

Pollution Indices and Health Risks Associated with Toxic Trace Elements in Road Dust in Southern Tehran

Gharaati Kosar, Shekoohiyan Sakine, Heidari Mohsen*

Department of Environmental Health Engineering, Faculty of Medical Sciences, Tarbiat Modares University, Tehran, Iran

*Corresponding author. Tel: +989132615255, Fax: +982182884580, E-mail: Moheidari@modares.ac.ir

Received: Jul 08, 2023 Accepted: Feb 20, 2024

Background & objectives: Road dust pollution containing trace elements like antimony (Sb), lanthanum (La), lithium (Li), molybdenum (Mo), and vanadium (V) has been relatively overlooked. Despite their toxicity and established reference doses, there has been limited research on these elements. This study aims to assess the levels of these elements in the road dust of southern Tehran, an area with high pollution potential, and evaluate the associated health risks.

Methods: In this cross-sectional descriptive study, road dust samples were collected from the surfaces of roads in southern Tehran during a dry period. The samples were digested with acid, and the concentrations of Sb, La, Li, Mo, and V were determined using ICP-OES. Enrichment factor (EF), pollution index (PI), and Nemerow Integrated Pollution Index (NIPI) were calculated based on the concentration data. Non-carcinogenic risk was assessed through Monte Carlo simulation.

Results: The average concentrations of Sb, La, Li, Mo, and V were 2.01, 14.68, 9.05, 7.33, and 58.28 $\mu\text{g/g}$, respectively. The highest and lowest EF values were recorded for Sb and Li, respectively. NIPI values ranged from 2.16 to 44.58. The non-carcinogenic risk values of Sb, Li, Mo, and V for both adult and child age groups, and La for adults, were below 1, except for the risk of La in children, which was deemed unacceptable.

Conclusion: The findings of this study highlight significant levels of toxic trace elements in road dust in southern Tehran, indicating high pollution levels. Moreover, the current levels of La may present an unacceptable non-carcinogenic risk to children. Hence, greater attention towards this type of pollution is imperative, necessitating identification and control of its sources.

Keywords: Road Dust; Toxic Trace Elements; Health Risk; South of Tehran

شاخص‌های آلودگی و ریسک‌های بهداشتی منتسب به برخی عناصر جزئی سمی در گرد و غبار جاده‌ای در جنوب تهران

کوثر قرائتی، سکینه شکوهیان، محسن حیدری*

گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشکده علوم پزشکی، دانشگاه تربیت مدرس، تهران، ایران
* نویسنده مسئول. تلفن: ۰۲۱۸۲۸۸۴۸۰۲ فکس: ۰۲۱۸۲۸۸۴۵۸۰ ایمیل: moheidari@modares.ac.ir

چکیده

زمینه و هدف: تاکنون آلودگی گردوغبار جاده‌ای به برخی فلزات جزئی مانند آنتیموان (Sb)، لانتانیم (La)، لیتیوم (Li)، مولیبدن (Mo) و وانادیوم (V) کمتر مورد توجه قرار گرفته است. در حالی که این عناصر سمی هستند و دوزهای مرجع برای آنها وضع شده است. بنابراین، اهداف این مطالعه تعیین سطوح این عناصر در گرد و غبار جاده‌ای جنوب تهران (منطقه‌ای با پتانسیل بالای آلودگی) و ارزیابی ریسک‌های بهداشتی مربوطه بودند.

روش کار: در این مطالعه توصیفی-مقطعی، نمونه‌های گرد و غبار جاده‌ای از سطح جاده‌های جنوب تهران در یک دوره خشک جمع‌آوری شد. نمونه‌های جمع‌آوری شده هضم اسیدی شدند و سپس غلظت آنتیموان، لانتانیم، لیتیوم، مولیبدن و وانادیوم با استفاده از ICP-OES اندازه‌گیری شد. فاکتور غنی‌شدگی (EF)، شاخص آلودگی (PI) و شاخص آلودگی یکپارچه نمر (NIPI) بر اساس داده‌های غلظت محاسبه شد. ریسک غیرسرطان‌زایی از طریق شبیه‌سازی مونت کارلو ارزیابی شد.

یافته‌ها: میانگین غلظت آنتیموان، لانتانیم، لیتیوم، مولیبدن و وانادیوم به ترتیب برابر ۲/۰۱، ۱۴/۶۸، ۹/۰۵، ۷/۳۳ و ۵۸/۲۸ میکروگرم بر گرم بود. بالاترین و پایین‌ترین EF به ترتیب برای آنتیموان و لیتیوم برآورد شد. مقادیر NIPI در محدوده ۲/۱۶ تا ۴۴/۵۸ بودند. مقادیر ریسک غیرسرطان‌زایی آنتیموان، لیتیوم، مولیبدن و وانادیوم برای هر دو گروه سنی و لانتانیم برای بزرگسالان کمتر از ۱ بودند، اما ریسک لانتانیم برای کودکان غیرقابل قبول بود.

نتیجه‌گیری: نتایج این مطالعه نشان داد که گردوغبار جاده‌ای جنوب تهران دارای سطوح قابل توجهی از برخی عناصر جزئی سمی هستند و میزان آلودگی آنها بالا است. از طرفی، سطوح فعلی عنصر لانتانیم ممکن است برای کودکان ریسک غیرسرطان‌زایی غیرقابل قبول ایجاد کند. لذا لازم است این نوع آلودگی بیشتر مورد توجه قرار گیرد و اقداماتی جهت شناسایی و کنترل منابع آنها انجام گیرد.

واژگان کلیدی: گرد و غبار جاده‌ای، عناصر جزئی سمی، ریسک بهداشتی، جنوب تهران

دریافت: ۱۴۰۲/۴/۱۷ پذیرش: ۱۴۰۲/۱۲/۱

مقدمه

آلودگی محیط زیست یک موضوع نگران‌کننده در سراسر جهان است، بطوریکه بیماری‌های منتسب به این نوع آلودگی سالانه باعث بیش از ۹ میلیون مرگ مازاد در سراسر جهان می‌شود (۱). در بین

آلاینده‌های محیطی، نگرانی زیادی در مورد عناصر سمی وجود دارد، چون این عناصر معمولاً غیرقابل تجزیه زیستی هستند و در نتیجه برای مدت طولانی در محیط باقی می‌مانند (۲،۳). برخی از عناصر که کمتر مورد توجه هستند، اما اثرات سمی آنها ثابت

شده و برای آنها فاکتورهای سمیت در نظر گرفته شده‌اند عبارتند از غلظت آنتیموان، لانتانیم، لیتیوم، مولیبدن و وانادیوم (۴). برخی از این عناصر دارای منبع مشخصی هستند. آنتیموان در وسایل الکتریکی، در ساخت مهمات، رنگدانه‌های ضد شعله و شیشه و مواد دارویی کاربرد دارد و در اثر احتراق سوخت‌های فسیلی به محیط منتشر می‌شود. وانادیوم نیز در فرآیندهای متالورژی و تولید کاتالیزورها کاربرد دارد و در صورت ورود به محیط می‌تواند اثرات منفی بر سلامت انسان داشته باشد. مولیبدن نیز در فولاد، چدن، فلزات غیر آهنی، کاتالیزورها، رنگ‌ها، روان کننده‌ها و اطفاء کننده‌های حریق کاربرد دارند (۵). به طور کلی غلظت، در دسترس بودن و تحرک عناصر جزیی در نقاط زیادی از جهان، به ویژه در کشورهای در حال توسعه، تا حد زیادی ناشناخته است و به همین دلیل اثرات آنها بر اکوسیستم‌ها به سختی قابل تشخیص است (۶).

