

ارزیابی ریسک سلامت خاک شهری آلوده به عناصر بالقوه سمی مبتنی بر مدل تصادفی (مورد مطالعه: شهر همدان)

سهیل سبحان اردکانی^{۱*}، نیره السادات حسینی^۲

۱. استاد، گروه علوم و مهندسی محیط زیست، واحد همدان، دانشگاه آزاد اسلامی، همدان، ایران

۲. دکتری تخصصی، گروه علوم و مهندسی محیط زیست، واحد همدان، دانشگاه آزاد اسلامی، همدان، ایران

• نویسنده رابط: s_sobhan@iau.ac.ir

تاریخ دریافت: ۱۴۰۴/۸/۸ تاریخ پذیرش: ۱۴۰۴/۹/۲۵

چکیده

زمینه و هدف: اولویت بندی عوامل کنترلی در مدیریت ریسک سلامت عناصر سمی خاک به منظور کاهش پیامدهای بالقوه بهداشتی از اهمیتی زیادی برخوردار است. لذا، این پژوهش با هدف تعیین اولویت عوامل کنترلی در مدیریت ریسک سلامت عناصر آرسنیک، سرب، کادمیم و نیکل خاک شهری همدان در سال ۱۴۰۲ انجام یافت.

روش کار: در مجموع ۱۰۸ نمونه خاک سطحی شهری از کاربری‌های مختلف برداشت و محتوی عناصر در آن‌ها با استفاده از ICP-OES تعیین شد. همچنین، ریسک‌های غیرسرطان‌زا و سرطان‌زا مبتنی بر مدل قطعی و تصادفی مورد ارزیابی قرار گرفتند.

نتایج: میانگین مقادیر شاخص‌های ریسک غیرسرطان‌زایی و سرطان‌زایی عناصر مبتنی بر مدل قطعی برای هر دو گروه سنی کودک و بزرگسال به ترتیب نشان‌دهنده ریسک غیرسرطان‌زایی کم و سطوح ریسک سرطانی متوسط بود. توزیع احتمال شاخص ریسک غیرسرطان‌زایی نشان داد که ۱۰۰٪ از مقادیر ریسک برای ساکنان در محدوده "کم" بوده است. به علاوه، توزیع احتمال شاخص ریسک سرطان‌زایی نشان داد که ۱۴/۵٪ از مقادیر ریسک برای کودکان در محدوده "زیاد" و ۱۰۰٪ مقادیر ریسک برای بزرگسالان در محدوده "متوسط" بوده است. نتایج تحلیل حساسیت نشان داد که میزان ورود خاک به بدن، زمان و فرکانس قرار گرفتن در معرض خاک آلوده و عناصر آرسنیک و نیکل مهم‌ترین عوامل کلیدی مؤثر بر ریسک سلامت در منطقه مورد مطالعه بوده‌اند.

نتیجه‌گیری: کنترل منابع انتشار و پایش منظم و دوره‌ای محتوی عناصر آرسنیک و نیکل در خاک و ترغیب شهروندان در خصوص افزایش سطح بهداشت فردی (به‌ویژه در کودکان) از جمله شستشوی مکرر دست‌ها با هدف کاهش جذب عناصر برای حفظ سلامت عمومی توصیه می‌شود. **واژگان کلیدی:** خاک سطحی، آلاینده‌های خطرناک، ارزیابی ریسک سلامت، پارامترهای مواجهه، شبیه‌سازی مونت کارلو

مقدمه

مختلف محیط شهری (خاک، هوا و آب) به سبب تمرکز و تعدد منابع انتشار، توزیع گسترده و تراکم زیاد جمعیت انسانی که به‌طور دائم در معرض این آلاینده‌های سمی قرار دارند، از اهمیتی ویژه برخوردار است (۲،۱). عناصر سمی به‌عنوان آلاینده‌های شیمیایی معدنی، گونه‌هایی زیست تخریب‌ناپذیر و

در قرن حاضر، روند فزاینده بروز انواع آلودگی‌های محیطی در زیست‌بوم‌های شهری به سبب ایجاد ریسک‌های بالقوه بوم‌شناختی و سلامتی به چالش و تهدیدی مهم برای نیل به توسعه پایدار در این مناطق تبدیل شده است. در این خصوص، آلودگی عناصر بالقوه سمی در ماتریس‌های

و فرایندهای متابولیکی می‌تواند منجر به بروز طیف وسیعی از بیماری‌های حاد و مزمن از جمله اختلالات عصبی و رشدی، آسیب‌های کلیوی، کبدی و استخوانی، بیماری‌های تنفسی، قلبی-عروقی و گوارشی، بروز جهش ژنتیکی، ناهنجاری‌های کروموزومی و همچنین بروز انواع سرطان یا حتی مرگ شود (۴، ۱۵-۱۷). بنابراین، در راستای هدف توسعه پایدار سازمان ملل متحد مبنی بر سلامت و رفاه (۱۸)، تعیین محتوی عناصر بالقوه سمی خاک شهری و کمی‌سازی خطرات بهداشتی مرتبط با این آلاینده‌ها به منظور حفاظت از سلامت محیط‌زیست شهری و شهروندان و ارتقای توسعه شهری پایدار حائز اهمیت ویژه‌ای بوده و به‌طور فزاینده مورد توجه قرار گرفته است. افزون بر این، تشدید ریسک‌های بالقوه آلاینده‌های فلزی-شبه‌فلزی خاک ناشی از اثرات تجمعی آن‌ها و مسیرهای مختلف مواجهه، بر لزوم و ضرورت شناسایی و تعیین اولویت عوامل کنترلی (آلاینده و پارامتر مواجهه) در مدیریت ریسک عناصر بالقوه سمی خاک شهری به‌منظور کاهش موثر ریسک و هزینه‌های مرتبط با مدیریت آن تاکید می‌کند.

اگرچه، ارزیابی ریسک سلامت بر اساس مدل قطعی یک رویکرد مفید برای شناخت و اولویت‌بندی مسیرهای احتمالی ورود آلاینده‌های فلزی-شبه‌فلزی به بدن، شناسایی آلاینده‌های مسئول در بروز اثرات مضر (غیرسرطان‌زا و سرطان‌زا) و تسهیل در ارائه راهبردهای کنترلی یا کاهش ریسک سلامتی از طریق اقدامات پیشگیرانه محسوب می‌شود (۱۹)؛ اما، چالش‌های ناشی از عدم قطعیت محتوای عناصر و تغییرپذیری پارامترهای ریسک بهداشتی در گروه‌های سنی و افراد مختلف (مانند تفاوت سنی، فراوانی مواجهه و وزن بدن) می‌تواند منجر به عدم اطمینان تخمین ریسک‌های سلامت قطعی شود. از این‌رو، ترکیب ریسک سلامت با رویکردهای تصادفی برای افزایش قابلیت اطمینان ارزیابی‌ها و شناسایی و تعیین اولویت عوامل کنترلی به‌منظور اثربخشی اقدامات کنترلی-مدیریتی ریسک و تضمین امنیت بهداشتی و سلامت شهروندان از طریق تدوین، توسعه و بهینه‌سازی راهبردهای پیشگیرانه از اهمیتی ویژه برخوردار بوده

پایدار بوده که از قابلیت تجمع و انباشت زیستی برخوردار بوده و در زمره مهم‌ترین آلاینده‌های سمی دارای اولویت کنترل (طبق برنامه محیط‌زیست سازمان ملل و آژانس حفاظت از محیط‌زیست ایالات متحده) در مقیاس جهانی به‌شمار می‌آیند (۳-۵). باید توجه داشت که در میان ماتریس‌های مختلف محیطی، روند افزایشی محتوی و غنی‌سازی عناصر فلزی خاک شهری به‌سبب ماندگاری طولانی آلاینده‌های فلزی در این ماتریس محیطی توجه گسترده‌ای را به‌خود جلب کرده است (۶، ۷).

به‌طور کلی، خاک به‌عنوان بخشی ضروری از زیست‌بوم‌های شهری، نه‌تنها یک ماتریس مهم و اساسی برای تضمین و حفاظت از توسعه پایدار اقتصادی-اجتماعی به‌شمار می‌آید، بلکه به‌عنوان منبع کلیدی و مخزن نهایی آلاینده‌های فلزی نقش مهمی در انتشار و ذخیره‌سازی آلاینده‌های فلزی-شبه‌فلزی ایفا می‌کند. از طرفی، خاک به‌عنوان یک واسطه کلیدی در زیست‌بوم‌های شهری، عامل مهم انتقال آلودگی به سایر ماتریس‌های محیطی (هوا، آب و گیاه) و ایجاد اختلال در پایداری و تعادل عملکردی بوم‌سامانه شهری محسوب می‌شود (۸، ۹). افزون بر این، مواجهه مستقیم و مداوم شهروندان با ذرات خاک آلوده (از طریق بلع، استنشاق و تماس پوستی) به‌سبب اثرات نامطلوب عناصر بالقوه سمی بر سلامت ساکنان به‌ویژه کودکان، به تهدید جدی برای بهداشت عمومی در مناطق شهری سراسر جهان تبدیل شده است (۱۰-۱۲). در این خصوص، عناصر آرسنیک، سرب، کادمیم، و نیکل از جمله مهم‌ترین و رایج‌ترین آلاینده‌های فلزی در مناطق شهری به‌شمار می‌آیند که به‌سبب پیامدهای ناهنجارزایی، سرطان‌زایی و جهش‌زایی در گروه ترکیبات سرطان‌زا موسسه بین‌المللی تحقیقات سرطان International Agency for Research on Cancer (IARC) طبقه‌بندی شده‌اند (۱۳، ۱۴). جذب و انباشت مقادیر بیش‌تر از حد مجاز این عناصر در بدن انسان به‌سبب تغییر یا اختلال در عملکردهای مختلف فیزیولوژیکی

اثرات نامطلوب احتمالی عناصر سمی خاک شهری بر سلامت عمومی، کمی‌سازی دقیق ریسک‌های بهداشتی عناصر در خاک شهری همدان بر اساس مدل تصادفی به‌منظور حفاظت و تضمین امنیت بهداشتی و سلامت شهروندان حائز اهمیتی ویژه است. از این‌رو، این پژوهش با هدف ارزیابی ریسک سلامت عناصر آرسنیک، سرب، کادمیم و نیکل در خاک سطحی شهر همدان مبتنی بر مدل تصادفی و تعیین اولویت عوامل کنترلی در مدیریت ریسک سلامت عناصر در سال ۱۴۰۲ انجام شد. همچنین، به‌منظور ارزیابی تاثیر فعالیت‌های شهری بر محتوی عناصر در خاک و تسهیل در منشایابی عناصر، تغییرات مکانی محتوی عناصر نیز مورد بررسی قرار گرفت.

روش کار

معرفی منطقه مورد مطالعه: شهر همدان واقع در ۴۷ تا ۴۹ درجه طول جغرافیایی شرقی و ۳۳ تا ۳۵ درجه عرض جغرافیایی شمالی با ۵۶ کیلومتر مربع مساحت و حدود ۶۵۲۰۰۰ نفر جمعیت، مرکز و اولین قطب جمعیتی استان همدان در غرب ایران است. میانگین دمای سالانه و بارندگی این شهر به‌ترتیب برابر با ۱۱/۳ درجه سلسیوس و ۳۱۸ میلی‌متر ثبت شده است. رشد شتابان و مستمر شهرنشینی، صنعتی، توسعه شهری و زیرساخت‌ها و همچنین افزایش حجم ترافیک درون شهری منجر به بروز نگرانی‌های فزاینده مترتب از اثرات نامطلوب آلودگی‌های احتمالی بر سلامت شهروندان به‌ویژه از لحاظ مواجهه با عناصر بالقوه سمی خاک شده است (۳۸).

