



Available online: <https://ijhe.tums.ac.ir>

مقاله پژوهشی

ارزیابی ریسک‌های محیط‌زیستی و سلامت عناصر بالقوه سمی در خاک سطحی شهر همدان

سهیل سبحان اردکانی*، نیره السادات حسینی

گروه علوم و مهندسی محیط‌زیست، واحد همدان، دانشگاه آزاد اسلامی، همدان، ایران

چکیده

اطلاعات مقاله:

زمینه و هدف: ارزیابی پیامدهای محیط‌زیستی و بهداشتی مرتبط با عناصر بالقوه سمی در حفظ کیفیت بوم‌سامانه شهری، سلامت عمومی و ارتقای توسعه پایدار شهری نقش کلیدی دارد. لذا، این پژوهش با هدف ارزیابی ریسک‌های محیط‌زیستی و سلامت عناصر آرسنیک، سرب، کادمیم و نیکل در خاک سطحی شهر همدان در سال ۱۴۰۱ انجام شد.

تاریخ دریافت: ۱۴۰۴/۰۲/۲۸

تاریخ ویرایش: ۱۴۰۴/۰۵/۱۴

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۴/۰۵/۲۰

تاریخ انتشار: ۱۴۰۴/۰۹/۲۳

روش بررسی: در مجموع ۱۳۵ نمونه خاک سطحی از عمق ۰-۲۰ cm از کاربری‌های مسکونی، تجاری و صنعتی برداشت و محتوی عناصر در آن‌ها با استفاده از ICP-OES خوانده شد. مقادیر شاخص‌های آلودگی و یکپارچه آلودگی نمره برای تعیین سطح آلودگی محاسبه شدند. همچنین، از مدل ارزیابی ریسک سلامت برای ارزیابی ریسک‌های غیرسرطان‌زا و سرطان‌زا استفاده شد.

یافته‌ها: بیشینه میانگین محتوی عناصر آرسنیک، کادمیم و نیکل به ترتیب با ۰/۳۰۶، ۶/۹۱ و ۲۳/۹ mg/kg مربوط به کاربری صنعتی و برای عنصر سرب با ۳۱/۲ mg/kg مربوط به نمونه‌های کاربری تجاری بود. مقادیر شاخص آلودگی نشان داد که سطح آلودگی همه عناصر در محدوده "کم" تا "زیاد" بوده است. از طرفی، میانگین مقادیر شاخص نمره برابر با ۲/۶۲، شرایط آلودگی "متوسط" خاک را نمایندگی می‌کند. به‌علاوه، مقادیر میانگین شاخص‌های مخاطره سلامت و ریسک سرطان‌زایی کل عناصر برای هر دو گروه سنی کودک و بزرگسال به‌ترتیب نشان‌دهنده عدم بروز ریسک غیرسرطان‌زایی قابل توجه و سطوح ریسک سرطان‌زایی متوسط بودند.

واژگان کلیدی: خاک سطحی شهری، عناصر بالقوه سمی، شاخص آلودگی، ارزیابی ریسک

نتیجه‌گیری: از آنجا که مشخص شد فعالیت‌های صنعتی و ترافیک نقش مهمی در آلودگی خاک شهر همدان دارند؛ لذا، پایش دوره‌ای خاک، کاهش انتشار عناصر از منابع صنعتی و بهبود سیاست‌های مدیریت حمل‌ونقل به‌منظور حفظ سلامت زیست‌بوم شهری و شهروندان توصیه می‌شود.

پست الکترونیکی نویسنده مسئول:

s_sobhan@iau.ac.ir

Please cite this article as: Sobhanardakani S, Hosseini NS. Environmental and health risks assessment of potentially toxic elements in topsoils of city of Hamedan. Iranian Journal of Health and Environment. 2025;18(3):425-46.

مقدمه

در قرن حاضر، روند فزاینده بروز انواع آلودگی‌های محیطی در اکوسیستم‌های شهری به‌عنوان مهم‌ترین کانون‌های جمعیتی به‌سبب تعدد و تمرکز فعالیت‌های انسانی به یکی از چالش برانگیزترین نگرانی‌ها برای توسعه پایدار شهری و سلامت عمومی در مقیاس جهانی تبدیل شده است (۱). در میان طیف گسترده‌ای از آلاینده‌های محیطی انتشار یافته در اکوسیستم‌های شهری، عناصر بالقوه سمی به‌عنوان گروهی از آلاینده‌های سمی زیست‌تخریب‌ناپذیر و با پایداری زیاد به‌سبب برخورداری از قابلیت تجمع و انباشت زیستی، تنوع و تعدد منابع انتشار و پراکنش گسترده در محیط توجه جهانی را به‌خود جلب کرده‌اند (۱، ۲). در این خصوص، آلودگی خاک شهری با عناصر کمیاب به‌سبب نقش این ماتریس محیطی در ذخیره‌سازی و انتقال آلاینده‌های فلزی-شبه‌فلزی و تراکم زیاد جمعیت انسانی که به‌طور دائم در معرض عناصر سمی خاک قرار دارند از اهمیتی ویژه برخوردار است (۲، ۳).