یکی از مهمترین ماتریکس‌های میزبان آلاینده‌های محیطی گرد و غبار ترسیب یافته بر روی سطوح مختلف سطح شهرها بخصوص گرد و غبار جاده‌ای است. گرد و غبار جاده‌ای ترکیبی از ذرات جامد است از منابع مختلف نشات می‌گیرد و بر روی سطح جاده‌ها ترسیب می‌یابد (۱). این ذرات بستر مهمی برای جذب عناصر منتشره در محیط می‌باشند. لذا به دلیل عدم قابلیت تجزیه عناصر و پایداری آنها و انتشار مداوم ممکن است خود به عنوان منبع انتشار مجدد این آلاینده‌ها عمل کند (۷، ۸). در واقع گرد و غبار جاده‌ای یک منبع مهم غیر نقطه‌ای آلاینده‌ها و یکی از مسیرهای مهم مواجهه انسانی با آلاینده‌های مختلف بخصوص عناصر است و اثرات منفی جدی بر سلامت انسان به دو دلیل عمده دارد: (الف) گرد و غبار جاده می‌تواند به هوا، آب، خاک منتقل شود. بنابراین کل اکوسیستم می‌تواند تحت تأثیر آلودگی و تجمع آلاینده‌ها قرار گیرد و (ب) این ماده ممکن است حاوی مواد شیمیایی سمی مانند عناصر جزئی،

آفت‌کش‌ها و غیره باشد و ممکن است از طریق بلعیدن، تماس پوستی یا استنشاق وارد بدن انسان شود (۹). در مقایسه با خاک، گرد و غبار جاده‌ای به دلیل اندازه کوچک ذرات و ورود مجدد به هوا در اثر وزش باد یا حرکت اتومبیل‌ها با احتمال بیشتری از طریق بلع، استنشاق و تماس پوستی به بدن وارد می‌شود. این ماتریکس همچنین ممکن است توسط روان آب سطحی خیابان‌ها در فصول بارندگی وارد بسترهای آبی شود و منجر به آلودگی رسوبات شده و در نهایت وارد به زنجیره‌های غذایی شود. بنابراین، آلودگی گردوغبار جاده‌ای به عناصر جزئی و سمی از هر دو نقطه نظر سلامت انسان و اکولوژی از اهمیت زیادی برخوردار است (۱۰، ۱۱، ۱۲).

در سال‌های اخیر، در کلان‌شهر تهران به دلیل جمعیت زیاد، وجود صنایع متعدد در اطراف آن، ترافیک بالا و همچنین شرایط جغرافیایی و توپوگرافی، شرایط برای تجمع آلاینده‌ها از جمله عناصر جزئی و سمی در بخش‌های مختلف محیط زیست شهری ایجاد شده است. علاوه بر این، در جنوب تهران (محدوده شهر ری و پالایشگاه تهران) به دلیل فعالیت‌های کشاورزی، وجود صنایعی مانند پالایشگاه و ترافیک بالای جاده‌ای بخصوص ترافیک اتومبیل‌های دیزلی خارج شهری، ممکن است آلودگی محیط بیشتر باشد. یکی از ماتریس‌های مهم زیست محیطی در این منطقه می‌تواند گرد و غبار ترسیبی بر روی سطوح جاده‌ها باشد، چون این گرد و غبار در معرض منابع مختلف آلودگیست و از طرفی به دلیل ماهیت ذره‌ای، به راحتی توسط وزش باد و حرکت اتومبیل‌ها مجدد معلق می‌گردد و ساکنین محلی با آن مواجه می‌شوند. تاکنون آلودگی گرد و غبار جاده‌ای در ایران به فلزات خطرناکی مانند سرب، کادمیوم و نیکل بطور مکرر مورد بررسی قرار گرفته است (۱۱، ۱۲)، اما ریسک بهداشتی برخی عناصر جزئی و سمی مانند مولیبدن، آنتیموان، وانادیوم، لیتیوم و لانتانیم کمتر مورد توجه قرار گرفته است، درحالیکه این عناصر بر روی سلامت

پاکت‌های پلاستیکی زیپ دار دارای شماره قرار داده شدند. پس از اتمام فرایند نمونه برداری، نمونه‌ها در آزمایشگاه به کمک الک با مش ۱۰۰ غربال شدند تا زائدات و سنگریزه‌های از آنها جداسازی شوند و نمونه‌های الک شده هضم اسیدی و آنالیز شدند. برای هضم نمونه‌های گرد و غبار، به حدود ۱ گرم از نمونه گرد و غبار محلول هضم اسیدی حاوی اسید فلئوریدریک، اسید نیتریک و اسید هیپوکلریک اضافه شد و سپس سوسپانسون هضم شده فیلتر شد. محلول فیلتر شده خشک شد و سپس باقیمانده در محلول حاوی اسید کلریدریک و اسید نیتریک مجدد حل شد و حجم آن با استفاده از آب مقطر به ۲۵ میلی لیتر رسانده شد. غلظت عناصر مورد مطالعه شامل آنتیموان، لانتانیم، لیتیوم، مولیبدن و وانادیوم به ترتیب با حدود تشخیص ۰/۵، ۰/۵، ۰/۱ و ۱ میکروگرم بر گرم در محلول نهایی توسط دستگاه ICP-OES (Optima 5300) سنجیده شد. نمونه‌های کنترلی نیز بر اساس روش مذکور تهیه و مورد آنالیز قرار گرفت.

ارزیابی سطح آلودگی گرد و غبار جاده‌ای

سطح آلودگی نمونه‌های گرد و غبار جاده‌ای به هر یک از عناصر مورد مطالعه با استفاده از شاخص آلودگی (PI) و سطح آلودگی به تمام عناصر مورد مطالعه با استفاده از شاخص جامع آلودگی نمره (NIPI) ارزیابی شد. PI براساس نسبت بین غلظت آلاینده در نمونه اصلی و مقدار زمینه آن به صورت زیر محاسبه شد:

$$PI = \frac{C_n}{B_n} \quad (1)$$

در این معادله C_n و B_n به ترتیب غلظت عنصر مورد مطالعه در نمونه و غلظت زمینه آن هستند. مقادیر PI کمتر از ۱، ۱ تا ۲، ۲ تا ۳، ۳ تا ۵ و بیش از ۵ به ترتیب بیانگر شرایط بدون آلودگی، آلودگی کم، آلودگی متوسط، آلودگی بالا و آلودگی بسیار بالا هستند.

انسان اثر سوء دارند و USEPA برای آنها دوز مرجع تعیین کرده است (۴). لذا هدف این مطالعه بررسی میزان آلودگی گرد و غبار جاده‌ای جنوب تهران به عناصر جزئی سمی آنتیموان، لانتانیم، لیتیوم، مولیبدن و وانادیوم و ارزیابی ریسک بهداشتی به روش احتمالی براساس شبیه سازی مونت کارلو بود.

روش کار

منطقه مورد مطالعه

این مطالعه بر روی جاده‌های جنوب شهر تهران متمرکز بود و نمونه‌های گرد و غبار از این جاده‌ها جمع آوری گردید. شهر تهران از لحاظ جغرافیایی در ۵۱ درجه و ۴ دقیقه تا ۵۱ درجه و ۳۳ دقیقه طول شرقی و ۳۵ دقیقه طول شمالی واقع شده است. ارتفاع شهر تهران از سطح دریا در محدوده ۱۱۰۰ تا ۱۷۰۰ متر است. اراضی شهر تهران شامل اراضی مسکونی (۲۸/۸٪)، تجاری (۳۵/۸٪)، صنعتی (۱۱/۶٪)، اراضی سبز (۱۷/۱٪) و زمین‌های بایر (۶/۷٪) است. علاوه بر این، بیش از ۳ میلیون خودرو در جاده‌های شهر تهران تردد می‌کنند و ۲۰ درصد از کل انرژی کشور در تهران مصرف می‌شود (۱۴-۱۲). در جنوب تهران، جاده‌ها دارای ترافیک سنگین اتومبیل‌های بنزینی و دیزلی هستند و بخش عمده‌ای از این جاده‌ها در نزدیکی مناطق مسکونی، صنایع و زمین‌های کشاورزی قرار گرفته‌اند و ممکن است از این مناطق انواع آلاینده‌ها به جاده‌ها منتقل و ممکن است بخشی از این آلودگی همراه با آلودگی منتشره از وسایل نقلیه به گردوغبار سطح جاده‌ها منتقل شود.