جامعه آماری و نمونه‌برداری از خاک: در این پژوهش توصیفی-مقطعی، پس از انجام مطالعه‌های اولیه میدانی و به‌منظور تعیین محتوی، بررسی تاثیر فعالیت‌های مختلف شهری بر غلظت، ارزیابی ریسک سلامت عناصر آرسنیک، سرب، کادمیم و نیکل مبتنی بر مدل‌های قطعی و تصادفی و تعیین اولویت عوامل کنترلی (آلاینده و پارامتر مواجهه) در مدیریت ریسک، برای نمونه‌برداری از خاک سطحی (۲۰-۰ سانتی‌متری) سه کاربری عمده "تجاری" (واجد بیش‌ترین حجم ترافیک)،

و توجه گسترده‌ای را به‌خود جلب کرده است (۱۸، ۲۰، ۲۱). در این راستا، شبیه‌سازی مونت کارلو به‌عنوان ابزار مؤثر و مفید در ارزیابی تصادفی ریسک، نه‌تنها می‌تواند عدم قطعیت‌های مربوط به فرآیند ارزیابی را کاهش دهد، بلکه می‌تواند تخمین قابل اعتمادتر و واقعی‌تر از ریسک را ارائه کند (۲۲، ۲۳). به‌علاوه، ارزیابی ریسک سلامت مبتنی بر مدل تصادفی به‌واسطه شناسایی عوامل کلیدی مؤثر بر ریسک افزون بر این‌که اولویت‌بندی دقیقی از اقدامات پیشگیری فراهم می‌کند، می‌تواند منجر به توسعه راهبردهای مؤثر حفاظت از سلامت عمومی بر اساس اهمیت و لزوم اجرای آنها شود (۲۴).

تاکنون چندین مطالعه در رابطه با تعیین اولویت عوامل کنترلی در مدیریت ریسک بهداشتی عناصر خاک شهری بر اساس مدل تصادفی در سراسر دنیا در راستای تضمین امنیت بهداشتی و سلامت شهروندان انجام شده است که در این خصوص می‌توان به پژوهش‌های Huang و همکاران در شانگهای چین (۲۵)، Ramazanov و همکاران در قزاقستان (۲۶)، Yang و همکاران در چانگچون چین (۲۷)، Zhao و همکاران در گویانگ چین (۲۸)، Li و همکاران در نانجینگ چین (۲۹)، Zhou و همکاران در شانگهای چین (۲۳)، Chen و همکاران در گوانگژو چین (۳۰) و Ejaz و همکاران در سیالکوت پاکستان (۳۱) اشاره کرد. این در حالی است که هرچند مطالعاتی در خصوص ارزیابی ریسک سلامت آلاینده‌های فلزی-شبه‌فلزی خاک مبتنی بر مدل قطعی در شهرهای ایران از جمله آران و بیدگل (۳۲)، بجنورد (۳۳)، اصفهان (۳۴)، اهواز (۳۵)، اراک (۳۶) و آران و بیدگل (۳۷) انجام شده است؛ ولی، ارزیابی ریسک سلامت عناصر سمی خاک شهری مبتنی بر مدل تصادفی در ایران چندان مورد توجه نبوده است. از این‌رو، با توجه به اهمیت و ضرورت تعیین اولویت عوامل کنترلی در مدیریت ریسک سلامت از یک‌سو، و نظر به توسعه شهرنشینی، صنعتی و افزایش حجم ترافیک در شهر همدان و بروز نگرانی‌های فزاینده مترتب از

آماده‌سازی نمونه‌های خاک و تعیین محتوی عناصر در آنها: نمونه‌های خاک در آزمایشگاه ابتدا هوا خشک شده و سپس به‌منظور حذف ذرات بزرگ و بقایای آلی از الک دو میلی‌متری عبور داده شدند (۴).

برای تعیین غلظت کل عناصر در نمونه‌های مورد مطالعه، ۰/۵۰۰ گرم از هر نمونه خاک سطحی را به‌طور مجزا به بشر ۲۵۰ میلی‌لیتری منتقل کرده و پس از افزودن ۱۲ میلی‌لیتر از مخلوط اسید نیتریک و اسید هیدروکلریک به هر بشر (با نسبت ۳:۱ اسید نیتریک ۶۵٪ و اسید هیدروکلریک ۳۰٪)، محلول‌ها در دمای ۱۱۰ درجه سلسیوس، به‌مدت سه ساعت بازروانی (Reflux) شدند. محلول‌ها پس از سرد شدن، توسط کاغذ صافی واتمن ۴۲ صاف و به ارلن ۱۰۰ میلی‌لیتری منتقل و سپس با آب دوبار تقطیر به حجم رسانده شدند (۴، ۴۱). در نهایت، پس از ساخت محلول مادر (استوک) و استاندارد نمک عناصر و کالیبره کردن دستگاه نشر اتمی Varian ES-۷۱۰، محتوی عناصر آرسنیک، سرب، کادمیم و نیکل در نمونه‌ها خوانده شد. تضمین و کنترل کیفیت اندازه‌گیری‌ها نیز با استفاده از مرجع استاندارد خاک (SQC-001, Sigma-Aldrich, Spain) خریداری شده از شرکت سیگما-آلدریچ اسپانیا بررسی شدند. بر این اساس، مقادیر حد تشخیص برای عناصر آرسنیک، سرب، کادمیم و نیکل به‌ترتیب برابر با ۰/۰۸۹، ۰/۰۳۸، ۰/۲۰۴ و ۰/۰۵۴ میلی‌گرم در کیلوگرم و مقادیر محدودیت کمی عناصر (میلی‌گرم در کیلوگرم) نیز برای همین عناصر به‌ترتیب برابر با ۰/۲۶۱، ۰/۱۳۳، ۰/۶۱۲ و ۰/۱۸۳ به‌دست آمدند. نتایج حاصل از درصد بازیابی عناصر مورد مطالعه (بین ۹۶/۳٪-۸۹/۷٪) نیز نشان داد که روش مورد استفاده برای تعیین محتوی عناصر بالقوه سمی مورد مطالعه از دقت مناسب برخوردار بوده است.

ارزیابی ریسک سلامت عناصر بر اساس مدل قطعی: در این پژوهش، برای کمی‌سازی و تعیین اثرات بالقوه مضر (غیرسرطانزا و سرطانزا) عناصر مورد مطالعه بر سلامت عموم از مدل ارائه شده توسط آژانس حفاظت از محیط زیست ایالات

"صنعتی" (محل استقرار کارگاه‌های جوشکاری و آب‌کاری فلزات، تولید محصولات پلاستیکی و چرمی و کارگاه‌های تعمیر و نقاشی خودرو) و "مسکونی" (واجد بیش‌ترین تعداد سکونت‌گاه‌ها) در شهر همدان به‌روش تصادفی-طبقه‌بندی شده انتخاب شد. در این راستا، ۱۷ مکان با کاربری‌های مارالذکر (۵ کاربری تجاری، ۶ کاربری صنعتی و ۶ کاربری مسکونی) به‌عنوان جامعه آماری شناسایی شد. از طرفی، به‌منظور توزیع یکنواخت مکان‌های نمونه‌برداری، علی‌رغم آن‌که حجم نمونه مورد نیاز با استفاده از رابطه تعیین حجم نمونه کوکران $n = \frac{Nz^2pq}{Nd^2 + z^2pq}$ ؛ و مقادیر d و $p=q$ ، z ، N به‌ترتیب برابر با ۱۷، ۱/۹۶، ۰/۵۰ و ۰/۰۵ (برابر با ۱۶ عدد حاصل شد، با درنظر گرفتن محدودیت‌های مالی و زمانی، در این پژوهش، ۱۲ مکان نمونه‌برداری (چهار مکان از هر کاربری) به‌صورت تصادفی و با پراکنش مناسب انتخاب شد. نمونه‌برداری در همه مکان‌ها در سه نوبت طی فصل تابستان انجام شد. به‌منظور ایجاد شرایط یکنواخت و کاهش عوامل مداخله‌گر احتمالی، نمونه‌ها در همه مکان‌ها در یک روز کاری با سه تکرار و بر اساس روش استاندارد با استفاده از بیلچه استیل برداشت شدند. به‌منظور تهیه یک نمونه همگن (یک کیلوگرمی) از هر مکان نمونه‌برداری، پنج نمونه خاک برداشت شده از هر مکان (مرکز و رئوس پلات مربعی به ضلع پنج متر) با یکدیگر مخلوط و در کیسه‌های پلی‌اتیلنی زیپ‌دار واجد برجسب معین ذخیره و برای پردازش‌های بعدی به آزمایشگاه منتقل شدند (۳۹، ۴۰). از این‌رو، تعداد کل نمونه‌های خاک سطحی در مجموع ۱۰۸ عدد (۳۶ نمونه از کاربری تجاری، ۳۶ نمونه از کاربری صنعتی و ۳۶ نمونه از کاربری مسکونی) بود. مختصات جغرافیایی مکان‌های نمونه‌برداری نیز توسط دستگاه موقعیت‌یاب مکانی Global Positioning System (GPS) گارمین مدل 32X ETRE ثبت شدند که موقعیت استقرار آن‌ها در شکل ۱ آورده شده است.

در کیلوگرم در روز) و محتوای عناصر در نمونه خاک سطحی (میلی گرم در کیلوگرم) هستند. PEF و $InhR_{soil}$ به ترتیب نرخ استنشاق خاک سطحی ($7/63$) مترمکعب در روز برای کودکان و $12/8$ مترمکعب در روز برای بزرگسالان) و ضریب انتشار ذرات ($10^9 \times 1/36$) مترمکعب در کیلوگرم) را نمایندگی می کنند. ED ، EF ، BW و AT نیز به ترتیب بیانگر فرکانس قرار گرفتن در معرض، زمان قرار گرفتن در معرض خاک سطحی آلوده، میانگین وزن بدن و میانگین طول عمر هستند (43 ، 10).

رابطه ۳:

$$ADD_{derma} = C_{soil} \times \frac{SA \times AF \times ABS \times EF \times ED}{BW \times AT} \times 10^{-6}$$

در رابطه ۳:

ADD_{der} مقدار متوسط جذب روزانه عناصر از طریق تماس پوستی با ذرات خاک آلوده (میلی گرم در کیلوگرم در روز) را نشان می دهد. SA ، AF و ABS به ترتیب بیانگر سطح پوست در معرض خاک سطحی آلوده (2800 سانتی مترمربع برای کودکان و 5700 سانتی مترمربع برای بزرگسالان)، عامل چسبندگی پوست بر حسب میلی گرم در سانتی مترمربع در روز ($0/200$ برای کودکان و $0/070$ برای بزرگسالان) و عامل جذب پوستی (برابر با $0/001$) هستند. ED ، EF ، BW و AT نیز به ترتیب محتوای عناصر در نمونه خاک سطحی، فرکانس قرار گرفتن در معرض خاک سطحی آلوده، زمان قرار گرفتن در معرض خاک آلوده، میانگین وزن بدن و میانگین طول عمر را نمایندگی می کنند (43 ، 10).

