conclusion: In general, non-carcinogenic and carcinogenic risks of DnBP, DEHP and DnOP congeners were considerable for children and adults and ingestion of dust particles was found to be the main pathway of exposure to PAEs for carcinogenic and non-carcinogenic risks. Although, based on the results except for DEHP the carcinogenic risks of the studied samples were below the U.S. Environmental Protection Agency threshold of 1.00E-06, due to the disadvantages of phthalates in human safety, these kinds of investigations are helpful in understanding the main ways of exposure to PAEs and providing a science-based framework for the future attempts for mitigating the PAEs indoor emissions.

Keywords: Indoor dust, Phthalate esters, Health risk assessment, Pre-elementary school, Tehran