روش نمونه برداری و آنالیز

در این مطالعه نمونه برداری از ۴۰ نقطه صورت گرفت. در هر محل نمونه برداری نمونه‌ها به صورت مرکب (مخلوط حداقل ۳ نمونه با هم از یک محل در یک محدوده ۵۰ متری) با استفاده از برس پلاستیکی از سطح و گوشه‌های آسفالت خیابان‌ها جمع آوری گردید. نمونه‌های با وزن تقریبی ۱۰۰ گرم در

ترسیب یافته بر روی سطوح ۳ مسیر مواجهه بلعیدن ذرات گردوغبار، استنشاق ذرات و تماس پوستی با ذرات مورد نظر قرار می‌گیرد. به منظور ارزیابی ریسک غیرسرطانزایی متناسب به فلزات سنگین در گرد و غبار جاده‌ای سهم خطر (HQ) و شاخص خطر (HI) مربوط به هر فلز سمی محاسبه شدند. مقادیر HQ هر فلز برای مواجهه از طریق بلعیدن گرد و غبار، استنشاق گرد و غبار و تماس پوستی با گرد و غبار به ترتیب با معادلات ۴ تا ۶ محاسبه شدند.

$$HQ_{Ing} = \frac{C \times EF \times RBA \times IngR \times ED}{AT \times BW \times RfD_0 \times 10^6} \quad (4)$$

$$HQ_{Inh} = \frac{C \times EF \times ED}{AT \times PEF \times RfC} \quad (5)$$

$$HQ_{Derm} = \frac{C \times SA \times AF \times ABF \times EF \times ED}{AT \times BW \times RfD_0 \times GIABS \times 10^6} \quad (6)$$

در این معادلات، HQ_{ing} ، HQ_{inh} و HQ_{derm} به ترتیب سهم خطر غیرسرطانزایی از مسیرهای بلعیدن، استنشاق و تماس پوستی هستند. C غلظت فلزات در گردوغبار (mg/kg)، EF فرکانس مواجهه (ET ، $days/year$)، ED مدت زمان مواجهه ($year$)، AT مدت زمان مواجهه در روز (hr/day)، $IngR$ متوسط گیری ($ED \times 365$)، BW وزن افراد دارای مواجهه (kg)، PEF فاکتور انتشار ذرات (بدون بعد)، SA متوسط سطح پوست بدن انسان (cm^2/day) و AF فاکتور چسبندگی پوستی (mg/cm^2) هستند. RfD_0 دوز مرجع از مسیر بلعیدن ($mg/kg.day$)، RfC غلظت مرجع از مسیر بلعیدن ($mg/kg.day$)، $GIABS$ نسبت میزان جذب در دستگاه گوارش (بدون بعد) می‌باشند (۱، ۱۶). در جدول ۱ پارامترهای مورد استفاده برای ارزیابی ریسک ارائه شده‌اند.

مقدار شاخص خطر (HI) متناسب به هر ۳ مسیر مواجهه برای هر عنصر از طریق مواجهه با ذرات گرد و غبار با استفاده از معادله ۷ بدست آمد (۱۶).

$$HI = HQ_{Ing} + HQ_{Inh} + HQ_{Derm} \quad (7)$$

همانطور که ذکر شد برای هر عنصر مقدار PI قابل برآورد است. برای بدست آوردن شاخص آلودگی تجمعی کل عناصر مورد مطالعه، NIPI با استفاده از معادله ۲ برآورد شد. لازم به ذکر است که رویکرد نمره خطای ناشی از تعداد کم عناصر مورد مطالعه را به حداقل می‌رساند.

$$NIPI = \sqrt{\frac{(PI_{avg})^2 + (PI_{Max})^2}{2}} \quad (2)$$

در اینجا PI_{avg} مقدار متوسط PI برای عناصر مورد مطالعه در هر نمونه و PI_{Max} بالاترین PI در بین عناصر مورد مطالعه در هر نمونه هستند. برای مقادیر NIPI به ترتیب کمتر از ۰/۷، ۰/۷ تا ۱، ۱ تا ۲، ۲ تا ۳ و بیش از ۳ شرایط آلودگی بصورت غیرآلوده، آلودگی بسیار کم، آلودگی کم، آلودگی متوسط و آلودگی بالا قابل توصیف است (۱۵).

از فاکتور غنی‌شدگی (EF) نیز به منظور تعیین سطح آلودگی و همچنین تعیین میزان تاثیر منابع انسان ساخت بر روی سطح آلودگی استفاده می‌شود و با استفاده از معادله ۳ قابل تعیین است.

$$EF = \frac{(C_n/C_{ref})_{sample}}{(B_n/B_{ref})_{background}} \quad (3)$$

در این معادله C_n و B_n به ترتیب غلظت عنصر مورد مطالعه در نمونه و غلظت زمینه آن هستند. همچنین، C_{ref} و B_{ref} به ترتیب به ترتیب غلظت عنصر مرجع در نمونه و غلظت زمینه آن هستند. برای مقادیر EF کمتر از ۲، ۲ تا ۵، ۵ تا ۲۰، ۲۰ تا ۴۰ و بیش از ۴۰ سطوح غنی‌شدگی به ترتیب بصورت غنی‌شدگی ناچیز، متوسط، قابل ملاحظه، زیاد و بسیار زیاد قابل توصیف است (۱).

ارزیابی ریسک بهداشتی

با توجه به اینکه USEPA صرفاً شاخص‌های سمیت غیرسرطانزایی را برای عناصر آنتیموان، لیتیوم، لانتانیم، مولیبدن و وانادیوم پیشنهاد داده است، لذا در این مطالعه ریسک‌های غیرسرطانزایی این عناصر ارزیابی شدند. معمولاً برای آلودگی ذرات گردوغبار

مطابق USEPA، حد آستانه برای HI و HQ برابر ۱ می‌باشد (ع).
است و مقادیر بیشتر از آن غیرقابل قبول

جدول ۱. مقادیر و توزیع پارامترهای مورد استفاده در ارزیابی ریسک غیرسرطانزایی (۱، ۴، ۱۷، ۱۸)

پارامتر	واحد	مقدار
IngR	mg/day	کودکان ۲۰۰ بزرگسالان ۱۰۰
ED	Year	۶
EF	day/year	توزیع مثلثی (۳۶۵، ۳۴۵، ۱۸۰)
BW	Kg	توزیع مثلثی (۲۶/۱، ۱۵، ۶/۵) لگ- نرمال (۴/۴ ± ۶۸)
AT	Day	ED×۳۶۵
SA	cm ²	۲۸۰۰
PEF	m ³ /kg	۱/۳×۱۰ ^۹
AF	cm ² /day	۰/۰۲
ABF	-	۰/۰۰۱
RfD	mg/kg.day	آنتیموان: ۴×۱۰ ^{-۴} ، لانتانیم: ۵×۱۰ ^{-۵} ، لیتیوم: ۲×۱۰ ^{-۳} ، مولیبدن: ۵×۱۰ ^{-۳} ، وانادیوم: ۵×۱۰ ^{-۳}
RfC	mg/m ³	آنتیموان: ۳×۱۰ ^{-۴} ، مولیبدن: ۲×۱۰ ^{-۳} ، وانادیوم: ۱×۱۰ ^{-۴}
GIABS	-	لانتانیم/لیتیوم/مولیبدن: ۱، آنتیموان: ۰/۱۵، وانادیوم: ۰/۰۲۶

Provisional RfD *

است. بر اساس نتایج ارائه شده در این جدول، میانگین غلظت آنتیموان، لانتانیم، لیتیوم، مولیبدن و وانادیوم به ترتیب برابر ۰/۱، ۱۴/۶۸، ۹/۰۵، ۷/۳۳ و ۵۸/۲۸ میکروگرم بر گرم بود. مقدار ضریب تغییرات برای عنصر آنتیموان بیشتر از سایر عناصر مورد مطالعه بود (۱۵۳/۳۰٪). این در حالی است که کمترین ضریب تغییرات برای لانتانیم مشاهده شد (۱۲/۳۸٪). ضریب تغییرات برای عناصر مورد مطالعه در گرد و غبار جاده‌ای دارای ترتیب آنتیموان < مولیبدن < لیتیوم < وانادیوم < لانتانیم بود.