در همین حال، ضریب خطر Hazard Quotient (HQ) و ریسک سرطانزایی Carcinogenic Risk (CR) به ترتیب برای تعیین ریسک بیماری زایی بالقوه غیرسرطانزایی و سرطانزایی از طریق یک مسیر مواجهه و شاخص خطر Hazard Index (HI) و ریسک سرطانزایی کل Carcinogenic Total Risk (TCR) نیز برای تعیین ریسک تجمعی غیرسرطان زا و سرطان زا از طریق کل مسیرهای مواجهه با استفاده از رابطه های ۴ تا ۷ محاسبه شدند (43 ، 44):

متحدہ آمریکا United States Environmental Protection Agency (USEPA) استفاده شد. بر این اساس، پس از تقسیم جمعیت هدف به دو گروه کودک و بزرگسال (به سبب تفاوت های فیزیولوژیکی و رفتاری) مقدار متوسط دوز روزانه عناصر Average Daily Dose (ADD) از طریق سه مسیر اصلی مواجهه، یعنی بلع مستقیم، استنشاق (از طریق دهان و بینی) و جذب پوستی هر آلاینده فلزی-شبه فلزی برای تعیین مقدار جذب روزانه عناصر به ترتیب با استفاده از روابط ۱ تا ۳ محاسبه شدند (43 ، 42):

رابطه ۱:

$$ADD_{ing} = C_{soil} \times \frac{IngR_{soil} \times EF \times ED}{BW \times AT} \times 10^{-6}$$

در رابطه ۱:

ADD_{ing} بیانگر مقدار متوسط جذب روزانه عناصر از طریق بلع مستقیم ذرات خاک آلوده (میلی گرم در کیلوگرم در روز) است. $IngR$ و C_{soil} به ترتیب محتوای عناصر در نمونه خاک سطحی (میلی گرم در کیلوگرم) و میزان ورود خاک سطحی (100 میلی گرم در روز برای کودکان و 200 میلی گرم در روز برای بزرگسالان) را نمایندگی می کنند. EF نشان دهنده فرکانس قرار گرفتن در معرض (350 روز در سال برای هر دو گروه کودک و بزرگسال)، ED بیانگر زمان قرار گرفتن در معرض خاک سطحی آلوده (به ترتیب ۶ و ۲۴ سال برای کودکان و بزرگسالان)، BW و AT به ترتیب نشان دهنده میانگین وزن بدن (15 کیلوگرم برای کودکان و 70 کیلوگرم برای بزرگسالان) و میانگین طول عمر (برای اثرات غیر سرطانزا برابر با $365 \times ED$ روز و برای اثرات سرطانزا نیز برابر با 25550 روز) هستند (43 ، 10).

رابطه ۲:

$$ADD_{inh} = C_{soil} \times \frac{InhR_{soil} \times EF \times ED}{PEF \times BW \times AT}$$

در رابطه ۲:

ADD_{inh} و C_{soil} به ترتیب نشان دهنده مقدار متوسط جذب روزانه عناصر از طریق استنشاق ذرات خاک آلوده (میلی گرم

رابطه ۴:

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

رابطه ۵:

$$CR = ADD \times CSF$$

رابطه ۶:

$$HI = \sum HQ = HQ_{ing} + HQ_{inh} + HQ_{derm}$$

رابطه ۷:

$$TCR = \sum CR = CR_{ing} + CR_{inh}$$

در روابط ۴ تا ۷:

ADD نشان‌دهنده میانگین مقدار جذب روزانه عناصر از طریق هر یک از مسیرهای احتمالی (میلی گرم در کیلوگرم در روز)، RfD و CSF به ترتیب بیانگر تخمینی از مقدار مرجع (میلی گرم در کیلوگرم در روز) یک عنصر خاص در جمعیت انسانی (هم برای کودکان و هم برای بزرگسالان) از طریق قرار گرفتن روزانه در معرض آلاینده و فاکتور شیب سرطان‌زایی برای عناصر مورد مطالعه (میلی گرم در کیلوگرم در روز) هستند. مقادیر RfD و CSF در جدول ۱ آورده شده‌اند. اگرچه مقادیر $HQ/HI \leq 1$ نشان‌دهنده "ریسک کم یا فاقد ریسک اثرات غیرسرطان‌زا" است، $HQ/HI > 1$ احتمال بروز اثرات قابل توجه غیرسرطان‌زا را نمایندگی می‌کند. همچنین، مقدار 1×10^{-6} بیانگر ریسک سرطان‌زایی کم است. این در حالی است که مقادیر CR/TCR در محدوده 1×10^{-6} تا 1×10^{-4} ریسک ابتلا به سرطان در سطح متوسط را نشان می‌دهد. علاوه بر این، $CR/TCR > 1 \times 10^{-4}$ ریسک سرطان‌زایی بالقوه زیاد را نمایندگی می‌کند.

ارزیابی ریسک سلامت عناصر بر اساس مدل تصادفی: شبیه‌سازی مونت کارلو به عنوان یک روش آماری مبتنی بر نمونه‌گیری تصادفی، مهم‌ترین روش مدل‌سازی ارائه شده توسط آژانس حفاظت از محیط‌زیست ایالات متحده برای کاهش عدم قطعیت ارزیابی ریسک و تخمین ریسک‌های قابل اعتمادتر و واقع‌بینانه‌تر است. تعیین فرضیه و متغیرهای

پیش‌بینی‌کننده مدل ارزیابی ریسک، ایجاد مدل توزیع برای متغیر فرضیه و انجام شبیه‌سازی و پردازش نتایج ریسک به ترتیب مراحل اصلی شبیه‌سازی مونت کارلو هستند. در این مطالعه، ابتدا مدل احتمالی برای محاسبه ریسک‌های سلامت عناصر سمی خاک تعریف و در نرم‌افزار اکسل اجرا شد (۴۵-۴۷). افزون بر این، تحلیل حساسیت پارامتر، برای شناسایی متغیرهای ورودی با بیش‌ترین تأثیر بر نرخ ریسک نیز اجرا شد. پردازش آماری داده‌ها: پردازش آماری داده‌ها با استفاده از نرم‌افزار آماری برای علوم اجتماعی SPSS23 انجام شد. بدین‌صورت که برای بررسی نرمال بودن توزیع داده‌ها از آزمون کولموگوروف-اسمیرنوف (Kolmogorov-Smirnov) استفاده شد و برابری واریانس‌ها نیز توسط آزمون لوین (Levene Test) مورد ارزیابی قرار گرفت. از آزمون تحلیل واریانس بین آزمودنی یک‌طرفه (One-Way ANOVA) و چند دامنه‌ای دانکن (Duncan Multiple Range Test) در سطح معنی داری ۰/۰۵ برای مقایسه میانگین غلظت عناصر بین کاربری‌های مختلف استفاده شد. همچنین، ارزیابی ریسک تصادفی و تحلیل حساسیت با استفاده نسخه ۱۱/۱/۲۴ نرم‌افزار کریستال بال (Oracle Crystal Ball 11.1.24; Oracle Corporation, USA) در محیط اکسل با ۱۰۰۰۰ تکرار در سطح اطمینان ۹۵٪ انجام شد.

نتایج

نتایج تعیین محتوی عناصر: نتایج تعیین محتوی عناصر بالقوه سمی در نمونه‌های خاک سطحی در شکل ۲ آورده شده است. بر این اساس، محتوی عناصر آرسنیک، سرب، کادمیم و نیکل در خاک به ترتیب با میانگین ۶/۸۲، ۱۸/۹، ۰/۲۸۵ و ۲۰/۹ میلی گرم در کیلوگرم در دامنه ۵/۲۴-۷/۷۱، ۸/۱۶-۳۳/۶، ۰/۱۷۰-۰/۴۲۱ و ۱۶/۱-۲۸/۲ میلی گرم در کیلوگرم متغیر بود. بیشینه میانگین محتوی عناصر آرسنیک، کادمیم و نیکل مربوط به نمونه‌های خاک سطحی جمع‌آوری شده از کاربری صنعتی بود. در همین حال، بیشینه میانگین محتوی عنصر سرب به نمونه‌های

خاک سطحی کاربری تجاری تعلق داشت. از سوی دیگر، میانگین محتوی عناصر (همه کاربری‌ها) در نمونه‌ها از روند نزولی نیکل < سرب < آرسنیک < کادمیم تبعیت کرد. نتایج آزمون تحلیل واریانس یک‌طرفه نیز نشان داد که بین کاربری‌های مختلف از حیث میانگین محتوی عناصر آرسنیک، سرب، کادمیم و نیکل در نمونه‌های خاک اختلاف معنی‌دار آماری در سطح ۹۵٪ وجود داشته است. روند کاهشی میانگین محتوی عناصر آرسنیک، کادمیم و نیکل برای کاربری‌های مختلف به‌صورت صنعتی < تجاری < مسکونی بود. این در حالی است که میانگین محتوی عنصر سرب برای کاربری‌های مختلف از روند کاهشی تجاری < صنعتی < مسکونی تبعیت کرد.

نتایج ارزیابی ریسک سلامت عناصر مبتنی بر مدل قطعی: نتایج برآورد شاخص ریسک غیرسرطانی ناشی از مواجهه با عناصر مورد ارزیابی از طریق بلع، استنشاق و تماس پوستی با خاک آلوده برای هر دو گروه کودک و بزرگسال (جدول ۲) نشان داد که میانگین مقادیر شاخص‌های HQ_{inh} ، HQ_{ing} و HQ_{der} و HI برای عناصر آرسنیک، سرب، کادمیم و نیکل برای هر دو گروه سنی، کوچک‌تر از یک و بیان‌گر عدم بروز ریسک غیرسرطانی ناشی از مواجهه با خاک آلوده به این عناصر بود.

نتایج تخمین ریسک سرطان‌زایی از مسیرهای مختلف مواجهه با ذرات خاک آلوده به عناصر آرسنیک، سرب، کادمیم و نیکل برای هر دو گروه سنی کودک و بزرگسال در جدول ۲ ارائه شده است. با استناد به نتایج، میانگین مقادیر CR برای همه عناصر مورد مطالعه از طریق استنشاق در هر دو گروه سنی (کودک و بزرگسال) کوچک‌تر از حد آستانه (1×10^{-6}) و بیان‌گر ریسک سرطان‌زایی کم از طریق استنشاق خاک آلوده به آرسنیک، سرب، کادمیم و نیکل برای ساکنان بود. در همین حال، کودکان در معرض ریسک سرطان‌زایی متوسط ناشی از بلع ذرات خاک آلوده به عناصر آرسنیک، کادمیم و نیکل بودند ($1 \times 10^{-4} \leq CR_{ing} < 1 \times 10^{-6}$). این درحالی است که

میانگین مقادیر CR_{ing} عنصر سرب برای کودکان کوچک‌تر از 1×10^{-6} و بیان‌گر احتمال بروز ریسک سرطان‌زایی کم از طریق بلع خاک آلوده به این عنصر بود. از دیگر سو، بزرگسالان در معرض ریسک سرطان‌زایی متوسط ناشی از بلع ذرات خاک آلوده به عناصر آرسنیک و نیکل بودند. این در حالی است که میانگین مقادیر CR_{ing} عناصر سرب و کادمیم برای بزرگسالان بیان‌گر بروز ریسک سرطان‌زایی کم از طریق بلع خاک آلوده به عناصر مذکور بود. از طرفی، میانگین مقادیر CR برای عناصر آرسنیک و نیکل از طریق تماس پوستی برای هر دو گروه سنی همگی در محدوده 1×10^{-6} تا 1×10^{-4} متغیر و بیان‌گر خطر سرطان‌زایی متوسط از طریق تماس پوستی با خاک آلوده به آرسنیک و نیکل برای شهروندان بود. این در حالی است که میانگین مقادیر CR_{der} عناصر سرب و کادمیم برای کودکان و بزرگسالان بیان‌گر بروز ریسک سرطان‌زایی کم از طریق تماس پوستی با خاک آلوده به عناصر مذکور بود. افزون بر این، میانگین مقادیر کل TCR برای کودکان و بزرگسالان به‌ترتیب با $8/47 \times 10^{-5}$ و $4/22 \times 10^{-5}$ حاکی از سطح ریسک سرطان‌زایی متوسط در شهر همدان بود.

با استناد به نتایج مندرج در شکل ۳ می‌توان ادعان داشت که سطوح ریسک‌های غیرسرطان‌زا و سرطان‌زا برای عناصر ارزیابی شده از مسیرهای مختلف مواجهه برای کودکان و بزرگسالان از روند کاهشی بلع < تماس پوستی < استنشاق تبعیت کرده است. در همین حال، میانگین ریسک غیرسرطان‌زایی عناصر برای هر دو گروه سنی از ترتیب نزولی آرسنیک < سرب < نیکل < کادمیم تبعیت کرد. از طرفی، روند نزولی میانگین مقادیر شاخص ریسک سرطان‌زایی عناصر مورد مطالعه برای کودکان و بزرگسالان به‌صورت نیکل < آرسنیک < کادمیم < سرب بود (شکل ۳).