به‌طور کلی ورود و انباشت عناصر سمی در خاک شهری با منشاء طبیعی (هوازگی سنگ، فرسایش و سایر فرآیندهای زمین‌شناسی) و یا از منابع انسان‌پدید (فعالیت‌های شهری، صنعتی، ترافیکی و احتراق سوخت‌های فسیلی) نه‌تنها می‌تواند به‌واسطه کاهش کیفیت و آلودگی خاک به مانعی مهم برای پایداری محیطی تبدیل شود، بلکه می‌تواند به‌واسطه کاهش کیفیت سایر ماتریس‌های محیطی (هوا، آب و گیاه) تهدیدی بالقوه برای سلامت بوم‌سازگان و زیست‌مندان به‌شمار آید (۴-۶). افزون بر این، قرار گرفتن در معرض مستقیم ذرات خاک آلوده از طریق بلع، استنشاق و تماس پوستی می‌تواند اثرات نامطلوب احتمالی عناصر سمی بر سلامت شهروندان به‌ویژه کودکان را افزایش دهد (۷). در این خصوص و با استناد به مطالعات تجربی و همه‌گیرشناسی، موسسه بین‌المللی تحقیقات سرطان، عناصر آرسنیک، سرب، کادمیم و نیکل را به‌سبب پیامدهای ناهنجاری‌زایی، سرطان‌زایی و جهش‌زایی به‌عنوان آلاینده‌های سمی دارای اولویت کنترل معرفی کرده است

(۸، ۹). جذب و انباشت مقادیر بیشتر از حد این عناصر در بدن انسان به‌واسطه ایجاد تغییرات در عملکردهای مختلف فیزیولوژیکی بدن می‌تواند به بروز آسیب و اختلال در سیستم عصبی، ایمنی و خون‌ساز، کلیوی، پوستی، تنفسی، استخوانی، قلبی-عروقی، گوارشی و همچنین انواع سرطان‌ها یا حتی مرگ منجر شود (۱۰). از این‌رو، تعیین و ارزیابی وضعیت کنونی و پیامدهای محیط‌زیستی و بهداشتی آلودگی عناصر بالقوه سمی در خاک شهری به‌منظور حفظ کیفیت محیط زیست شهری، سلامت عمومی و ارتقای توسعه شهری پایدار حائز اهمیت ویژه‌ای است.

اگرچه، کمی‌سازی مخاطرات محیط‌زیستی مرتبط با آلاینده‌های فلزی-شبه‌فلزی خاک شهری با استفاده از شاخص‌های آلودگی پیش‌نیازی مهم و ضروری برای تعیین وضعیت آلودگی، شناسایی و کاهش عوامل بالقوه مخاطره‌آمیز زیستی و بوم‌شناختی به‌شمار می‌آید؛ اما، تضمین امنیت بهداشتی و سلامت شهروندان مستلزم ارزیابی و تعیین کمی ریسک‌های غیرسرطان‌زا و سرطان‌زا مرتبط با عناصر بالقوه سمی بر سلامت انسان از طریق مواجهه مستقیم با ذرات خاک آلوده است (۱۱، ۱۲). در این خصوص، مدل ارزیابی ریسک سلامت انسان ابزار کمی و تشخیصی موثر و مفید برای شناخت و اولویت‌بندی مسیرهای احتمالی ورود آلاینده‌ها به بدن، شناسایی آلاینده‌های اصلی در بروز اثرات مضر (غیرسرطان‌زا و سرطان‌زا) و تسهیل در ارائه راهبردهای جلوگیری یا کاهش ریسک سلامتی از طریق اقدامات پیشگیرانه محسوب می‌شود (۱۳). به‌علاوه، تعیین تغییرات مکانی محتوی و آلودگی عناصر بالقوه سمی خاک رویکردی مفید و ضروری به‌منظور تسهیل در مدیریت آلودگی و ریسک محیط‌زیستی-بهداشتی عناصر سمی از طریق بهینه‌سازی، بهبود و توسعه اقدامات پیشگیرانه به‌شمار می‌آید (۱۴، ۱۵).

امروزه، تعیین محتوی و آلودگی عناصر فلزی-شبه‌فلزی در خاک شهری به‌عنوان منبع و مخزن آلاینده‌های فلزی، گامی مهم و ضروری برای تدوین، بهبود و توسعه راهبردها و

پایدار شهری، تضمین امنیت بهداشتی و سلامت انسان در شهر همدان حائز اهمیتی ویژه است. از این‌رو، این پژوهش با هدف ارزیابی ریسک‌های محیط‌زیستی- سلامت عناصر آرسنیک، سرب، کادمیم و نیکل در خاک سطحی شهر همدان در سال ۱۴۰۱ انجام شد. همچنین، به‌منظور ارزیابی تأثیر فعالیت‌های شهری بر محتوی و آلودگی عناصر سمی خاک و تسهیل در مدیریت ریسک عناصر، تغییرات مکانی غلظت عناصر نیز مورد بررسی قرار گرفت.

مواد و روش‌ها

معرفی منطقه مورد مطالعه

شهر همدان به‌عنوان مرکز و اولین قطب جمعیتی استان همدان (۴۷ تا ۴۹° طول جغرافیایی شرقی و ۳۳ تا ۳۵° عرض جغرافیایی شمالی) با 56 km^2 مساحت و حدود ۶۵۲۰۰۰ نفر جمعیت در غرب ایران واقع شده است. میانگین دمای سالانه و بارندگی این شهر به‌ترتیب برابر با $11/3^\circ \text{C}$ و 318 mm ثبت شده است. شهر همدان به‌سبب رشد شتابان و مستمر شهرنشینی، صنعتی، ساخت‌وساز شهری، توسعه زیرساخت‌ها و همچنین افزایش حجم ترافیک درون شهری در معرض آلودگی محیط به‌ویژه از لحاظ مقدار عناصر بالقوه سمی قرار دارد (۲).