در این مطالعه، ارزیابی ریسک به روش احتمالی از طریق شبیه سازی مونت کارلو در نرم افزار Crystal Ball (Oracle, Inc., USA) با تعداد ۱۰۰ هزار بار تکرار انجام گرفت. نتایج حاصل از این شبیه سازی به صورت صدک پنجم، میانه، میانگین و صدک نود و پنجم و همچنین توزیع مقادیر شبیه سازی شده ارائه می‌شود.

یافته‌ها

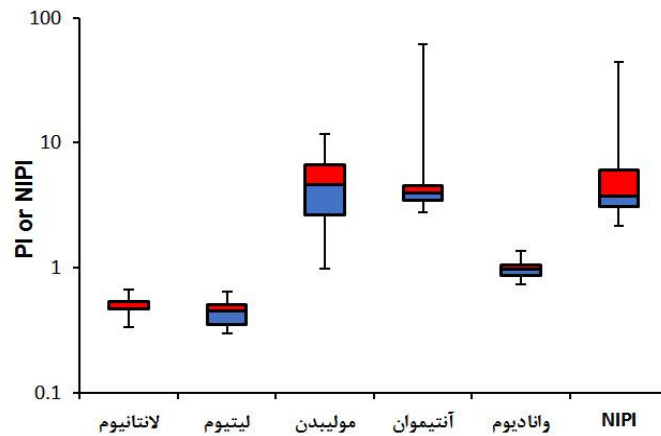
نتایج آمار توصیفی سطح غلظت عناصر جزئی در گرد و غبار جاده‌ای جنوب تهران در جدول ۲ ارائه شده

جدول ۲. غلظت عناصر جزئی مورد مطالعه در گرد و غبار جاده‌ای جنوب تهران

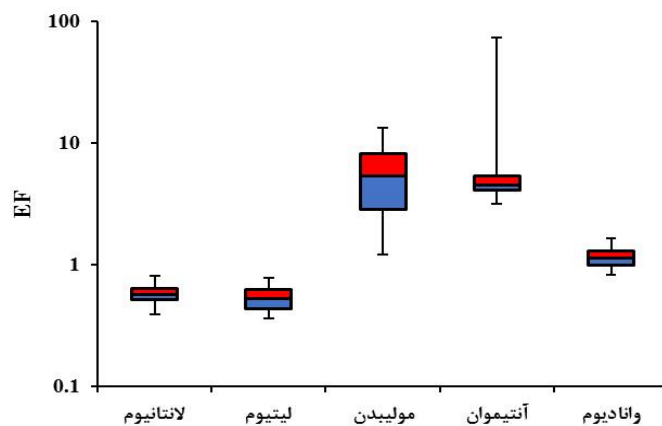
پارامتر (واحد)	آنتیموان	لانتانیم	لیتیوم	مولیبدن	وانادیوم
حداقل (μg/g)	۰/۵۶	۱۰	۶	۱/۴۷	۴۴
حداکثر (μg/g)	۱۲/۳	۲۰	۱۳	۱۷/۵	۸۲
میانه (μg/g)	۰/۷۹	۱۴	۹	۷	۵۹
میانگین (μg/g)	۲/۰۱	۱۴/۶۸	۹/۰۵	۷/۳۳	۵۸/۲۸
انحراف معیار (μg/g)	۳/۰۹	۱/۸۲	۱/۸۹	۴/۲۸	۸/۵۴
ضریب تغییرات (درصد)	۱۵۳/۳۰	۱۲/۳۸	۲۰/۹۳	۵۸/۳۶	۱۴/۶۵
زمینه ^۱ (μg/g)	۴۲	۴/۷	۰/۶	۶/۹۰	۱۴

مطالعه در هر نمونه محاسبه گردید. مطابق نمودار ۱، مقدار NIPI در محدوده ۲/۱۶ تا ۴۴/۵۸ متغیر بود. براساس معادله ۳، فاکتور غنی شدگی (EF) مربوط به هر عنصر برای هر نمونه محاسبه گردید. مطابق نمودار ۲، میانگین فاکتور غنی شدگی برای عناصر جزئی مورد مطالعه در نمونه‌های گرد و غبار جاده‌ای دارای ترتیب آنتیموان ($12/09$) < مولیبدن ($5/83$) < وانادیوم ($1/14$) < لانتانیوم ($0/58$) < لیتیوم ($0/53$) بود.

در این مطالعه، با توجه به غلظت عناصر جزئی، شاخص‌های آلودگی از جمله PI و NIPI محاسبه شدند. شاخص آلودگی (PI) هر عنصر با توجه به مقادیر زمینه با استفاده از معادله ۱ محاسبه گردید و در بین عناصر مختلف متفاوت بود. نتایج حاصل از این محاسبات در نمودار ۱ ارائه شده است. همان طور که مشاهده می‌شود، بیشترین و کمترین میانگین PI به ترتیب برای آنتیموان ($10/08$) و لیتیوم ($0/45$) مشاهده شد. علاوه بر این، NIPI با استفاده از معادله ۲ براساس مقادیر PI میانگین و حداکثر عناصر مورد



نمودار ۱. توزیع PI و NIPI مربوط به عناصر مورد مطالعه در گرد و غبار جاده‌ای جنوب تهران



نمودار ۲. توزیع EF مربوط به عناصر مورد مطالعه در گرد و غبار جاده‌ای جنوب تهران

$2/19 \times 10^{-6}$ (مسیر استنشاق برای مولیبدن) تا $3/23$ (مسیر بلعیدن برای لانتانیوم) برای کودکان و در رنج $2/19 \times 10^{-6}$ (مسیر استنشاق برای مولیبدن) تا $3/50 \times 10^{-1}$ (مسیر بلعیدن برای لانتانیوم) برای

مقادیر HQ برای گروه‌های سنی کودکان و بزرگسالان به ترتیب در جداول ۳ و ۴ ارائه شده است. همانطور که در این جداول مشخص است، میانگین مقادیر HQ ناشی از عناصر مورد مطالعه در رنج