نتایج ارزیابی ریسک سلامت عناصر مبتنی بر مدل تصادفی: در این مطالعه، به‌منظور تخمین دقیق‌تر ریسک‌های غیرسرطان‌زا و سرطان‌زا برای هر دو گروه کودک و بزرگسال، ارزیابی ریسک تصادفی بر اساس شبیه‌سازی مونت کارلو انجام شد. لازم به‌ذکر

صدک ۹۵ شاخص ریسک سرطانزایی کل تجمعی برای بزرگسالان در محدوده 1×10^{-6} تا 1×10^{-4} متغیر و بیانگر خطر سرطانی متوسط بود (شکل ۴-الف).

با استناد به نتایج پردازش حساسیت پارامترها (شکل ۴-ب)، میزان ورود خاک سطحی به بدن، زمان قرار گرفتن در معرض خاک آلوده و فرکانس زمان قرار گرفتن در معرض با بیشترین تاثیر بر ریسکهای غیرسرطانزا و سرطانزا به عنوان مهمترین عوامل کلیدی مؤثر بر ریسک سلامت عناصر سمی خاک در منطقه مورد مطالعه شناسایی شدند. از طرفی، پردازش حساسیت پارامتر نشان داد که عناصر آرسنیک و نیکل با بیشترین تأثیر، آلایندههای اصلی در بروز ریسکهای غیرسرطانزا و سرطانزا در منطقه مورد مطالعه بودند (شکل ۴-ب).

نتایج تحلیل عملکرد و دقت مدل‌های قطعی و تصادفی ارزیابی ریسک سلامت: نتایج ارزیابی و مقایسه عملکرد دو مدل ارزیابی ریسک سلامت (قطعی و تصادفی)، با استفاده از انحراف معیار، واریانس و ضریب تغییرات به عنوان معیارهای عملکرد (جدول ۳) نشان داد که بیشینه مقدار انحراف معیار مربوط به رویکرد قطعی بود. در همین حال، مقادیر واریانس و ضریب تغییرات نیز الگوی مشابهی را نشان دادند، به طوری که مدل تصادفی در مقایسه با مدل قطعی مقادیر واریانس و ضریب تغییرات را در حدود ۵۰٪ کاهش داد.

بحث

خاک شهری آلوده به عناصر بالقوه سمی به عنوان تهدیدی بالقوه مضر برای سلامت شهروندان توجه گسترده‌ای را به خود جلب کرده است. در این خصوص، تعیین محتوی آلایندههای فلزی-شبه فلزی خاک شهری به عنوان پیش‌نیازی مهم و ضروری برای تدوین، بهبود و توسعه راهبردها و ابزارهای مدیریت محیط‌زیستی-بهداشتی و برنامه‌های نظارتی کارآمد برای کاهش و مدیریت ریسک از اهمیتی ویژه و به سزا برخوردار است. نتایج مربوط به تعیین محتوی عناصر بیانگر غلظت متمایز عناصر خاک در کاربری‌های مختلف بود،

است که این رویکرد با ارائه توصیف آماری از احتمال وقوع ریسکهای سلامت در فواصل اطمینان ۵٪ تا ۹۵٪ درک جامع و بهتری از اثرات آلودگی عناصر سمی خاک بر سلامت فراهم می‌کند. در این خصوص، صدک ۹۵ ریسک سلامتی، عامل مهم پردازش ریسک تصادفی محسوب می‌شود. نتایج حاصل از توزیع احتمال خطرات غیرسرطانزا نشان داد که ۱۰۰٪ مقادیر شاخص ریسک غیرسرطانزایی برای عناصر آرسنیک، سرب، کادمیم، نیکل برای هر دو گروه سنی کودک و بزرگسال کوچک‌تر از یک و بیانگر عدم بروز ریسک ناشی از مواجهه با خاک آلوده به این عناصر بود (شکل ۴-الف). همچنین، میانگین مقادیر شاخص ریسک غیرسرطانزایی عناصر برای هر دو گروه سنی از ترتیب نزولی آرسنیک < سرب < نیکل < کادمیم تبعیت کرد. علاوه بر این، ۱۰۰٪ مقادیر شاخص ریسک غیرسرطانزایی تجمعی برای هر دو گروه سنی کوچک‌تر از حد آستانه (۱) و بیانگر عدم بروز ریسک غیرسرطانزایی برای ساکنان در منطقه مورد مطالعه بود. از طرفی، نتایج ارزیابی ریسک سرطانزایی تصادفی نشان داد که ۱۰۰٪ مقادیر ریسک سرطانزایی عناصر آرسنیک و نیکل برای هر دو جمعیت هدف همگی در محدوده 1×10^{-4} تا 1×10^{-6} متغیر و بیانگر ریسک سرطانزایی متوسط بود. در همین حال، سطح صدک ۹۵ عناصر سرب و کادمیم برای کودکان (به ترتیب برابر با $1/42 \times 10^{-6}$ و $2/81 \times 10^{-6}$) و عنصر کادمیم برای بزرگسالان ($1/20 \times 10^{-6}$) در محدوده ریسک متوسط قرار داشت. با این حال، ۱۰۰٪ مقادیر ریسک سرطانزایی عنصر سرب برای بزرگسالان کوچک‌تر از 1×10^{-6} و بیانگر بروز ریسک سرطانی‌زایی کم بود. همچنین، میانگین مقادیر ریسک سرطانزایی عناصر برای هر دو گروه سنی از ترتیب کاهشی نیکل < آرسنیک < کادمیم < سرب تبعیت کرد. از طرفی، سطح صدک ۹۵ شاخص ریسک سرطانزایی کل تجمعی برای کودکان (۱۴/۵٪) بزرگ‌تر از 1×10^{-4} و بیانگر ریسک سرطانزایی زیاد برای کودکان در منطقه مورد مطالعه بود. با این حال، مقدار میانگین و سطح

مبتنی بر مدل قطعی نشان داد که بلع به ترتیب با اختصاص ۹۸/۱٪ و ۹۷/۸٪ از سهم کل شاخص ریسک تجمعی غیرسرطانزایی و ۶۰/۶٪ و ۵۳/۱٪ از سهم کل شاخص ریسک تجمعی سرطانزایی برای کودکان و بزرگسالان مسیر اصلی مواجهه شهروندان با ذرات خاک آلوده به عناصر بالقوه سمی بوده است که با یافته‌های Ni و همکاران (۲۰۲۵)، Shi و همکاران (۲۰۲۲)، Sobhanardakani و Hosseini (۲۰۲۳) مطابقت دارد (۵۷-۵۹). همچنین، نتایج ارزیابی ریسک غیرسرطانزا مبتنی بر مدل قطعی نشان داد که میانگین مقادیر شاخص ریسک تجمعی غیرسرطانزایی برای عناصر آرسنیک، سرب، کادمیم و نیکل برای هر دو گروه سنی، کوچک‌تر از یک و بیانگر عدم بروز ریسک غیرسرطانی ناشی از مواجهه با خاک آلوده به این عناصر بود. در همین حال، عنصر آرسنیک با اختصاص ۷۷/۴٪ از کل مقادیر ریسک تجمعی به‌عنوان عامل اصلی بروز ریسک غیرسرطانزایی شناخته شد که در این خصوص، نتایج مشابهی توسط سایر پژوهشگران گزارش شده است (۲۸، ۶۰). ضایعات پوستی، بیماری‌های تنفسی و قلبی-عروقی از عوارض اصلی قرار گرفتن در معرض مقادیر بیش‌تر از حد آرسنیک به‌شمار می‌آیند (۶۱). نتایج محاسبه شاخص ریسک سرطانزایی کل مبتنی بر مدل قطعی نشان داد که کودکان و بزرگسالان در معرض ریسک سرطانزایی متوسط ناشی از بلع ذرات خاک آلوده به عناصر آرسنیک، سرب، کادمیم و نیکل بودند. همچنین، عنصر نیکل با اختصاص ۷۸/۵٪ از کل مقادیر شاخص ریسک تجمعی، از بیش‌ترین سهم در ایجاد ریسک سرطانزایی برخوردار بود. در این خصوص، می‌توان اذعان داشت که عنصر نیکل عامل اصلی بروز ریسک سرطانزایی در منطقه مورد مطالعه است که این دستاورد با یافته‌های پژوهش Mostafa و همکاران (۲۰۲۴) مطابقت دارد (۶۲). لازم به‌ذکر است که اختلالات عصبی، بیماری‌های قلبی، جهش ژنتیکی، ناهنجارزایی، سرطان ریه و درماتیت از پیامدهای اصلی قرار گرفتن در معرض مقادیر مزمن و یا بیش‌تر از حد مجاز نیکل هستند (۴۴، ۶۳). به‌طور کلی، مقادیر ریسک‌های

به‌طوری‌که بیشینه میانگین محتوی عناصر آرسنیک، کادمیم و نیکل مربوط به کاربری صنعتی و بیشینه میانگین محتوی عنصر سرب مربوط به کاربری تجاری و بیانگر تاثیر قابل توجه فعالیت‌ها و کاربری‌های مختلف شهری بر تغییرات مکانی محتوی عناصر بود که با یافته‌های تحقیقات مشابه قبلی مطابقت دارد (۴۸-۵۰). به‌طور کلی، آرسنیک به‌عنوان ردیاب اصلی احتراق سوخت فسیلی (گاز طبیعی، نفت و گازوئیل) از مصرف سوخت برای تامین انرژی در صنایع مختلف و همچنین گرمایش ساختمانی نشأت می‌گیرد (۵۱). از طرفی، فعالیت‌های صنعتی و ترافیکی از منابع عمده و مهم انتشار عناصر کادمیم و نیکل در زیست‌بوم شهری به‌شمار می‌آیند (۱). همچنین، سرب به‌عنوان شاخص اصلی انتشارات ترافیکی سهم قابل قبولی از منابع غیراحتراقی (نشت روان‌کننده‌ها و ذرات حاصل از استهلاک و فرسایش لنت ترمز و بدنه خودرو) دارد (۱۰، ۵۲). از این‌رو، بیشینه محتوی عناصر آرسنیک، کادمیم و نیکل در مناطق صنعتی را می‌توان با انتشارات ناشی از فعالیت صنایع کوچک محلی به‌ویژه کارگاه‌های آبکاری و جوشکاری فلزات، نقاشی و تعمیرات خودرو، تولیدات چرمی و پلاستیکی در منطقه مورد مطالعه مرتبط دانست. همان‌طور که Cai و همکاران (۲۰۱۹) و Goncharov و همکاران (۲۰۲۴) نیز در پژوهش خود به نتایج مشابهی دست یافتند (۵۳، ۵۴). از طرفی، بیشینه میانگین محتوی عنصر سرب در کاربری تجاری واجد حجم زیاد ترافیک شهری، را می‌توان با انتشارات ترافیکی (احتراقی و غیراحتراقی) مرتبط دانست. این در حالی است که Adimalla و همکاران (۲۰۲۰) و Wang و همکاران (۲۰۱۹) نیز به نتایج مشابهی دست یافته‌اند (۵۵، ۵۶).

کمی‌سازی و ارزیابی ریسک سلامت آلاینده‌های سمی خاک شهری رویکردی مفید و مناسب برای تعیین اولویت عوامل کنترلی در مدیریت مؤثر و کاهش مخاطرات بالقوه مضر مرتبط با عناصر سمی به‌شمار می‌آیند. نتایج محاسبه ریسک غیرسرطانزا و سرطانزا برای عناصر ارزیابی شده

غیرسرطان‌زایی و سرطان‌زایی کودکان ناشی از مواجهه با خاک آلوده به عناصر مورد مطالعه به ترتیب در حدود ۹ و دو برابر سطح ریسک بزرگسالان بود. در این خصوص می‌توان اذعان داشت که کودکان در مقایسه با بزرگسالان به سبب وزن کم‌تر بدن و برخی ویژگی‌های رفتاری خاص (به‌ویژه مکیدن انگشتان و اشیاء آلوده)، به مراتب بیش‌تر در معرض ریسک‌های مواجهه با عناصر قرار دارند که این موضوع توسط نتایج حاصل از مطالعات مشابه مورد تایید قرار می‌گیرد (۱۰، ۶۴، ۶۵).