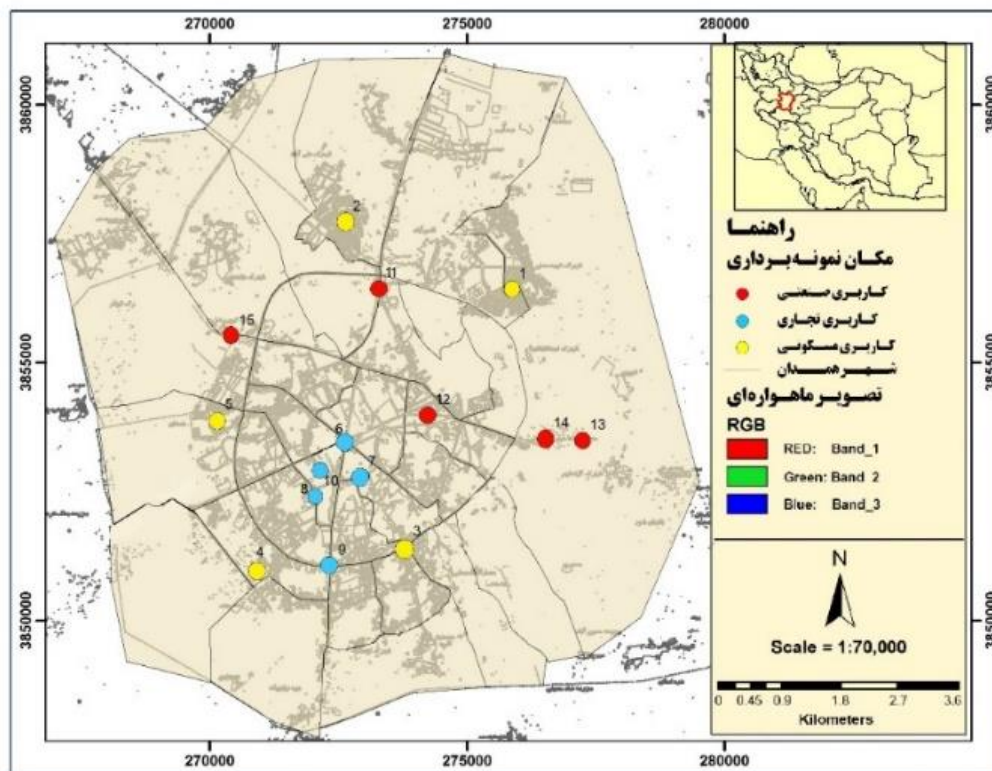
نمونه‌برداری از خاک

در این پژوهش توصیفی-مقطعی، پس از انجام مطالعه‌های اولیه میدانی و به‌منظور تعیین محتوی، بررسی تأثیر فعالیت‌های مختلف شهری بر غلظت و ارزیابی ریسک محیط‌زیستی و سلامتی عناصر آرسنیک، سرب، کادمیم و نیکل، نسبت به نمونه‌برداری از خاک سطحی (۲۰-۰ cm) در شهر همدان به روش تصادفی-طبقه‌ای اقدام شد. بر این اساس، با در نظر گرفتن کاربری‌های عمده شهری در منطقه مورد مطالعه و به‌منظور توزیع یکنواخت مکان‌های نمونه‌برداری، پس از طبقه‌بندی محدوده مورد مطالعه به سه منطقه عملکردی عمده شامل: مناطق مسکونی (واجد بیشترین سکونت‌گاه‌های

ابزارهای مدیریت محیط‌زیستی و بهداشتی و برنامه‌های نظارتی کارآمد برای کاهش و مدیریت آلودگی و ریسک سلامتی در بوم‌سامانه‌های شهری است که به‌طور فزاینده مورد توجه قرار گرفته است. از این‌رو، تاکنون مطالعه‌های متعددی در رابطه با تعیین کمی ریسک محیط‌زیستی و سلامتی عناصر بالقوه سمی خاک در شهرهای مختلف در سراسر دنیا در راستای حفظ سلامت بوم‌سامانه شهری و شهروندان انجام شده است که در این خصوص می‌توان به ارزیابی ژئوشیمیایی و ریسک سلامت عناصر سمی در خاک شهری چنای هند (۱۶)، تعیین محتوی و آلودگی عناصر کمیاب در خاک شهری یالتا شبه‌جزیره کریمه (۱۷)، ارزیابی ریسک سلامت عناصر کمیاب در خاک شهری ریوگرانده برزیل (۱۸)، ارزیابی خطر و تعیین بار آلودگی عناصر بالقوه سمی در خاک سطحی شهر القاسم عراق (۱۹)، ارزیابی انباشت و آلودگی عناصر کمیاب در خاک‌های شهری کراکوف، لوبلین و تورون لهستان (۲۰)، ارزیابی آلودگی عناصر فلزی-شبه‌فلزی در خاک شهری مسکو روسیه (۲۱)، ارزیابی ریسک سلامت عناصر بالقوه سمی در خاک سطحی شهر شانگهای چین (۳)، ارزیابی ژئوشیمیایی عناصر بالقوه سمی در خاک شهری والدیویا شیلی (۲۲) اشاره کرد. این در حالی است که تعداد پژوهش‌های مشابه انجام یافته در ایران اندک بوده و ارزیابی ریسک‌های بالقوه سلامت مرتبط با عناصر سمی خاک در مناطق شهری ایران توجه لازم را به‌خود جلب نکرده است (۲۳-۲۷). افزون بر این، بررسی سوابق نشان می‌دهد که تاکنون پایش جامع در خصوص ارزیابی ریسک محیط‌زیستی و سلامت عناصر بالقوه سمی در خاک سطحی شهر همدان انجام نشده است. از این‌رو، با توجه به اهمیت و ضرورت ارزیابی مخاطرات محیط‌زیستی و سلامت مرتبط با آلاینده‌های فلزی خاک شهری از یک‌سو، و نظر به توسعه شهرنشینی، صنعتی و افزایش حجم ترافیک در شهر همدان و بروز نگرانی‌های فزاینده مترتب از اثرات نامطلوب آلودگی احتمالی خاک شهری بر کیفیت محیط و سلامت عمومی، کمی‌سازی مخاطرات محیط‌زیستی و بهداشتی عناصر در خاک شهری با هدف حفاظت از توسعه