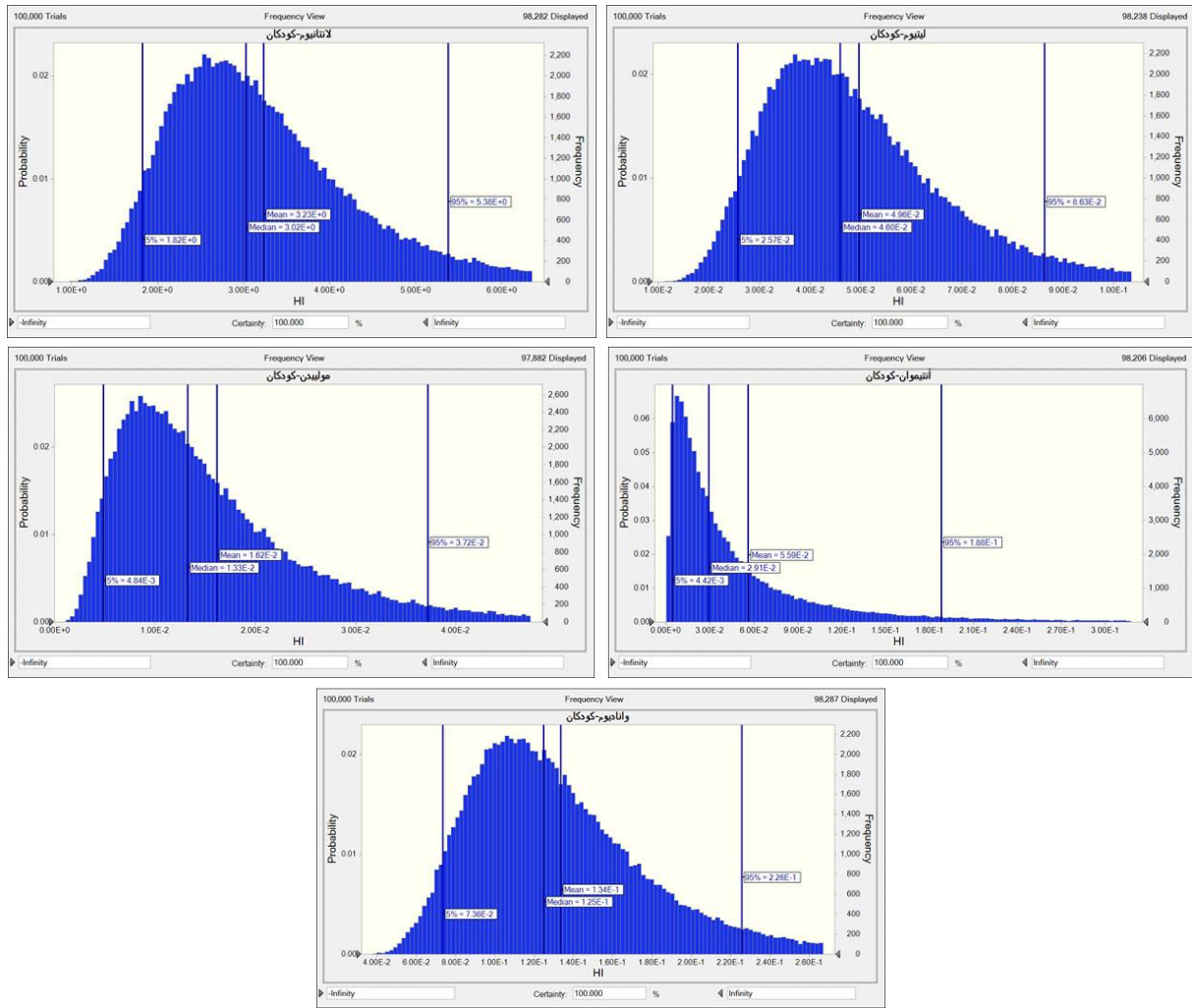
بزرگسالان بود. در نمودارهای ۳ و ۴ توزیع مقادیر HI در کودکان و بزرگسالان همراه با مقادیر صدک پنجم، میانه، میانگین و صدک نود و پنجم HI برای این عنصر برای کودکان به ترتیب برابر 1.0×10^{-1} ، $3/23$ و $5/38$ و برای بزرگسالان به ترتیب برابر 1.0×10^{-1} ، $2/42$ و $3/52$ و $4/69 \times 10^{-1}$ بود. مقادیر HI برای دیگر عناصر کمتر از ۱ بود.

جدول ۳. نتایج ریسک غیرسرطانزایی عناصر در نمونه‌های گرد و غبار جاده‌ای در منطقه مورد مطالعه برای گروه سنی کودکان

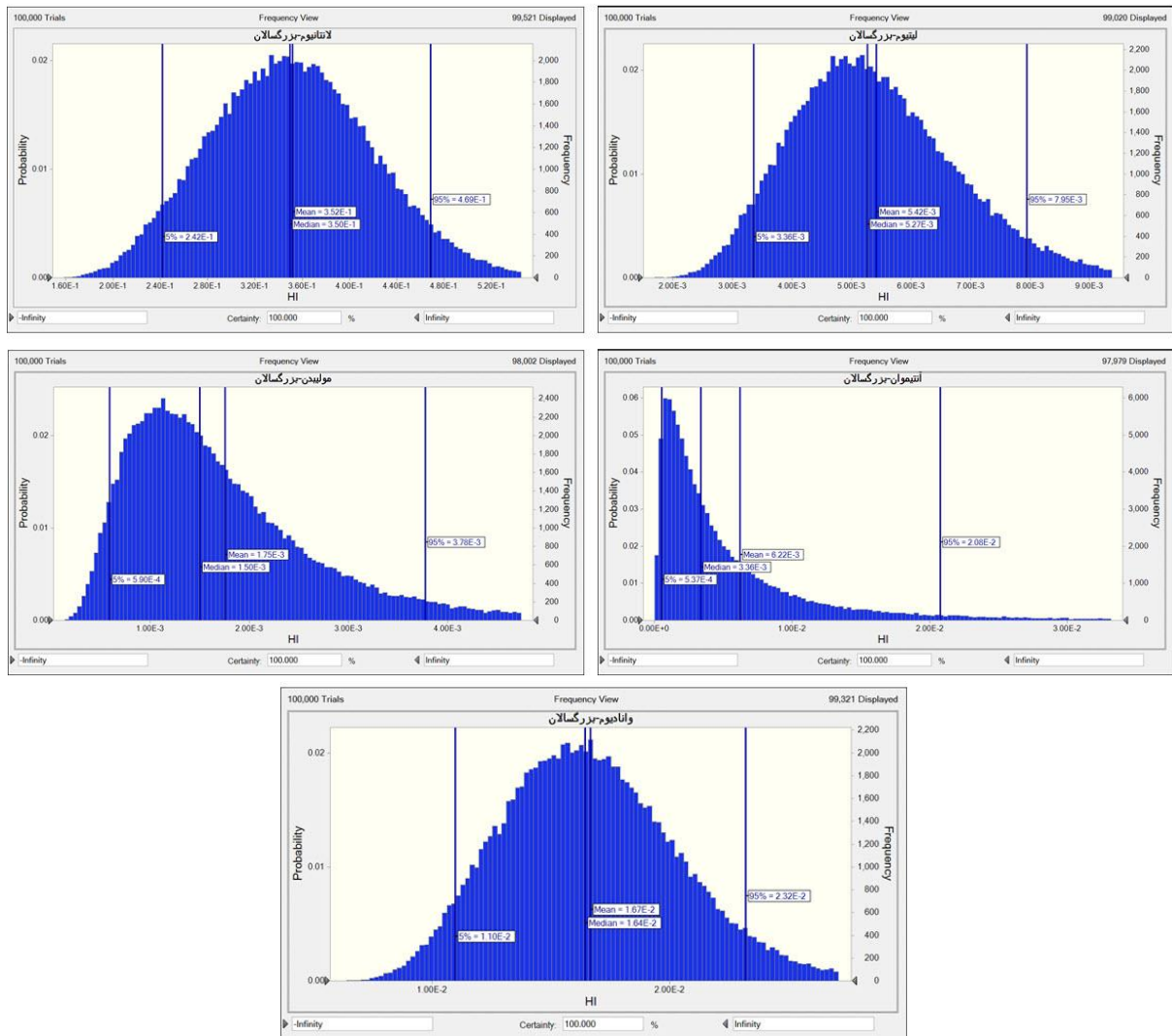
عناصر	صدک پنجم	میانه	میانگین	صدک نود و پنجم
HQ مسیر بلعیدن				
لانتانیم	$1/82$	$3/03$	$3/23$	$5/38$
لیتیوم	$2/55 \times 10^{-1}$	$4/60 \times 10^{-1}$	$4/95 \times 10^{-1}$	$8/60 \times 10^{-1}$
مولیبدن	$4/80 \times 10^{-1}$	$1/33 \times 10^{-1}$	$1/62 \times 10^{-1}$	$3/69 \times 10^{-1}$
آنتیموان	$4/41 \times 10^{-1}$	$2/91 \times 10^{-1}$	$5/56 \times 10^{-1}$	$1/87 \times 10^{-1}$
وانادیوم	$7/06 \times 10^{-1}$	$1/20 \times 10^{-1}$	$1/28 \times 10^{-1}$	$2/16 \times 10^{-1}$
HQ مسیر استنشاق				
مولیبدن	$7/45 \times 10^{-1}$	$1/87 \times 10^{-1}$	$2/19 \times 10^{-1}$	$4/70 \times 10^{-1}$
آنتیموان	$3/53 \times 10^{-1}$	$2/16 \times 10^{-1}$	$3/98 \times 10^{-1}$	$1/33 \times 10^{-1}$
وانادیوم	$2/36 \times 10^{-1}$	$3/46 \times 10^{-1}$	$3/48 \times 10^{-1}$	$4/70 \times 10^{-1}$
HQ مسیر تماس پوستی				
لانتانیم	$8/92 \times 10^{-1}$	$3/22 \times 10^{-1}$	$3/63 \times 10^{-1}$	$7/73 \times 10^{-1}$
لیتیوم	$1/33 \times 10^{-1}$	$4/90 \times 10^{-1}$	$5/60 \times 10^{-1}$	$1/23 \times 10^{-1}$
مولیبدن	$3/00 \times 10^{-1}$	$1/36 \times 10^{-1}$	$1/81 \times 10^{-1}$	$4/82 \times 10^{-1}$
آنتیموان	$2/26 \times 10^{-1}$	$1/91 \times 10^{-1}$	$4/17 \times 10^{-1}$	$1/49 \times 10^{-1}$
وانادیوم	$1/37 \times 10^{-1}$	$4/90 \times 10^{-1}$	$5/53 \times 10^{-1}$	$1/18 \times 10^{-1}$