شبیه‌سازی مونت کارلو به عنوان ابزار مؤثر و مفید در کاهش عدم قطعیت‌های مرتبط با فرآیند ارزیابی ریسک، رویکردی مناسب در ارزیابی تصادفی ریسک سلامت محسوب می‌شود. نتایج ارزیابی ریسک غیرسرطان‌زایی مبتنی بر مدل تصادفی نشان داد که ۱۰۰٪ مقادیر شاخص ریسک غیرسرطان‌زایی تجمعی برای هر دو گروه سنی کوچک‌تر از حد آستانه (۱) و بیان‌گر عدم بروز ریسک غیرسرطان‌زایی برای ساکنان در منطقه مورد مطالعه بود. با این حال، توزیع احتمال شاخص ریسک سرطان‌زایی کل تجمعی برای کودکان نشان داد که ۱۴/۵٪ از مقادیر ریسک در محدوده ریسک "زیاد" بوده است، با این حال، ۱۰۰٪ مقادیر شاخص ریسک سرطان‌زایی کل تجمعی برای بزرگسالان در محدوده "متوسط" بود. به‌طور کلی، نتایج ارزیابی ریسک سلامت تصادفی نیز تایید کرد که کودکان بیشتر از بزرگسالان در معرض ریسک‌های غیرسرطان‌زا و سرطان‌زای مرتبط با خاک آلوده به عناصر مورد مطالعه هستند. نتایج پردازش حساسیت پارامترها نشان داد که میزان ورود خاک سطحی به بدن، زمان قرار گرفتن در معرض خاک آلوده و فرکانس زمان قرار گرفتن در معرض با بیش‌ترین تاثیر بر ریسک‌های غیرسرطان‌زا و سرطان‌زا، مهم‌ترین عوامل کلیدی مؤثر بر ریسک سلامت عناصر سمی خاک در منطقه مورد مطالعه بودند. بنابراین، اقدامات نظارتی و کنترلی به‌منظور کاهش ریسک بهداشتی عناصر بالقوه سمی به‌ویژه برای کودکان ضروری است. در

این خصوص، ترغیب شهروندان به رعایت توصیه‌های بهداشتی به‌ویژه شستشوی مکرر دست‌ها با هدف افزایش سطح بهداشت فردی (به‌ویژه در کودکان) و کاهش نرخ جذب عناصر باید مدنظر قرار گیرد. از طرفی، پردازش حساسیت پارامتر نشان داد که عناصر آرسنیک و نیکل با بیش‌ترین تاثیر، آلاینده‌های اصلی در بروز ریسک‌های غیرسرطان‌زا و سرطان‌زا در منطقه مورد مطالعه بودند. از این‌رو، ریسک سلامتی آرسنیک و نیکل برای هر دو گروه سنی باید به‌طور هم‌زمان مورد توجه قرار گیرد. بر این اساس، توجه به محتوای آرسنیک و نیکل و اولویت‌بندی منشأ آلودگی این عناصر برای کاهش ریسک سلامتی ناشی از آلاینده‌های خاک شهری در منطقه مورد مطالعه ضروری است. انحراف معیار، واریانس و ضریب تغییرات به عنوان معیارهای عملکرد، ابزارهای مهم و مناسب ارزیابی و مقایسه عملکرد و دقت مدل‌های قطعی و تصادفی ارزیابی ریسک سلامت محسوب می‌شوند. نتایج نشان داد که بیشینه مقدار انحراف معیار مربوط به رویکرد قطعی بود که نشان‌دهنده دقت بهبود یافته در ارزیابی ریسک تصادفی است. در همین حال، مقادیر واریانس و ضریب تغییرات نیز الگوی مشابهی را نشان دادند، به‌طوری‌که مدل تصادفی در مقایسه با مدل قطعی با کاهش مقادیر واریانس و ضریب تغییرات، کاهش تغییرپذیری را نشان داد. با استناد به نتایج به‌دست آمده می‌توان اذعان داشت که استفاده از رویکرد تصادفی به‌طور قابل توجهی دقت مدل ارزیابی ریسک سلامت را بهبود می‌بخشد. همچنین، این افزایش دقت مرتبط با مدل‌سازی ارزیابی ریسک سلامت تصادفی می‌تواند منجر به عملکرد بهتر آن نسبت به رویکرد قطعی و ارائه نتایج قابل اطمینان‌تر شود. به‌طور کلی، یافته‌ها ثابت می‌کنند که رویکرد تصادفی به‌سبب ارائه نتایج قابل اطمینان می‌تواند به عنوان ابزاری برای تصمیم‌گیری آگاهانه و توسعه راهبردهای مؤثر و هدفمند در سناریوهای مختلف مدیریت محیط‌زیستی و سلامتی مورد استفاده قرار گیرند.

نتیجه گیری

این مطالعه با هدف تعیین محتوی، کمی سازی ریسک سلامت مبتنی بر مدل قطعی و تصادفی و تعیین اولویت عوامل کنترلی در مدیریت ریسک سلامت برخی عناصر بالقوه سمی در خاک شهری همدان انجام شد. نتایج تعیین محتوی عناصر بیانگر تاثیر قابل توجه فعالیت های صنعتی و ترافیکی بر آلودگی عناصر آرسنیک، سرب، کادمیم و نیکل خاک در منطقه مورد مطالعه بود. نتایج ارزیابی ریسک سلامت بر اساس مدل قطعی و تصادفی نشان دهنده عدم بروز ریسک غیرسرطان زایی قابل توجه برای ساکنان شهر همدان بود؛ با این حال، ریسک سرطان زایی برای هر دو گروه سنی کودک و بزرگسال قابل توجه بود. از طرفی، میزان ورود خاک سطحی به بدن، زمان قرار گرفتن در معرض خاک آلوده، فرکانس زمان قرار گرفتن در معرض، و عناصر آرسنیک و نیکل با بیشترین تاثیر بر ریسک های غیرسرطانزا و سرطانزا به عنوان مهم ترین عوامل کلیدی مؤثر بر ریسک سلامت عناصر سمی خاک در منطقه مورد مطالعه شناسایی شدند. از طرفی، مدل تصادفی در مقایسه با مدل قطعی به طور قابل توجهی دقت و عملکرد ارزیابی ریسک سلامت را بهبود و افزایش داد. یافته ها با ارائه بینشی کامل از ریسک سلامت ناشی از آلودگی عناصر آرسنیک، سرب، کادمیم و نیکل در خاک شهری همدان، افزون بر این که می توانند مبنایی علمی برای کنترل و مدیریت مؤثر ریسک سلامت مرتبط با آلاینده های فلزی-شبه فلزی خاک شهری در منطقه مورد مطالعه محسوب شوند؛ لزوم توجه به پایش منظم و دوره ای نمونه های خاک و ارائه تمهیدات و اقدامات پیشگیرانه و مدیریتی برای کاهش ریسک و تضمین توسعه پایدار شهری و سلامت شهروندان را نیز تایید می کنند. در این خصوص، نظر به این که آرسنیک و نیکل آلاینده های اصلی بروز ریسک

سلامت بودند؛ تعیین و اولویت بندی منشأ آلودگی و کنترل منابع انتشار عناصر مذکور به عنوان اقدامات فوری و عملی برای حفظ سلامت شهروندان مؤثر و ضروری خواهد بود. همچنین، افزایش سطح آگاهی شهروندان در خصوص پیامدهای مضر مواجهه با خاک آلوده و ترغیب آنان (به ویژه در کودکان) به رعایت توصیه های بهداشتی (به ویژه شستشوی مکرر دست ها) به عنوان راهکارهای اجرایی با هدف افزایش سطح بهداشت فردی و کاهش جذب عناصر برای حفظ سلامت عمومی باید مدنظر قرار گیرند. به علاوه، تدوین و اجرای برنامه های نظارتی منظم با تمرکز بر محتوی عناصر سمی خاک شهری به عنوان یک رویکرد هشدار اولیه توصیه می شود. از طرفی، نظر به افزایش دقت و بهبود عملکرد مدل ریسک تصادفی در مقایسه با مدل قطعی، استفاده از رویکرد تصادفی به عنوان جایگزین مناسب رویکرد قطعی برای ارزیابی ریسک های محیط زیستی و سلامتی پیشنهاد می شود. در نهایت، از آنجا که اجرای این پژوهش با محدودیت های زمانی و منابع مالی مواجه بود، مطالعه سایر عناصر بالقوه سمی، منشأ یابی منابع آن ها و ارزیابی ریسک بوم شناختی مرتبط با عناصر می تواند برای تضمین توسعه پایدار شهری همدان مفید واقع شود.

تشکر و قدردانی

بدین وسیله نویسندگان از حوزه معاونت پژوهش و فن-آوری واحد همدان دانشگاه آزاد اسلامی برای فراهم کردن امکانات اجرای مطالعه سپاسگزاری می کنند. نویسندگان همه نکات اخلاقی شامل عدم سرقت ادبی، انتشار دوگانه، تحریف داده ها و داده سازی را در این مقاله رعایت کرده اند. همچنین، هرگونه تضاد منافع حقیقی یا مادی که ممکن است بر نتایج یا تفسیر مقاله تاثیر بگذارد، توسط نویسندگان رد می شود.

جدول ۱- مقادیر فاکتور مواجهه مرجع و فاکتور شیب برای ارزیابی ریسک سلامت (غیرسرطانزا و سرطانزا)

عنصر	فاکتور مواجهه مرجع (میلی گرم در کیلوگرم در روز)			فاکتور شیب (میلی گرم در کیلوگرم در روز)		
	RfD (mg/kg/day)			CSF (mg/kg/day)		
	بلع	استنشاق	تماس پوستی	بلع	استنشاق	تماس پوستی
آرسنیک	$3/00 \times 10^{-4}$	$4/30$	$1/23 \times 10^{-4}$	$1/50$	$1/51 \times 10^{-1}$	$2/00 \times 10^{-1}$
سرب	$3/50 \times 10^{-3}$	$3/52 \times 10^{-3}$	$5/25 \times 10^{-4}$	$8/50 \times 10^{-3}$	$4/20 \times 10^{-2}$	$1/70$
کادمیم	$1/00 \times 10^{-3}$	$1/00 \times 10^{-3}$	$1/00 \times 10^{-5}$	$6/10$	$6/30$	$6/10$
نیکل	$2/00 \times 10^{-2}$	$2/06 \times 10^{-2}$	$5/40 \times 10^{-3}$	$1/70$	$8/40 \times 10^{-1}$	$4/25 \times 10^{-1}$

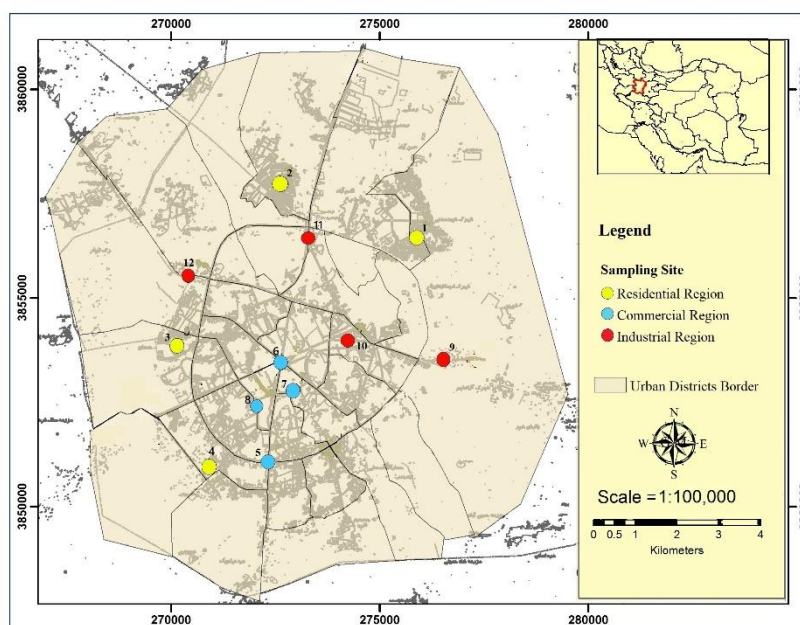
جدول ۲- نتایج ارزیابی ریسک‌های غیرسرطان‌زایی (HQ و HI) و سرطان‌زایی (CR و TCR) عناصر مورد مطالعه در نمونه‌های خاک شهر