استیل برداشت شدند. به‌منظور تهیه یک نمونه همگن (1 kg) از هر مکان نمونه‌برداری، پنج نمونه خاک برداشت شده از هر مکان (مرکز و رئوس پلات مربعی به ضلع 5 m) با یکدیگر مخلوط و در کیسه‌های پلی‌اتیلنی زیپ‌دار واجد برچسب ذخیره و برای پردازش‌های بعدی به آزمایشگاه منتقل شدند (۲۸، ۲۹). از این‌رو، تعداد کل نمونه‌های خاک سطحی در مجموع ۱۳۵ عدد (۴۵ نمونه کاربری تجاری، ۴۵ نمونه کاربری صنعتی و ۴۵ نمونه کاربری مسکونی) بود. مختصات جغرافیایی مکان‌های نمونه‌برداری نیز توسط دستگاه موقعیت‌یاب مکانی (Global Positioning System; GPS) گارمین مدل ETRE 32X ثبت شدند که موقعیت استقرار آنها در شکل ۱ آورده شده است.

شهروندان)، تجاری (واجد بیشترین حجم ترافیک) و صنعتی (واجد صنایع معمولی نظیر کارگاه‌های جوشکاری و آب‌کاری فلزات، تولید محصولات پلاستیکی و چرمی و کارگاه‌های تعمیر و نقاشی خودرو)، پنج مکان از هر کاربری به‌صورت تصادفی و با پراکنش مناسب (در مجموع ۱۵ مکان نمونه‌برداری) در منطقه مورد مطالعه انتخاب شدند. لازم به‌ذکر است که در تعیین تعداد مکان‌های نمونه‌برداری و نمونه‌های خاک سطحی، محدودیت‌های مالی و زمانی پژوهش هم مدنظر قرار گرفتند. نمونه‌برداری در همه مکان‌ها در سه نوبت طی فصل تابستان ۱۴۰۱ 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



شکل ۱- موقعیت ایستگاه‌های نمونه‌برداری

و 0.054 mg/kg و مقادیر حد تعیین کمی (Limit of Quantification; LOQ) این عناصر (mg/kg) نیز به ترتیب برابر با 0.133 ، 0.112 و 0.183 به دست آمدند. نتایج حاصل از درصد بازیابی (% Recovery) عناصر مورد مطالعه (بین $89/7$ - $96/3$ درصد) نیز نشان داد که روش مورد استفاده برای تعیین مقدار عناصر بالقوه سمی از دقت مناسب برخوردار بوده است. مقادیر LOD، LOQ و نرخ بازیابی عناصر به ترتیب با استفاده از معادلات ۱ تا ۳ محاسبه شدند:

$$\text{LOD} = \frac{3 \times \text{SD}_{\text{blank}}}{m} \quad (1)$$

$$\text{LOQ} = \frac{10 \times \text{SD}_{\text{blank}}}{m} \quad (2)$$

$$\text{Recovery \%} = \frac{x}{y} \times 100 \quad (3)$$

در معادلات ۱ تا ۳:

SD_{blank} و m به ترتیب انحراف معیار محلول شاهد و شیب منحنی درجه بندی را نشان می دهند. x و y نیز به ترتیب بیانگر محتوای هر عنصر مورد مطالعه در نمونه آنالیز شده و استاندارد هستند.

ارزیابی ریسک محیط زیستی

در این پژوهش، به منظور سنجش و ارزیابی سطوح آلودگی خاک نسبت به هر عنصر مورد مطالعه و از طرفی میزان تأثیر احتمالی فعالیت های انسان پدید بر محتوی عناصر نسبت به محاسبه شاخص آلودگی (Pollution Index; PI) با استفاده از معادله ۴ اقدام شد (۲، ۳۲):

$$PI = \frac{C_n}{C_b} \quad (4)$$

در معادله ۴:

C_n و C_b به ترتیب نشان دهنده محتوی هر عنصر مورد مطالعه

آماده سازی نمونه های خاک و تعیین محتوی عناصر در آنها نمونه های خاک ابتدا به مدت هفت روز در آزمایشگاه هوا خشک شده و سپس به منظور حذف ذرات بزرگ و بقایای آلی از الک 2 mm عبور داده شدند (۳۰).