جدول ۴. نتایج ریسک غیرسرطانزایی عناصر در نمونه‌های گرد و غبار جاده‌ای در منطقه مورد مطالعه برای گروه سنی بزرگسالان

عناصر	صدک پنجم	میانه	میانگین	صدک نود و پنجم
HQ مسیر بلعیدن				
لانتانیم	$2/40 \times 10^{-1}$	$3/47 \times 10^{-1}$	$3/50 \times 10^{-1}$	$4/66 \times 10^{-1}$
لیتیوم	$3/35 \times 10^{-1}$	$5/27 \times 10^{-1}$	$5/40 \times 10^{-1}$	$7/91 \times 10^{-1}$
مولیبدن	$5/90 \times 10^{-1}$	$1/50 \times 10^{-1}$	$1/75 \times 10^{-1}$	$3/76 \times 10^{-1}$
آنتیموان	$5/16 \times 10^{-1}$	$3/25 \times 10^{-1}$	$6/01 \times 10^{-1}$	$2/03 \times 10^{-1}$
وانادیوم	$9/32 \times 10^{-1}$	$1/37 \times 10^{-1}$	$1/39 \times 10^{-1}$	$1/90 \times 10^{-1}$
HQ مسیر استنشاق				
مولیبدن	$7/41 \times 10^{-1}$	$1/88 \times 10^{-1}$	$2/19 \times 10^{-1}$	$4/71 \times 10^{-1}$
آنتیموان	$3/50 \times 10^{-1}$	$2/18 \times 10^{-1}$	$3/99 \times 10^{-1}$	$1/34 \times 10^{-1}$
وانادیوم	$2/37 \times 10^{-1}$	$3/46 \times 10^{-1}$	$3/49 \times 10^{-1}$	$4/70 \times 10^{-1}$
HQ مسیر تماس پوستی				
لانتانیم	$4/39 \times 10^{-1}$	$1/51 \times 10^{-1}$	$1/60 \times 10^{-1}$	$3/07 \times 10^{-1}$
لیتیوم	$6/47 \times 10^{-1}$	$2/27 \times 10^{-1}$	$2/47 \times 10^{-1}$	$4/96 \times 10^{-1}$
مولیبدن	$1/46 \times 10^{-1}$	$6/27 \times 10^{-1}$	$7/99 \times 10^{-1}$	$2/03 \times 10^{-1}$
آنتیموان	$1/4 \times 10^{-1}$	$8/80 \times 10^{-1}$	$1/83 \times 10^{-1}$	$6/46 \times 10^{-1}$
وانادیوم	$6/61 \times 10^{-1}$	$2/28 \times 10^{-1}$	$2/44 \times 10^{-1}$	$4/77 \times 10^{-1}$



نمودار ۳. توزیع مقادیر HI در کودکان در اثر مواجهه با عناصر مورد مطالعه در گرد و غبار جاده‌ای جنوب تهران



نمودار ۴. توزیع مقادیر HI در کودکان در اثر مواجهه با عناصر مورد مطالعه در گرد و غبار جاده‌ای جنوب تهران

بحث

همانطور که قبلاً ذکر گردید، در این مطالعه از ۴۰ نقطه از سطح جاده‌های جنوب تهران نمونه‌های گردوغبار ترسیب یافته جمع آوری گردید و بعد از آنالیز، سطح آلودگی عناصر متعدد در این نمونه‌ها و ریسک بهداشتی منتسب به آنها مورد بررسی قرار گرفت. میانگین غلظت عناصر اندازه گیری شده دارای ترتیب وانادیوم < لانتانوم < مولیبدن < لیتیوم < آنتیمون بود (جدول ۱). مطابق این جدول، از بین عناصر مورد مطالعه، بیشترین غلظت برای وانادیوم مشاهده شد (میانگین ۵۸/۲۸ میکروگرم بر گرم) و آنتیمون کمترین غلظت را داشت (میانگین ۲/۰۱

میکروگرم بر گرم). با مقایسه محتوای عناصر به دست آمده در نمونه‌های گرد و غبار جاده‌ای جنوب تهران با داده‌های گزارش شده در مطالعات دیگر مشخص گردید که میانگین غلظت تمامی عناصر مورد مطالعه به جز آنتیمون بیشتر از مقدار گزارش شده توسط کارا^۱ و همکاران برای گرد و غبار جاده‌ای در ازبکستان بود (۱۹). غلظت وانادیوم در منطقه مورد مطالعه (۵۸/۲۸ میکروگرم بر گرم) کمتر از مقدار گزارش شده برای اهواز (۱۱۱/۱ میکروگرم بر گرم) بود (۲۰). حداکثر غلظت آنتیمون در منطقه مورد مطالعه ۱۲/۳ میکروگرم بر گرم بود، در حالی که این

¹ Kara

انسانی قرار گرفته باشد نرمال سازی می‌شود (۱). از بین عناصر مورد مطالعه، مولیبدن و آنتیموان بالاترین مقادیر شاخص‌های PI و EF را داشتند. با توجه به مقادیر PI، شرایط برای لانتانیم، لیتیوم و وانادیوم بدون آلودگی، برای مولیبدن آلودگی بالا و برای آنتیموان آلودگی بسیار بالا بود. در مطالعه انجام شده توسط ملکوتیان و همکاران نیز گزارش شد که میانگین PI برای عناصر مورد مطالعه در گرد و غبار جاده‌ای شهر کرمان/ ایران به صورت نزولی آنتیموان < مولیبدن < لیتیوم < وانادیوم بود (۲۵). با توجه به مقادیر EF، مقدار غنی‌شدگی به لانتانیم، لیتیوم و وانادیوم ناچیز و برای مولیبدن و آنتیموان قابل‌ملاحظه بود و در برخی نقاط مقدار غنی‌شدگی برای آنتیموان بیش از ۴۰ و بسیار زیاد بود. نتایج حاکی از آن است که اکثر نمونه‌های گرد و غبار جاده‌ای در منطقه مورد مطالعه به طور قابل‌توجهی آلوده به مولیبدن و آنتیموان بودند. این موضوع نشان‌دهنده تاثیر بالقوه فعالیت‌های منتشرکننده این عناصر بر آلودگی گرد و غبار جاده در جنوب تهران است. در مطالعه انجام شده توسط بوریوا^۲ و همکاران بر روی گرد و غبار جاده‌ای تسالونیک^۳ یونان نیز مقادیر EF دارای روند کاهشی آنتیموان < مولیبدن < وانادیوم بود (۲۶). با در نظر گرفتن مقادیر PI متوسط و حداکثر در هر نمونه، NIPI برای مجموع عناصر مورد مطالعه محاسبه شد. میانگین NIPI در گرد و غبار جاده‌های منطقه جنوب تهران برابر ۸/۳۳ بود و مقادیر آن در نقاط مختلف در محدوده ۲/۱۶ تا ۴۴/۵۸ متغیر بود (نمودار ۱). با توجه به دسته‌بندی ارائه شده برای این شاخص، می‌توان گفت که در اکثر نمونه‌ها سطح آلودگی تجمعی به عناصر مورد مطالعه بالا بود.