همدان

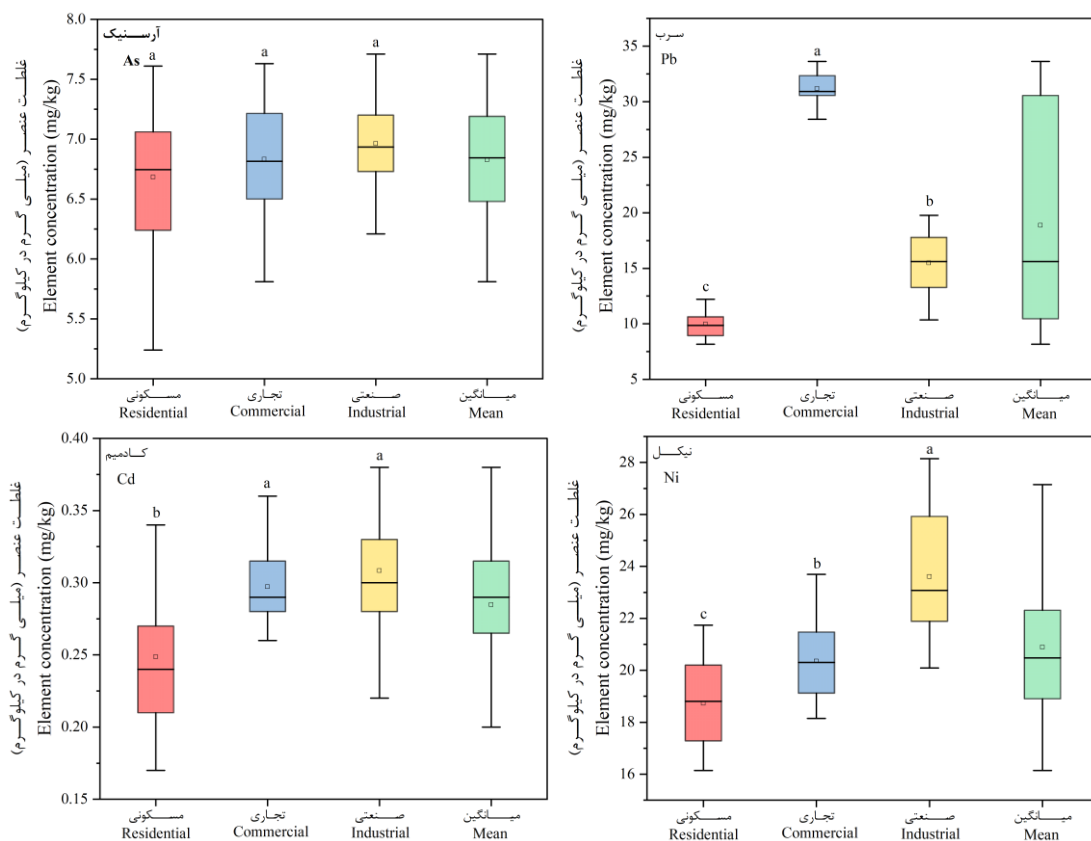
عنصر	ضریب خطر (HQ)						شاخص خطر (HI)	
	کودکان			بزرگسالان			کودکان	بزرگسالان
	بلع	استنشاق	تماس پوستی	بلع	استنشاق	تماس پوستی		
آرسنیک	$2/92 \times 10^{-1}$	$5/67 \times 10^{-10}$	$1/99 \times 10^{-3}$	$3/11 \times 10^{-2}$	$2/05 \times 10^{-10}$	$3/03 \times 10^{-4}$	$2/98 \times 10^{-1}$	$3/15 \times 10^{-2}$
سرب	$6/89 \times 10^{-2}$	$1/92 \times 10^{-6}$	$1/29 \times 10^{-3}$	$7/39 \times 10^{-3}$	$6/91 \times 10^{-7}$	$1/96 \times 10^{-4}$	$7/02 \times 10^{-2}$	$7/58 \times 10^{-3}$
کادمیم	$3/64 \times 10^{-3}$	$1/02 \times 10^{-7}$	$1/02 \times 10^{-3}$	$3/90 \times 10^{-4}$	$3/67 \times 10^{-8}$	$1/56 \times 10^{-4}$	$4/66 \times 10^{-3}$	$5/46 \times 10^{-4}$
نیکل	$1/34 \times 10^{-2}$	$3/62 \times 10^{-7}$	$1/39 \times 10^{-4}$	$1/43 \times 10^{-3}$	$1/31 \times 10^{-7}$	$2/11 \times 10^{-5}$	$1/35 \times 10^{-2}$	$1/45 \times 10^{-3}$
کل	$3/77 \times 10^{-1}$	$2/38 \times 10^{-6}$	$4/43 \times 10^{-3}$	$4/02 \times 10^{-2}$	$8/59 \times 10^{-7}$	$6/77 \times 10^{-4}$	$3/81 \times 10^{-1}$	$4/11 \times 10^{-2}$
عنصر	خطر سرطان‌زایی (CR)						خطر سرطان‌زایی کل (TCR)	
	کودکان			بزرگسالان			کودکان	بزرگسالان
	بلع	استنشاق	تماس پوستی	بلع	استنشاق	تماس پوستی		
آرسنیک	$1/12 \times 10^{-5}$	$2/71 \times 10^{-9}$	$4/16 \times 10^{-6}$	$4/81 \times 10^{-6}$	$4/56 \times 10^{-9}$	$2/56 \times 10^{-6}$	$1/54 \times 10^{-5}$	$7/37 \times 10^{-6}$
سرب	$1/76 \times 10^{-7}$	$2/08 \times 10^{-11}$	$9/58 \times 10^{-7}$	$7/53 \times 10^{-8}$	$6/50 \times 10^{-11}$	$6/07 \times 10^{-7}$	$1/16 \times 10^{-6}$	$6/77 \times 10^{-7}$
کادمیم	$1/90 \times 10^{-6}$	$4/71 \times 10^{-11}$	$5/33 \times 10^{-8}$	$8/16 \times 10^{-7}$	$7/93 \times 10^{-11}$	$3/25 \times 10^{-8}$	$1/96 \times 10^{-6}$	$8/47 \times 10^{-7}$
نیکل	$3/89 \times 10^{-5}$	$4/61 \times 10^{-10}$	$2/72 \times 10^{-5}$	$1/67 \times 10^{-5}$	$7/76 \times 10^{-10}$	$1/66 \times 10^{-5}$	$6/62 \times 10^{-5}$	$3/33 \times 10^{-5}$
کل	$5/22 \times 10^{-5}$	$3/23 \times 10^{-9}$	$3/25 \times 10^{-5}$	$2/24 \times 10^{-5}$	$5/45 \times 10^{-9}$	$1/98 \times 10^{-5}$	$8/47 \times 10^{-5}$	$4/22 \times 10^{-5}$

جدول ۳- مقایسه عملکرد مدل‌های ارزیابی ریسک سلامت قطعی و تصادفی در مطالعه ارزیابی ریسک سلامت خاک شهری آلوده به عناصر بالقوه سمی مبتنی بر مدل تصادفی (مورد مطالعه: شهر همدان)

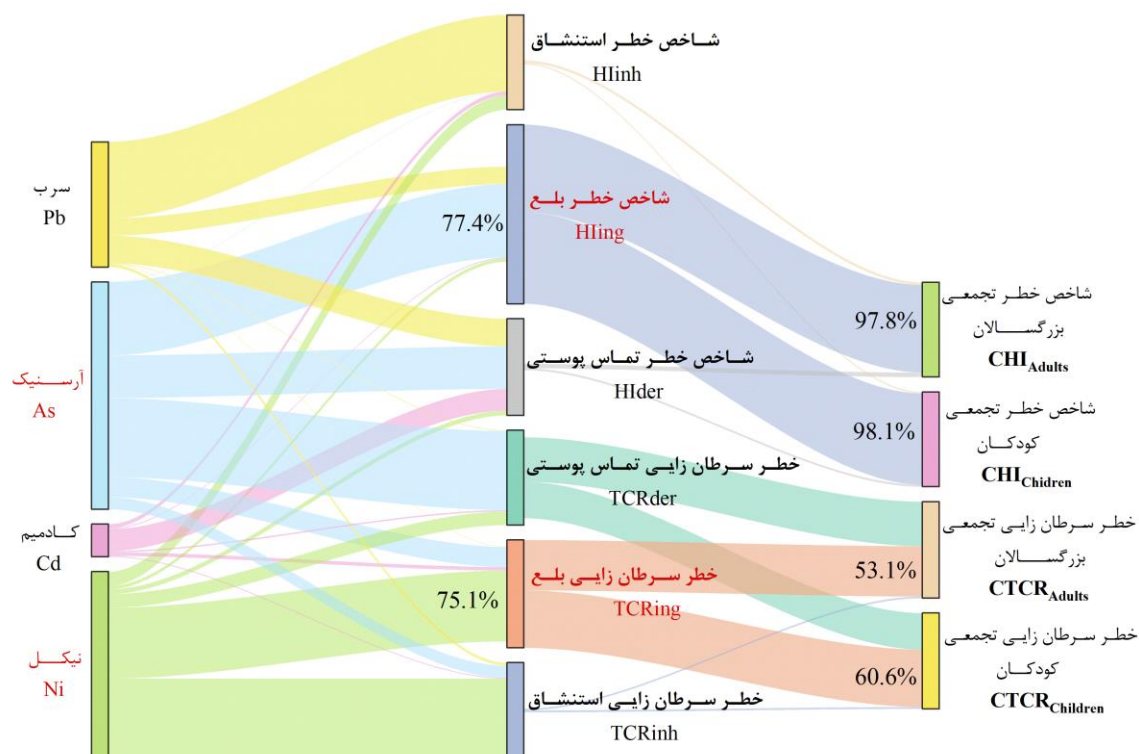
مدل	پارامتر آماری	شاخص ریسک (HI)		ریسک سرطان‌زایی کل (TCR)	
		کودکان	بزرگسالان	کودکان	بزرگسالان
قطعی	انحراف معیار	$2/13 \times 10^{-2}$	$2/30 \times 10^{-3}$	$2/87 \times 10^{-6}$	$2/23 \times 10^{-6}$
	واریانس	$4/51 \times 10^{-4}$	$5/25 \times 10^{-6}$	$8/13 \times 10^{-12}$	$2/79 \times 10^{-12}$
	ضریب تغییرات	$1/08 \times 10^{-1}$	$1/09 \times 10^{-1}$	$1/06 \times 10^{-1}$	$1/04 \times 10^{-1}$
تصادفی	انحراف معیار	$1/02 \times 10^{-2}$	$1/13 \times 10^{-3}$	$1/42 \times 10^{-6}$	$1/14 \times 10^{-6}$
	واریانس	$2/14 \times 10^{-4}$	$2/58 \times 10^{-6}$	$6/02 \times 10^{-12}$	$1/08 \times 10^{-12}$
	ضریب تغییرات	$6/21 \times 10^{-2}$	$5/74 \times 10^{-2}$	$7/16 \times 10^{-2}$	$6/18 \times 10^{-2}$