برای آماده سازی نمونه ها و آنالیز دستگاهی آنها از مواد شیمیایی و معرف هایی با درجه خلوص زیاد خریداری شده از شرکت های مرک آلمان و سیگما-آلد ریچ اسپانیا استفاده شد. همه ظروف با اسید نیتریک 10 درصد شسته و از آب مقطر برای حذف هر گونه آلودگی استفاده شد.

به منظور عصاره گیری از نمونه های خاک و تعیین غلظت کل عناصر در نمونه های مورد مطالعه، 0.500 g از هر نمونه خاک سطحی را به طور مجزا به ظروف هضم منتقل کرده و پس از افزودن 3 mL اسید نیتریک 65 درصد و 9 mL اسید کلریدریک 30 درصد به هر ظرف، محلول ها در دمای 110°C و به مدت 3 h بازروانی (Reflux) شدند. محلول ها پس از سرد شدن توسط کاغذ صافی واتمن 42 صاف، به ارلن 100 mL منتقل و با آب دوبار تقطیر به حجم رسانده شدند (۳۰، ۳۱). در نهایت، برای اندازه گیری غلظت عناصر مورد مطالعه از دستگاه طیف سنج نشر نوری پلاسمای جفت شده القایی (Inductively Coupled Plasma-Optical Emission Spectroscopy; ICP-OES) مدل ES-710 ساخت شرکت Varian استرالیا استفاده شد. استاندارد کالیبراسیون عناصر مورد مطالعه نیز با استفاده از محلول های استاندارد 1000 mg/L ساخته شدند. دقت روش های تحلیلی، تضمین و کنترل کیفیت (Quality Assurance/Quality Control) اندازه گیری ها نیز با استفاده از تکرار آنالیزهای بررسی شده، نمونه های شاهد و ماده مرجع استاندارد خاک (SQC-001) خریداری شده از شرکت سیگما-آلد ریچ اسپانیا، ارزیابی شدند. بر این اساس، مقادیر حد تشخیص (Limit of Detection; LOD) برای عناصر آرسنیک، سرب، کادمیم و نیکل به ترتیب برابر با 0.089 ، 0.038 ، 0.204

$$NIPI = \sqrt{\frac{(PI_{average})^2 + (PI_{max})^2}{2}} \quad (5)$$

در معادله ۵:

$PI_{average}$ و PI_{max} به ترتیب میانگین شاخص آلودگی عناصر مورد مطالعه و بیشترین شاخص آلودگی از بین همه عناصر مورد مطالعه را نمایندگی می‌کنند. جدول ۱ سطوح آلودگی و تفسیر آنها را بر اساس مقادیر شاخص NIPI نشان می‌دهد (۳۳).

در نمونه خاک و غلظت زمینه همان عنصر (برابر با ۲/۰، ۳۴/۲، ۰/۲۳۰ و ۴۵/۷ mg/kg به ترتیب برای عناصر آرسنیک، سرب، کادمیم و نیکل) هر دو بر حسب mg/kg هستند. طبقه‌بندی و تفسیر شاخص PI در جدول ۱ آورده شده است (۳۲). همچنین، به منظور تعیین و برآورد جامعی از سطح آلودگی تجمعی عناصر در نمونه‌های خاک، شاخص یکپارچه آلودگی نمر و (Nemerow integrated pollution index; NIP) استفاده از معادله ۵ محاسبه شد (۳۳):

جدول ۱- طبقه‌بندی مقادیر شاخص‌های PI و NIPI (۳۲، ۳۳)

شاخص آلودگی (PI)		شاخص یکپارچه آلودگی نمر و (NIPI)	
محدوده	طبقه توصیفی	محدوده	طبقه توصیفی
$PI < 1$	آلودگی کم	$NIPI \leq 0.70$	بدون آلودگی
$1 \leq PI < 3$	آلودگی متوسط	$0.70 < NIPI \leq 1$	آلودگی قابل توجه
$3 \leq PI < 6$	آلودگی زیاد	$1 < NIPI \leq 2$	آلودگی کم
$PI \geq 6$	آلودگی خیلی زیاد	$2 < NIPI \leq 3$	آلودگی متوسط
		$NIPI > 3$	آلودگی زیاد

$$ADD_{ing} = C_{soil} \times \frac{IngR \times EF \times ED}{BW \times AT} \times 10^{-6} \quad (6)$$

$$ADD_{inh} = C_{soil} \times \frac{InhR \times EF \times ED}{PEF \times BW \times AT} \quad (7)$$

$$ADD_{derma} = C_{soil} \times \frac{SA \times AF \times ABS \times EF \times ED}{BW \times AT} \times 10^{-6} \quad (8)$$

در معادلات ۶ تا ۸:

ADD_{ing} ، ADD_{inh} و ADD_{dermal} به ترتیب مقدار متوسط جذب روزانه عناصر از طریق بلع مستقیم، استنشاق و تماس پوستی (mg/kg/day) را نشان می‌دهند. C_{soil} بیانگر محتوای عناصر در نمونه خاک سطحی (mg/kg) است. توصیف و مقادیر عوامل مواجهه مورد استفاده برای محاسبه ADD عناصر از طریق مسیرهای مواجهه در جدول ۲ آورده