نهادهای بین‌المللی در حوزه تحقیقات بر روی مواد سرطانزا از جمله IARC و IRIS عناصر مورد نظر در

مقدار در بوینس آیرس آرژانتین برابر ۲۰/۴ میکروگرم بر گرم بود (۲۱). میانگین غلظت مولیبدن و وانادیوم در گردوغبار جاده‌ای جنوب تهران به ترتیب برابر ۷/۳۳ و ۵۸/۲۸ میکروگرم بر گرم بود، در حالی که غلظت این عنصر برای شهر تورنتو کانادا برابر ۸/۴ و ۴۱/۰ میکروگرم بر گرم گزارش شد (۲۲). در نهایت غلظت لیتیوم با محدوده ۶ تا ۱۳ میکروگرم بر گرم بیشتر از حدود گزارش شده برای گرد و غبار جاده‌ای در منطقه ولور^۱ در هند (۱/۴۱ تا ۱۰/۰۹ میلی‌گرم بر گرم) بود (۲۳).

ضریب تغییرات درجه تغییرات غلظت عناصر مورد مطالعه را در گردوغبار جمع‌آوری شده از نقاط مختلف نشان می‌دهد. اگر ضریب تغییرات کمتر از ۲۰ درصد باشد، تغییرات کم، اگر ضریب تغییرات بین ۲۱ تا ۵۰ درصد باشد، تغییرات متوسط و اگر ضریب تغییرات بین ۵۰ تا ۱۰۰ باشد، تغییرات زیاد در نظر گرفته می‌شود. چنانچه مقدار ضریب تغییرات بیشتر از ۱۰۰ باشد، تغییرات شدید در نظر گرفته می‌شود (۲۴). مقدار ضریب تغییرات برای عناصر مورد مطالعه دارای ترتیب آنتیموان < مولیبدن < لیتیوم < وانادیوم < لانتانیم بود. مقدار ضریب تغییرات برای آنتیموان بیشتر از ۱۰۰ درصد (۱۵۳/۳٪) و برای مولیبدن ۵۸/۴ درصد بود. این وضعیت بیانگر تغییرات زیاد غلظت این عناصر در نقاط نمونه‌برداری می‌باشد و باعث تغییرات زیاد شاخص‌های PI و EF در نمودارهای ۱ و ۲ شده است. بنابراین، می‌توان نتیجه گرفت که این دو عنصر در برخی نمونه‌های گرد و غبار دارای غلظت بالایی بودند و احتمالاً در این نقاط منابع انسان ساخت نقش داشته باشند.

همانطور که قبلاً ذکر شد، در این مطالعه از شاخص PI برای تعیین سطح آلودگی هر یک از عناصر استفاده شد. همچنین EF نیز مورد بررسی قرار گرفت. در این شاخص، سطح آلودگی فلز مورد مطالعه نسبت به سطح آلودگی عنصری که کمتر تحت تاثیر فعالیت‌های

² Bourliva

³ Thessaloniki

¹ Vellore

گروه سنی از طریق مسیرهای بلعیدن مربوط به عنصر لانتانیم و از طریق مسیرهای استنشاق و تماس پوستی مربوط به وانادیوم بود. به طور کلی، کودکان به دلایلی از جمله تماس بیشتر با گرد و غبار مثلاً از طریق تماس بیشتر دست با دهان (مقدار IngR بیشتر نسبت به بزرگسالان) و وزن کمتر نسبت به بزرگسالان مقدار بیشتری از آلاینده‌ها را به ازای هر kg وزن بدن دریافت می‌کنند و بنابراین مطابق مطالعات دیگر ریسک بالاتر برای آنها قابل انتظار بود (۱،۱۹). همانطور که در نمودارهای ۳ و ۴ مشخص است، به جز ریسک مبتنی بر RfD موقت لانتانیم برای کودکان، مقادیر صدک نود و پنجم عناصر دیگر در هر دو گروه سنی و لانتانیم در بزرگسالان در اثر مواجهه با گردوغبار جاده‌ای جنوب تهران در شرایطی مشابه شرایط مواجهه مدنظر این مطالعه در حدود قابل قبول بودند.

نتیجه گیری

این مطالعه بر روی سطح آلودگی و ریسک بهداشتی متناسب به عناصر جزئی سمی آنتیموان، لانتانیم، لیتیوم، مولیبدن و وانادیوم در گرد و غبار جاده‌ای جنوب تهران متمرکز بود. نتایج این مطالعه نشان داد که از بین عناصر مورد مطالعه، سطح آلودگی و غنی‌شدگی گرد و غبار جاده‌ای در جنوب تهران به مولیبدن و آنتیموان نسبتاً بالا بود و آلودگی جمعی ناشی از تمام عناصر مورد مطالعه (NIPI) نیز بالا بود. از سوی دیگر، ریسک غیرسرطانزایی مربوط به مولیبدن، آنتیموان، لیتیوم و وانادیوم در حد ایمن بود، اما این ریسک لانتانیم بالا و برای کودکان غیرقابل قبول بود. بطور کلی، نتایج این مطالعه نشان داد که گرد و غبار جاده‌ای ممکن است به عناصر جزئی سمی که کمتر مورد توجه قرار می‌گیرند، آلوده باشد. در منطقه مورد مطالعه نیز آلودگی گرد و غبار جاده‌ای به لانتانیم باید بطور ویژه مورد توجه قرار گیرد و اقداماتی در راستای شناسایی منابع،

این مطالعه را به عنوان مواد سرطانزای گروه ۱ معرفی نکرده‌اند. USEPA نیز برای عناصر مورد مطالعه شاخص‌های سرطانزایی تعیین نکرده است و صرفاً شاخص‌های ریسک غیرسرطانزایی ارائه کرده است (۴). بنابراین، در این مطالعه، صرفاً ریسک‌های غیرسرطانزایی متناسب به عناصر مدنظر مورد بررسی قرار گرفت. در این مطالعه، ورود ذرات گردوغبار از ۳ مسیر بلعیدن، استنشاق و تماس پوستی مورد توجه قرار گرفت و در نهایت ریسک غیرسرطانزایی براساس شبیه‌سازی مونت کارلو ارزیابی شد. براساس نتایج ارائه شده برای HQ (جدول ۳ و ۴)، مسیر اصلی مواجهه با گرد و غبار جاده‌ای برای هر دو گروه سنی کودکان و بزرگسالان به ترتیب بلعیدن < تماس پوستی < استنشاق بود. مطالعه کارا و همکاران بر روی گرد و غبار جاده‌ای شهر از میر / ترکیه نیز نشان داد که بلعیدن گرد و غبار اصلی‌ترین مسیر مواجهه و ایجاد ریسک غیرسرطانزایی متناسب به عناصر مختلف در گروه سنی کودکان و بزرگسالان بود (۱۹). از بین مسیرهای مواجهه مختلف، RfC (ایجاد اثر سمی از مسیر استنشاق) برای دو عنصر لانتانیم و لیتیوم تعیین نشده است. بالاترین ریسک از مسیرهای استنشاق و تماس پوستی مربوط به وانادیوم بود و لانتانیم ریسک بسیار بالایی از مسیر بلعیدن ایجاد می‌کرد. مطابق نتایج مربوط به ۱۰۰ هزار بار شبیه‌سازی مقادیر HI (ریسک جمعی هر ۳ مسیر مواجهه برای هر عنصر) در نمودارهای ۳ و ۴ می‌توان دریافت که لانتانیم تنها عنصری است که ریسک بالاتر از حد مجاز در کودکان ایجاد می‌کرد (میانگین HI برابر ۳/۲۳) و این ریسک در بزرگسالان در نزدیکی حد آستانه (میانگین HI برابر ۰/۳۵) بود. لازم به ذکر است که USEPA در سال ۲۰۱۸ به جای RfD برای لانتانیم موقت^۱ مربوط به کاهش سلول‌های هرمی در هیپوکامپ ارائه کرده است (۲۷). بیشترین تاثیر برای هر دو

¹ Provisional

ملاحظات اخلاقی

نویسندگان کلیه نکات اخلاقی شامل عدم سرقت ادبی، انتشار دوگانه، تحریف داده‌ها و داده‌سازی را در این مقاله رعایت کرده‌اند. کد اخلاق این پژوهش IR.MODARES.REC.1401.134 است.