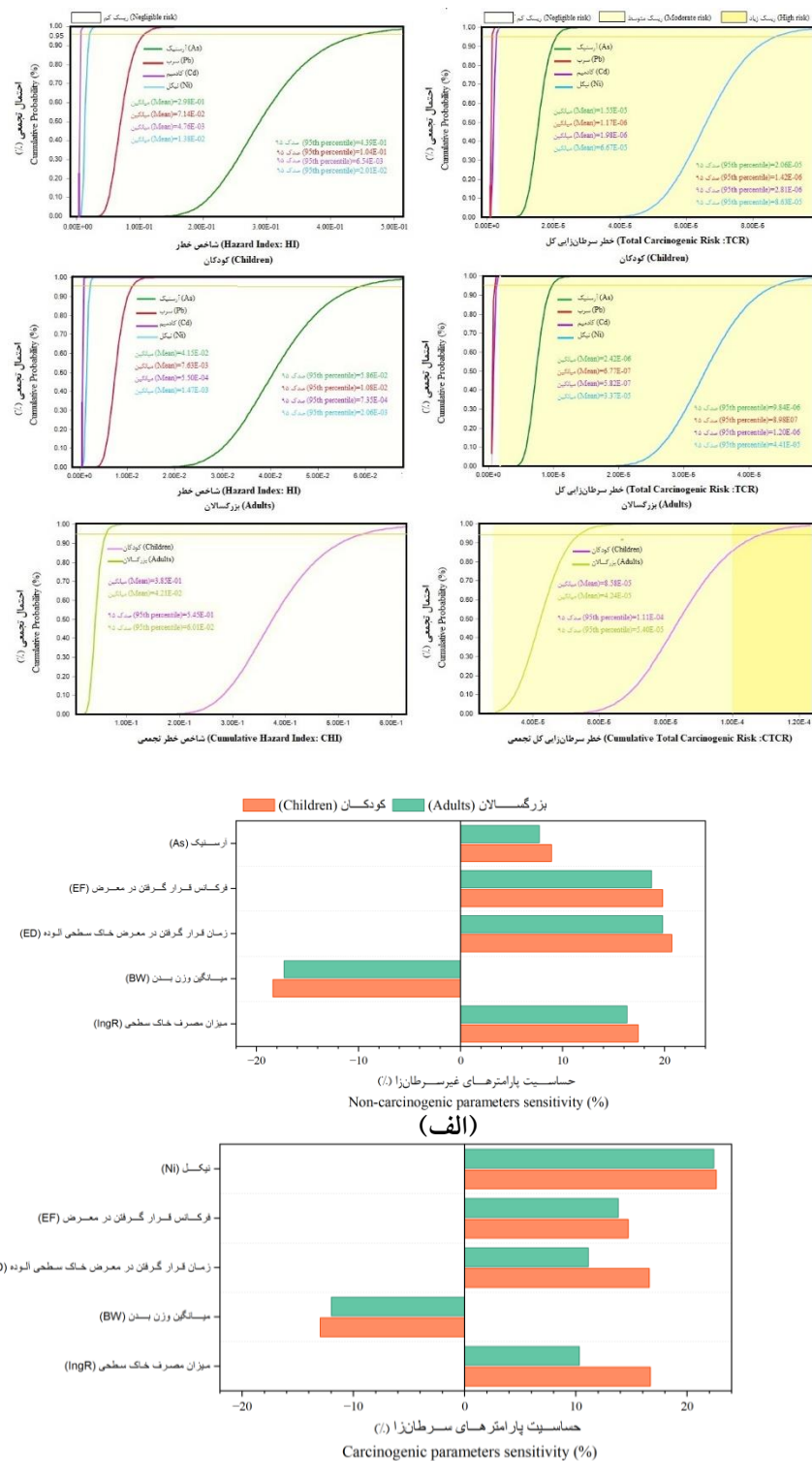
شکل ۱- موقعیت استقرار مکان‌های نمونه‌برداری در مطالعه ارزیابی ریسک سلامت خاک شهری آلوده به عناصر بالقوه سمی مبتنی بر مدل تصادفی (مورد مطالعه: شهر همدان)



شکل ۲- محتوی عناصر آرسنیک، سرب، کادمیم و نیکل (میلی گرم در کیلوگرم) در نمونه‌های خاک (a, b و c بیان‌گر وجود تفاوت معنی‌دار آماری ($p.value < 0.05$) بین میانگین محتوی عناصر مورد بررسی در کاربری‌های مختلف بر اساس نتایج آزمون‌های تحلیل واریانس یک‌طرفه و چند دامنه‌ای دانکن است).



شکل ۳- رابطه بین عناصر، مسیرهای مواجهه و ریسک سلامتی (عرض منحنی نشان‌دهنده سهم عناصر و مسیرهای مواجهه در ریسک سرطان‌زایی)



شکل ۴- (الف) ریسک سلامت تصادفی ناشی از عناصر منفرد در خاک شهری همدان و توزیع احتمال ریسک‌های تجمعی غیرسرطان‌زا و سرطان‌زا برای کودکان و بزرگسالان. (ب) تحلیل حساسیت پارامترهای ریسک سلامت (غیرسرطان‌زا و سرطان‌زا)

(ب)

References

1. Akbarimorad S, Sobhanardakani S, Hosseini NS, Martín DB. *Pinus eldarica* (L.) bark as urban atmospheric trace element pollution bioindicator: pollution status, spatial variations, and quantitative source apportionment based on positive matrix factorization receptor model. *Environmental Monitoring and Assessment*. 2024;196(8):771.
2. Yi S, Li X, Chen W. From Total Concentration to Bioaccessible Load: Reassessing Soil Heavy Metal (loid) s Risks Through Probabilistic Exposure Approach and Toxicokinetic Modeling. *Journal of Hazardous Materials*. 2025;495:139062.
3. Cai L-M, Wang A, He S, Fan Y-M, Wen H-H, Luo J, et al. Determination of site-specific natural background values for soil potentially toxic elements supported by partial least squares regression method. *Journal of Hazardous Materials*. 2025; 139911.
4. Hosseini N, Sobhanardakani S, Cheraghi M, Lorestani B, Merrikhpour H. Expansive herbaceous species as bio-tools for elements detection in the vicinity of major roads of Hamedan, Iran. *International Journal of Environmental Science Technology*. 2022;19(3):1611-24.
5. Proshad R, Asha SAA, Abedin MA, Chen G, Li Z, Zhang S, et al. Pollution area identification, receptor model-oriented sources and probabilistic health hazards to prioritize control measures for heavy metal management in soil. *Journal of Environmental Management*. 2024;369:122322.
6. Han Y, Gu X. Enrichment, contamination, ecological and health risks of toxic metals in agricultural soils of an industrial city, northwestern China. *Journal of Trace Elements and Minerals*. 2023;3(2):100043.
7. Hosseini NS, Sobhan Ardakani S. Chemometric of potentially toxic elements in surface soils of Hamedan Megacity. *Iranian Journal of Soil Research*. 2025;39(2):189-204. [Persian]
8. Hosseini NS, Sobhanardakani S, Cheraghi M, Lorestani B, Merrikhpour H. Heavy metal concentrations in roadside plants (*Achillea wilhelmsii* and *Cardaria draba*) and soils along some highways in Hamedan, west of Iran. *Environmental science pollution research*. 2020;27(12):13301-14.
9. Shen C, Huang S, Wang M, Wu J, Su J, Lin K, et al. Source-oriented health risk assessment and priority control factor analysis of heavy metals in urban soil of Shanghai. *Journal of Hazardous Materials*. 2024;480:135859.
10. Hosseini NS, Sobhanardakani S. Concentration, sources, potential ecological and human health risks assessment of trace elements in roadside soil in Hamedan metropolitan, west of Iran. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*. 2024;104(17):5962-85.
11. Laha T, Gupta N, Pal M, Koley A, Masto RE, Hoque RR, et al. Chemical speciation and health risk assessment of potentially toxic elements in playground soil of bell metal commercial town of Eastern India. *Environmental Geochemistry and Health*. 2024;46(11):453.
12. Zheng F, Guo X, Tang M, Zhu D, Wang H, Yang X, et al. Variation in pollution status, sources, and risks of soil heavy metals in regions with different levels of urbanization. *Science of the Total Environment*. 2023;866:161355.
13. Lin T-S, Wu J-W, Nguyen V-T, Ju Y-R. Accumulation degree and risk assessment of metals in street dust from a developing city in Central Taiwan. *Chemosphere*. 2023;339:139785.
14. Xu X, Liu Y, Du Z, He J, Liu R, Xu D, et al. Abundance, solubilities and sources of PM_{2.5}-associated hazardous elements in the megacity of Beijing, China. *Journal of Hazardous Materials*. 2025;494:138547.
15. Sobhanardakani S. Human health risk assessment of potentially toxic heavy metals in the atmospheric dust of city of Hamedan, west of Iran. *Environmental Science Pollution Research*. 2018;25(28):28086-93.

16. Sobhanardakani S, Jamshidi K. Assessment of metals (Co, Ni, and Zn) content in the sediments of Mighan Wetland using geo-accumulation index. *Iranian Journal of Toxicology*. 2015;9(30):1386-90.
17. Yang S, Zhou Q, Sun L, Qin Q, Sun Y, Wang J, et al. Source to risk receptor transport and spatial hotspots of heavy metals pollution in peri-urban agricultural soils of the largest megacity in China. *Journal of Hazardous Materials*. 2024;480:135877.
18. Li J, Lu J-Y, Tuo X-Y, Wang C, Liu J-Z, Gao Z-D, et al. Machine learning-based source apportionment and source-oriented probabilistic ecological risk assessment of heavy metals in urban green spaces. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2025;302:118714.
19. Sobhan Ardakani S, Hosseini NS. Assessing the Toxicity and Related Health Risks of Potentially Toxic Elements (Zn, Pb, Cd, and Cr) in the Roadside Soils of City of Hamedan. *Journal of Environmental Studies*. 2023;49(1):71-90. [Persian]
20. Gui H, Yang Q, Lu X, Wang H, Gu Q, Martín JD. Spatial distribution, contamination characteristics and ecological-health risk assessment of toxic heavy metals in soils near a smelting area. *Environmental Research*. 2023;222:115328.
21. Liu Z, Du Q, Guan Q, Luo H, Shan Y, Shao W. A Monte Carlo simulation-based health risk assessment of heavy metals in soils of an oasis agricultural region in northwest China. *Science of the Total Environment*. 2023;857:159543.
22. Al-Rubaye RF, Kardel F, Dehbandi R. Ecological and human health risks of potentially toxic elements (PTEs) in street dust of Al-Hillah City, Iraq using Monte Carlo simulation. *Science of The Total Environment*. 2025;966:178722.
23. Zhou Q, Yang S, Sun L, Ye J, Sun Y, Qin Q, et al. Evaluating the protective capacity of soil heavy metals regulation limits on human health: A critical analysis concerning risk assessment-Importance of localization. *Journal of Environmental Management*. 2024;361:121197.
24. Dai X, Liang J, Shi H, Yan T, He Z, Li L, et al. Health risk assessment of heavy metals based on source analysis and Monte Carlo in the downstream basin of the Zishui. *Environmental Research*. 2024;245:117975.
25. Huang J, Wu Y, Sun J, Li X, Geng X, Zhao M, et al. Health risk assessment of heavy metal (loid)s in park soils of the largest megacity in China by using Monte Carlo simulation coupled with Positive matrix factorization model. *Journal of Hazardous Materials*. 2021;415:125629.
26. Ramazanov E, Lee SH, Lee W. Stochastic risk assessment of urban soils contaminated by heavy metals in Kazakhstan. *Science of the Total Environment*. 2021;750:141535.
27. Yang Q, Zhang L, Wang H, Martín JD. Bioavailability and health risk of toxic heavy metals (As, Hg, Pb and Cd) in urban soils: A Monte Carlo simulation approach. *Environmental research*. 2022;214:113772.
28. Zhao Z, Hao M, Li Y, Li S. Contamination, sources and health risks of toxic elements in soils of karstic urban parks based on Monte Carlo simulation combined with a receptor model. *Science of the Total Environment*. 2022;839:156223.
29. Li Y, Ye Z, Yu Y, Li Y, Jiang J, Wang L, et al. A combined method for human health risk area identification of heavy metals in urban environments. *Journal of Hazardous Materials*. 2023;449:131067.
30. Chen L, Xie M, Li G, Lin S, Wang D, Li Z, et al. A spatial source-oriented and probability-based risk-assessment framework for heavy metal and PAH contamination of urban soils in Guangzhou, China. *Journal of Hazardous Materials*. 2025;482:136500.
31. Ejaz U, Khan SM, Shah SFA, Khalid N, Jehangir S, Rizvi ZF, et al. Integrative data-driven analytics for assessing ecological and human health risks of soil heavy metal contamination. *Journal of Hazardous Materials Advances*. 2025;17:100596.