ارزیابی ریسک سلامت عناصر

در این پژوهش، برای کمی‌سازی و تعیین اثرات بالقوه مضر (غیرسرطان‌زا و سرطان‌زا) عناصر مورد مطالعه بر سلامت عموم از مدل ارائه شده توسط سازمان حفاظت محیط‌زیست ایالات متحده آمریکا (United States Environmental Protection Agency: USEPA) استفاده شد. بر این اساس، جمعیت هدف به سبب تفاوت‌های فیزیولوژیکی و رفتاری به دو گروه سنی کودک و بزرگسال تقسیم و ریسک سلامت برای هر گروه سنی به طور جداگانه ارزیابی شد. 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 به ترتیب با استفاده از معادلات ۶ تا ۸ محاسبه شدند (۲، ۱۲):

شده است (۲).

در معادلات ۹ تا ۱۲:

ADD نشان‌دهنده میانگین مقدار جذب روزانه عناصر از طریق هر یک از مسیرهای احتمالی (mg/kg/day)، RfD و CSF به ترتیب بیانگر تخمینی از مقدار مرجع (mg/kg/day) 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 (mg/kg/day) هستند. مقادیر RfD و CSF در جدول ۲ آورده شده‌اند. اگرچه مقادیر $HQ/HI \leq 1$ نشان‌دهنده "خطر کم یا بدون ریسک سرطان‌زا" است، $HQ/HI > 1$ احتمال بروز اثرات قابل توجه غیرسرطان‌زا را نمایندگی می‌کند. همچنین، مقدار $CR < 1 \times 10^{-6}$ بیانگر ریسک سرطان‌زایی کم است. این در حالی است که مقادیر CR در محدوده 1×10^{-6} تا 1×10^{-4} ریسک ابتلا به سرطان در سطح متوسط را نشان می‌دهد. علاوه بر این، $CR > 1 \times 10^{-4}$ ریسک سرطان‌زایی بالقوه زیاد را نمایندگی می‌کند (۳۴).

در همین حال، ضریب خطر (Hazard Quotient: HQ) و ریسک سرطان‌زایی (Carcinogenic Risk: CR) به ترتیب برای ارزیابی ریسک بیماری‌زایی بالقوه غیرسرطان‌زایی و سرطان‌زایی یک مسیر واحد و شاخص خطر (Hazard Index: HI) و ریسک سرطان‌زایی کل (Total Carcinogenic Risk: TCR) نیز برای تعیین ریسک تجمعی غیرسرطان‌زا و سرطان‌زا از طریق کل مسیرهای مواجهه با استفاده از معادلات ۹ تا ۱۲ محاسبه شدند (۲):

$$HQ = \sum \frac{ADD}{RfD} \quad (9)$$

$$CR = ADD \times CSF \quad (10)$$

$$HI = \sum HQ = HQ_{ing} + HQ_{inh} + HQ_{derm} \quad (11)$$

$$TCR = \sum CR = CR_{ing} + CR_{inh} \quad (12)$$

جدول ۲- توصیف و مقادیر متناظر مواجهه، فاکتور مواجهه مرجع و فاکتور شیب برای ارزیابی ریسک سلامت (غیرسرطان‌زا و سرطان‌زا) (۳۵)

پارامتر	توصیف	واحد	گروه سنی	
			بزرگسال	کودک
IngR	میزان مصرف خاک سطحی	mg/day	۲۰۰	۱۰۰
EF	فرکانس مواجهه	day/year	۳۵۰	۳۵۰
ED	زمان قرار گرفتن در معرض خاک سطحی آلوده	year	۲۴	۶
BW	میانگین وزن بدن	kg	۷۰	۱۵
AT (غیرسرطان‌زا)	میانگین طول عمر	day	$ED \times 365$	$ED \times 365$
AT (سرطان‌زا)	میانگین طول عمر	day	70×365	70×365
SA	سطح پوست در معرض خاک سطحی آلوده	cm ²	۵۷۰۰	۲۸۰۰
AF	عامل چسبندگی پوست	mg/cm ² /day	۰/۰۷	۰/۲۰
ABS	عامل جذب پوستی	No unit	۰/۰۰۱	۰/۰۰۱
InhR	نرخ استنشاق خاک سطحی	m ³ /day	۱۲/۸	۷/۶۳
PEF	ضریب انتشار ذرات	m ³ /kg	$1/36 \times 10^9$	$1/36 \times 10^9$

ادامه جدول ۲- توصیف و مقادیر متناظر مواجهه، فاکتور مواجهه مرجع و فاکتور شیب برای ارزیابی ریسک سلامت
(غیرسرطان‌زا و سرطان‌زا) (۳۵)

عنصر	RfD (mg/kg/day)		CSF (mg/kg/day)	
	بلع	پوست	بلع	استنشاق
آرسنیک	3×10^{-4}	$1/23 \times 10^{-4}$	۱/۵۰	$1/51 \times 10^{-1}$
سرب	$3/50 \times 10^{-3}$	$5/25 \times 10^{-4}$	$8/50 \times 10^{-3}$	$4/20 \times 10^{-2}$
کادمیم	$1/00 \times 10^{-3}$	$1/00 \times 10^{-5}$	۶۱۰	۶۳۰
نیکل	$2/00 \times 10^{-2}$	$5/40 \times 10^{-3}$	۱/۷۰	$8/40 \times 10^{-1}$