کاهش انتشار آن به محیط و کاهش مواجهه با این نوع آلودگی از جمله تمیزسازی مکرر سطوح جاده‌ای انجام گیرد.

تشکر و قدردانی

این مطالعه حاصل پایان نامه کارشناسی ارشد کوثر قرائتی در دانشگاه تربیت مدرس است و نویسندگان بر خود لازم می‌دانند از حمایت پژوهشی دانشگاه تربیت مدرس تشکر نمایند.

References

- 1- Heidari M, Darijani T, Alipour V. Heavy metal pollution of road dust in a city and its highly polluted suburb; quantitative source apportionment and source-specific ecological and health risk assessment. *Chemosphere*. 2021;273:129656.
- 2- Hini G, Eziz M, Wang W, Ili A, Li X. Spatial distribution, contamination levels, sources, and potential health risk assessment of trace elements in street dusts of Urumqi city, NW China. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*. 2020;26(8):2112-28.
- 3- Mugudamani I, Oke SA, Gumede TP. Influence of Urban Informal Settlements on Trace Element Accumulation in Road Dust and Their Possible Health Implications in Ekurhuleni Metropolitan Municipality, South Africa. *Toxics*. 2022;10(5):253.
- 4- USEPA. Regional Screening Level (RSL) Resident Soil Table (TR=1E-06, HQ=1). . Available from: <https://semspubepagov/work/HQ/401639pdf>. 2021 July 2022];
- 5- Bradl HB. Chapter 1 Sources and origins of heavy metals. In: Bradl HB, editor. *Interface Science and Technology*. 6: Elsevier; 2005. p. 1-27.
- 6- Elbehiry F, Elbasiouny H, El-Ramady H, Brevik EC. Mobility, distribution, and potential risk assessment of selected trace elements in soils of the Nile Delta, Egypt. *Environmental monitoring and assessment*. 2019;191(12):713.
- 7- Men C, Liu R, Xu F, Wang Q, Guo L, Shen Z. Pollution characteristics, risk assessment, and source apportionment of heavy metals in road dust in Beijing, China. *Sci Total Environ*. 2018;612:138-47.
- 8- Chen X, Guo M, Feng J, Liang S, Han D, Cheng J. Characterization and risk assessment of heavy metals in road dust from a developing city with good air quality and from Shanghai, China. *Environmental Science and Pollution Research*. 2019;26(11):11387-98.
- 9- Taşpınar F, Bozkurt Z. Heavy metal pollution and health risk assessment of road dust on selected highways in Düzce, Turkey. *Environmental Forensics*. 2018;19(4):298-314.
- 10- Hou S, Zheng N, Tang L, Ji X, Li Y, Hua X. Pollution characteristics, sources, and health risk assessment of human exposure to Cu, Zn, Cd and Pb pollution in urban street dust across China between 2009 and 2018. *Environment International*. 2019;128:430-7.
- 11- Dehghani S, Moore F, Keshavarzi B, Beverley AH. Health risk implications of potentially toxic metals in street dust and surface soil of Tehran, Iran. *Ecotoxicology and environmental safety*. 2017;136:92-103.
- 12- Kamani H, Mahvi A, Seyedsalehi M, Jaafari J, Hoseini M, Safari G, et al. Contamination and ecological risk assessment of heavy metals in street dust of Tehran, Iran. *International journal of environmental science and technology*. 2017;14(12):2675-82.
- 13- Ali-Taleshi MS, Feiznia S, Bourliva A, Squizzato S. Road dusts-bound elements in a major metropolitan area, Tehran (Iran): Source tracking, pollution characteristics, ecological risks, spatiotemporal and geochemical patterns. *Urban Climate*. 2021;39:100933.

- 14- Ali TMS, Moeinaddini M, Feiznia S, Squizzato S. Heavy metal pollution in street dust from Tehran in 2018: metal richness and degree of contamination assessment. 2020.
- 15- Men C, Liu R, Wang Q, Guo L, Shen Z. The impact of seasonal varied human activity on characteristics and sources of heavy metals in metropolitan road dusts. *Science of the Total Environment*. 2018;637:844-54.
- 16- Varol M, Gündüz K, Sünbül MR. Pollution status, potential sources and health risk assessment of arsenic and trace metals in agricultural soils: A case study in Malatya province, Turkey. *Environmental Research*. 2021;202:111806.
- 17- Ghaffari HR, Norouzi S, Heidari M. Different pollution levels and source profiles of heavy metals in the soil and surface dust of children's playgrounds in a coastal city; source-specific health risk assessment. *Atmospheric Pollution Research*. 2023;14(10):101869.
- 18- USEPA. Supplemental guidance for developing soil screening levels for superfund sites: OSWER 9355.4-24, Office of Solid Waste and Emergency Response, United States Environmental Protection Agency; 2002.
- 19- Kara M. Assessment of sources and pollution state of trace and toxic elements in street dust in a metropolitan city. *Environmental Geochemistry and Health*. 2020;42:3213-29.
- 20- Najmeddin A, Keshavarzi B, Moore F, Lahijan-zadeh A. Source apportionment and health risk assessment of potentially toxic elements in road dust from urban industrial areas of Ahvaz megacity, Iran. *Environmental geochemistry and health*. 2018;40:1187-208.
- 21- Fujiwara F, Rebagliati RJ, Marrero J, Gómez D, Smichowski P. Antimony as a traffic-related element in size-fractionated road dust samples collected in Buenos Aires. *Microchem J*. 2011;97(1):62-7.
- 22- Wiseman CLS, Levesque C, Rasmussen PE. Characterizing the sources, concentrations and resuspension potential of metals and metalloids in the thoracic fraction of urban road dust. *Sci Total Environ*. 2021;786:147467.
- 23- Jose J, Srimuruganandam B. Investigation of road dust characteristics and its associated health risks from an urban environment. *Environmental Geochemistry and Health*. 2020;42:2819-40.
- 24- Qing X, Yutong Z, Shenggao L. Assessment of heavy metal pollution and human health risk in urban soils of steel industrial city (Anshan), Liaoning, Northeast China. *Ecotoxicology and environmental safety*. 2015;120:377-85.
- 25- Malakootian M, Mohammadi A, Nasiri A, Asadi AMS, Conti GO, Faraji M. Spatial distribution and correlations among elements in smaller than 75 μm street dust: ecological and probabilistic health risk assessment. *Environmental Geochemistry and Health*. 2021;43:567-83.
- 26- Bourliva A, Papadopoulou L, Aidona E. Study of road dust magnetic phases as the main carrier of potentially harmful trace elements. *Science of the Total Environment*. 2016;553:380-91.
- 27- USEPA. Provisional Peer-Reviewed Toxicity Values for Stable (Nonradioactive) Soluble Lanthanum. Superfund Health Risk Technical Support Center, National Center for Environmental Assessment, Office of Research and Development, US Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH 45268. 2018.