32. Ravankhah N, Mirzaei R, Masoum S. Human health risk assessment of heavy metals in surface soil. *Journal of Mazandaran University of medical sciences*. 2016;26(136):109-20. [Persian]
33. Solgi E, Keramaty M. Assessment of Health Risks of urban soils contaminated by heavy metals (Bojnourd city). *Journal of North Khorasan University of Medical Sciences*. 2015;7(4):813-27. [Persian]
34. Mehr MR, Keshavarzi B, Moore F, Sharifi R, Lahijanzadeh A, Kermani M. Distribution, source identification and health risk assessment of soil heavy metals in urban areas of Isfahan province, Iran. *Journal of African earth sciences*. 2017;132:16-26.
35. Keshavarzi B, Najmeddin A, Moore F, Moghaddam PA. Risk-based assessment of soil pollution by potentially toxic elements in the industrialized urban and peri-urban areas of Ahvaz metropolis, southwest of Iran. *Ecotoxicology environmental safety*. 2019;167:365-75.
36. Bineshpour M, Payandeh K, Nazarpour A, Sabzalipour S. Status, source, human health risk assessment of potential toxic elements (PTEs), and Pb isotope characteristics in urban surface soil, case study: Arak city, Iran. *Environmental Geochemistry and Health*. 2021;43:4939-58.
37. Mirzaei R, Ravankhah N, Masoum S, Asadi A, Sorooshian A. Assessment of land use effect, mapping of human health risks and chemometric analysis of potential toxic elements in topsoils of Aran-o-Bidgol, Iran. *Environmental Geochemistry Health System Research*. 2023;45(11):8081-95.
38. Sobhanardakani S, Hosseini NS. Quantitative Source Apportionment of Potentially Toxic Elements Input Into The Urban Soils of Hamedan. *Advanced Environmental Sciences*. 2025; 23(4):879-896. [Persian].
39. Birke M, Rauch U, Hofmann F. Tree bark as a bioindicator of air pollution in the city of Stassfurt, Saxony-Anhalt, Germany. *Journal of Geochemical Exploration*. 2018;187:97-117.
40. Upadhyay V, Kumari A, Kumar S. From soil to health hazards: Heavy metals contamination in northern India and health risk assessment. *Chemosphere*. 2024;354:141697.
41. Chen M, Ma LQ. Comparison of three aqua regia digestion methods for twenty Florida soils. *Soil science society of America Journal*. 2001;65(2):491-9.
42. Rehman A, Zhong S, Du D, Zheng X, Ijaz S, Haider MIS, et al. Unveiling sources, contamination, and eco-human health implications of potentially toxic metals from urban road dust. *Scientific Reports*. 2025;15(1):10673.
43. USEPA. Exposure Factors Handbook 2011 Edition (Final). US Environmental Protection Agency, Washington, DC, EPA/600/R-09/052F. 2011.
44. Sobhanardakani S. Ecological and human health risk assessment of heavy metal content of atmospheric dry deposition, a case study: Kermanshah, Iran. *Biological Trace Element Research*. 2019;187(2):602-10.
45. Islam S, Akbor MA, Chowdhury FN, Hasan M, Nahar A, Siddique MAB, et al. Heavy metals in commonly consumed rice grains in Bangladesh and associated probabilistic human health risks. *Heliyon*. 2024;10(21):e39561.
46. Wu J, Wang H, Han Z, Shu Y, Huang X, Zhong Q, et al. Application of a PMF+ BMR hybrid model for source apportionment and ecological risk assessment of soil heavy metal (loid) s. *Journal of Hazardous Materials*. 2025;494:138734.
47. Zhang W, Xin C, Du W, Yu S. Health risk assessment of heavy metals based on source analysis and Monte Carlo in the Lijiang River Basin, China. *Ecological Indicators*. 2025;176:113620.
48. Dong C, Zhang H, Yang H, Wei Z, Zhang N, Bao L. Quantitative source apportionment of potentially toxic elements in Baoshan soils employing combined receptor models. *Toxics*. 2023;11(3):268.

49. Gopal V, Krishnamurthy R, Indhumathi A, Sharon BT, Priya TD, Rathinavel K, et al. Geochemical evaluation, ecological and human health risk assessment of potentially toxic elements in urban soil, Southern India. *Environmental Research*. 2024;248:118413.
50. Li Y, Feng D, Ji M, Li Z, Zhang R, Gu C. The risk characteristics of heavy metals in urban soil of typical developed cities in China. *Environmental Monitoring and Assessment*. 2022;194(2):132.
51. Men C, Liu R, Wang Q, Guo L, Miao Y, Shen Z. Uncertainty analysis in source apportionment of heavy metals in road dust based on positive matrix factorization model and geographic information system. *Science of the Total Environment*. 2019;652:27-39.
52. Habibi H, Sobhanardakani S, Cheraghi M, Lorestani B, Sadr MK. Analysis, sources and health risk assessment of trace elements in street dust collected from the city of Hamedan, west of Iran. *Arabian Journal of Geosciences*. 2022;15(2):168.
53. Cai L-M, Jiang H-H, Luo J. Metals in soils from a typical rapidly developing county, Southern China: levels, distribution, and source apportionment. *Environmental Science Pollution Research*. 2019;26:19282-93.
54. Goncharov G, Soktoev B, Farkhutdinov I, Matveenko I. Heavy metals in urban soil: Contamination levels, spatial distribution and human health risk assessment (the case of Ufa city, Russia). *Environmental Research*. 2024;257:119216.
55. Adimalla N, Chen J, Qian H. Spatial characteristics of heavy metal contamination and potential human health risk assessment of urban soils: A case study from an urban region of South India. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2020;194:110406.
56. Wang S, Cai L-M, Wen H-H, Luo J, Wang Q-S, Liu X. Spatial distribution and source apportionment of heavy metals in soil from a typical county-level city of Guangdong Province, China. *Science of the Total Environment*. 2019;655:92-101.
57. Ni M, Yan S, Li T, Zhou Z, Liu X, Zhang S, et al. Identifying priority control factors for heavy metal pollution in urban agricultural soils of the Chengdu Plain: An integrated multi-model approach. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2025;303:118945.
58. Shi X-M, Liu S, Song L, Wu C-S, Yang B, Lu H-Z, et al. Contamination and source-specific risk analysis of soil heavy metals in a typical coal industrial city, central China. *Science of the Total Environment*. 2022;836:155694.
59. Sobhanardakani S, Hosseini NS. Assessing the Toxicity and Related Health Risks of Potentially Toxic Elements (Zn, Pb, Cd, and Cr) in the Roadside Soils of City of Hamedan. *Journal of Environmental Studies*. 2023;49(1):71-90. [Persian]
60. Ramires PF, de Lima Brum R, Dos Santos M, Mirlean N, Paz-Montelongo S, Rubio-Armendáriz C, et al. Human health risk assessment of metals in soil samples of a Brazilian city with a historic contamination complex. *Environmental Science Pollution Research*. 2024;31(6):9408-20.
61. Guo G, Chen S, Zhang J, Lei M. Prioritizing pollution sources and targeted potentially toxic elements in soils using a probabilistic source-specific eco-health risk assessment from micro and macro perspectives. *Journal of Hazardous Materials*. 2025; 139909.
62. Mostafa MT, El-Nady H, Gomaa RM, Abdelgawad HF, Abdelhafiz MA, Salman SAE, et al. Urban geochemistry of heavy metals in road dust from Cairo megacity, Egypt: Enrichment, sources, contamination, and health risks. *Environmental Earth Sciences*. 2024;83(1):37.
63. Khalijian A, Lorestani B, Sobhanardakani S, Cheraghi M, Tayebi L. Ecotoxicological assessment of potentially toxic elements (As, Cd, Ni and V) contamination in the sediments of southern part of Caspian Sea, the case of Khazar Abad, Mazandaran Province, Iran. *Bulletin of*

- Environmental Contamination Toxicology. 2022;109(6):1142-9.
64. Li J, Liu J-Z, Tai X-S, Jiao L, Zhang M, Zang F. Pollution and source-specific risk analysis of potentially toxic metals in urban soils of an oasis-tourist city in northwest China. Environmental Geochemistry Health System Research. 2024;46(2):55.
65. Zhu Y, Hou K, Liu J, Zhang L, Yang K, Li Y, et al. Multimodel-based quantitative source apportionment and risk assessment of soil heavy metals: A reliable method to achieve regional pollution traceability and management. Science of the Total Environment. 2024;956:177368.

Health Risk Assessment of Urban Soils Contaminated with Potentially Toxic Elements Based on a Stochastic Model (Case Study: City of Hamedan)

Soheil Sobhanardakani^{1*}, Nayereh Sadat Hosseini²

1. Professor, Department of the Environment, Ha.C., Islamic Azad University, Hamedan, Iran

2. Ph.D, Department of the Environment, Ha.C., Islamic Azad University, Hamedan, Iran

Corresponding Author: s_sobhan@iau.ac.ir

Received: Oct 30, 2025

Accepted: Dec 16, 2025

ABSTRACT

Background and Aim: Prioritizing control factors in the health risk management of toxic elements in soil is essential for reducing potential adverse health effects. Therefore, this study aimed to identify and prioritize the key control factors involved in the health risk management of arsenic (As), lead (Pb), cadmium (Cd), and nickel (Ni) in urban soils of Hamedan, Iran, in 2023.

Materials and Methods: A total of 108 urban surface soil samples were collected from different land-use types. Concentrations of potentially toxic elements were determined using inductively coupled plasma optical emission spectrometry (ICP-OES). Non-carcinogenic and carcinogenic health risks were assessed using both deterministic and stochastic approaches.

Results: Based on the deterministic model, the mean hazard index (HI) and total carcinogenic risk (TCR) values for both children and adults indicated low non-carcinogenic risk and moderate carcinogenic risk levels, respectively. The probability distribution of non-carcinogenic risk demonstrated that 100% of the risk values for residents were within the low-risk range. Furthermore, the probability distribution of carcinogenic risk revealed that 14.5% of the risk values for children fell within the high-risk category, whereas 100% of the risk values for adults were classified within the moderate-risk category. Sensitivity analysis indicated that soil ingestion rate, exposure duration, exposure frequency, and arsenic and nickel concentrations were the most influential factors affecting health risks in the study area.

Conclusion: Control of emission sources, along with regular monitoring of arsenic and nickel concentrations in soil, is strongly recommended. In addition, promoting personal hygiene practices among residents, particularly children, including frequent hand washing to reduce elemental intake, may contribute substantially to the protection of public health.

Keywords: Surface Soil, Hazardous Pollutants, Health Risk Assessment, Exposure Parameters, Monte Carlo Simulation

Copyright © 2025 Tehran University of Medical Sciences. Published by Tehran University of Medical Sciences.



This work is licensed under a Creative Commons Attribution-Non-Commercial 4.0 International license (<https://creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0/>). Non-commercial uses of the work are permitted, provided the original work is properly cited.