پردازش آماری داده‌ها
پردازش آماری داده‌ها با استفاده از نسخه ۲۴ بسته آماری برای علوم اجتماعی (Statistical Package for Social Science: SPSS) انجام یافت. بدین صورت که برای بررسی نرمال بودن توزیع داده‌ها از آزمون شاپیرو-ویلک (Shapiro-Wilk's test) استفاده و فرض برابری واریانس‌ها نیز توسط آزمون لوین (Levene Test) بررسی شد. همچنین، از آزمون‌های تحلیل واریانس بین آزمودنی یک‌طرفه (One-Way ANOVA) و چند دامنه‌ای دانکن (Duncan Multiple Range Test) در سطح معنی‌داری ۵ درصد برای مقایسه میانگین غلظت عناصر بین کاربری‌های مختلف استفاده شد.

پردازش آماری داده‌ها
پردازش آماری داده‌ها با استفاده از نسخه ۲۴ بسته آماری برای علوم اجتماعی (Statistical Package for Social Science: SPSS) انجام یافت. بدین صورت که برای بررسی نرمال بودن توزیع داده‌ها از آزمون شاپیرو-ویلک (Shapiro-Wilk's test) استفاده و فرض برابری واریانس‌ها نیز توسط آزمون لوین (Levene Test) بررسی شد. همچنین، از آزمون‌های تحلیل واریانس بین آزمودنی یک‌طرفه (One-Way ANOVA) و چند دامنه‌ای دانکن (Duncan Multiple Range Test) در سطح معنی‌داری ۵ درصد برای مقایسه میانگین غلظت عناصر بین کاربری‌های مختلف استفاده شد.

یافته‌ها
آمار توصیفی مربوط به تعیین مقادیر عناصر بالقوه سمی در نمونه‌های خاک شهری
آمار توصیفی مربوط به محتوی عناصر مورد ارزیابی در نمونه‌های خاک شهری در جدول ۳ آورده شده است. نتایج مندرج در جدول ۳ بیانگر آن است که محتوی عناصر

آرسنیک، سرب، کادمیم و نیکل در خاک به ترتیب با میانگین ۶/۸۴، ۲۰/۲، ۰/۲۸۹، و ۲۰/۱ mg/kg در دامنه ۰/۲۶۵ kg - ۶/۷۴ mg/kg، ۶/۹۱-۱۴/۲ mg/kg، ۳۱/۲-۰/۳۰۶ و ۲۳/۹-۱۹/۱ mg/kg متغیر بوده است. بیشینه میانگین محتوی عناصر آرسنیک، کادمیم و نیکل در خاک به ترتیب با میانگین ۶/۹۱، ۰/۳۰۶ و ۲۳/۹ mg/kg همگی مربوط به نمونه‌های خاک سطحی جمع‌آوری شده از کاربری صنعتی بود. در همین حال، بیشینه میانگین محتوی عنصر سرب با ۳۱/۲ mg/kg به نمونه‌های خاک سطحی کاربری تجاری تعلق داشتند. از طرفی، روند نزولی میانگین محتوی عناصر (همه کاربری‌ها) در نمونه‌ها به صورت سرب < نیکل < آرسنیک < کادمیم بود. علاوه بر این، میانگین محتوی عناصر آرسنیک، کادمیم و نیکل برای کاربری‌های مختلف از روند کاهشی صنعتی < تجاری < مسکونی و برای عنصر سرب از روند نزولی تجاری < صنعتی < مسکونی تبعیت کرد. از طرفی، میانگین محتوی عناصر آرسنیک، سرب و کادمیم به ترتیب ۱/۴۳، ۱/۱۹ و ۳/۲۱ برابر بیشتر از مقادیر متوسط عناصر در پوسته فوقانی بود. این در حالی است که میانگین محتوی همه عناصر مورد مطالعه در مقایسه کمتر از میانگین غلظت خاک جهانی بود.

یافته‌ها
آمار توصیفی مربوط به تعیین مقادیر عناصر بالقوه سمی در نمونه‌های خاک شهری
آمار توصیفی مربوط به محتوی عناصر مورد ارزیابی در نمونه‌های خاک شهری در جدول ۳ آورده شده است. نتایج مندرج در جدول ۳ بیانگر آن است که محتوی عناصر

یافته‌ها

آمار توصیفی مربوط به تعیین مقادیر عناصر بالقوه سمی در نمونه‌های خاک شهری
آمار توصیفی مربوط به محتوی عناصر مورد ارزیابی در نمونه‌های خاک شهری در جدول ۳ آورده شده است. نتایج مندرج در جدول ۳ بیانگر آن است که محتوی عناصر

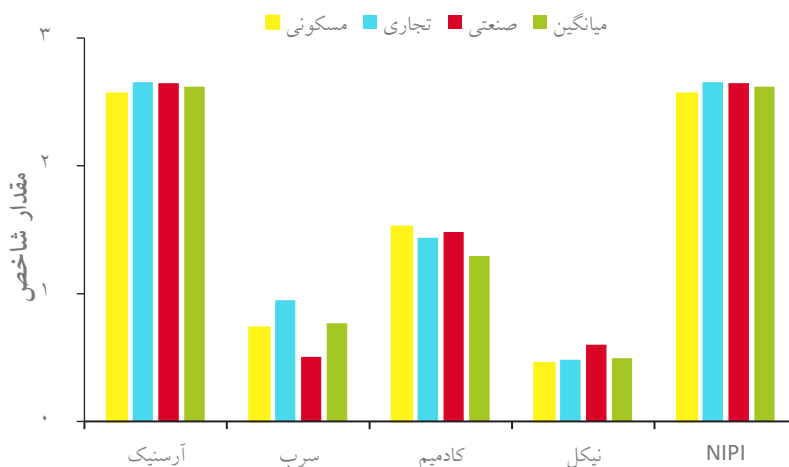
جدول ۳- میانگین محتوی عناصر مورد مطالعه در نمونه‌های خاک سطحی شهر همدان (mg/kg)، متوسط پوسته فوقانی و میانگین خاک جهانی

عنصر (mg/kg)				کاربری
نیکل	کادمیم	سرب	آرسنیک	
۱۹/۱ ± ۱/۷۵ ^C	۰/۲۶۵ ± ۰/۰۶۳ ^B	۱۴/۲ ± ۸/۷۴ ^B	۶/۷۴ ± ۰/۴۷۸ ^A	مسکونی (۴۵ نمونه)
۲۰/۴ ± ۱/۴۱ ^B	۰/۲۹۷ ± ۰/۰۲۶ ^A	۳۱/۲ ± ۱/۲۹ ^A	۶/۸۶ ± ۰/۴۴۹ ^A	تجاری (۴۵ نمونه)
۲۳/۹ ± ۲/۶۴ ^A	۰/۳۰۶ ± ۰/۰۳۷ ^A	۱۵/۱ ± ۲/۹۱ ^B	۶/۹۱ ± ۰/۴۱۳ ^A	صنعتی (۴۵ نمونه)
۲۰/۱ ± ۲/۸۵	۰/۲۸۹ ± ۰/۰۴۸	۲۰/۲ ± ۹/۴۸	۶/۸۴ ± ۰/۴۵۳	میانگین کل (۱۳۵ نمونه)
۴۷/۰	۰/۰۹۰	۱۷/۰	۴/۸۰	متوسط پوسته فوقانی (۳۶)
۲۹/۰	۰/۴۱۰	۲۷/۰	۱۵/۰	میانگین خاک جهانی (۳۴)

حروف غیرمشترک (A, B, C و ...) در هر ستون، بیانگر وجود تفاوت معنی‌دار آماری ($p < 0.05$) میانگین محتوی عناصر مورد بررسی در نمونه‌های خاک بر اساس نتایج آزمون‌های تحلیل واریانس یک‌طرفه و چند دامنه‌ای دانکن هستند.

نتایج ارزیابی ریسک محیط‌زیستی
 نتایج محاسبه شاخص آلودگی (شکل ۲) نشان داد که میانگین مقادیر محاسبه شده PI در کاربری‌های صنعتی، تجاری و مسکونی برای عناصر آرسنیک، سرب، کادمیم و نیکل به ترتیب در دامنه ۰/۴۱۸-۰/۴۱۶، ۰/۹۱۲-۱/۱۱۵، ۱/۳۳-۳/۴۶ و ۰/۵۲۴-۳/۳۷ متغیر بوده و شرایط آلودگی "کم" تا "زیاد" این عناصر در همه مکان‌های نمونه‌برداری را نشان می‌دهد. همچنین، میانگین مقادیر PI عنصر آرسنیک برابر با ۳/۴۲ و آلودگی زیاد خاک به این عنصر در منطقه مورد مطالعه را نشان داد

۳ < PI ≤ ۶). این در حالی است که میانگین مقادیر PI عنصر کادمیم برابر با ۱/۲۶ و نشان‌دهنده آلودگی متوسط خاک به این عنصر بود (۱ < PI ≤ ۳). با این حال، میانگین مقادیر PI برای عناصر سرب و نیکل به ترتیب برابر با ۰/۵۸۹ و ۰/۴۶۳ و آلودگی کم خاک شهری به این عناصر در منطقه مورد مطالعه را نمایندگی می‌کند (PI < ۱). از طرفی، میانگین مقادیر شاخص آلودگی برای عناصر مورد ارزیابی از روند نزولی آرسنیک < کادمیم < سرب < نیکل پیروی کرد.



شکل ۲- مقادیر شاخص‌های PI و NIPI عناصر آرسنیک، سرب، کادمیم و نیکل در نمونه‌های خاک سطحی شهر همدان

خاک آلوده برای هر دو گروه کودک و بزرگسال (جدول ۴) نشان داد که میانگین مقادیر شاخص‌های HQ_{der} , HQ_{inh} , HQ_{ing} و HI برای عناصر آرسنیک، سرب، کادمیم و نیکل در همه مکان‌های نمونه‌برداری، کوچک‌تر از یک و بیانگر عدم بروز ریسک غیرسرطان‌زایی ناشی از مواجهه با خاک آلوده به این عناصر بود. از دیگر سو، سطوح ریسک غیرسرطان‌زا برای عناصر ارزیابی شده از مسیرهای مختلف مواجهه برای کودکان و بزرگسالان به ترتیب کاهشی بلع < تماس پوستی < استنشاق بود. به علاوه، میانگین ریسک غیرسرطان‌زایی عناصر برای هر دو گروه سنی از ترتیب نزولی آرسنیک < سرب < نیکل < کادمیم تبعیت کرد.

نتایج نشان داد که میانگین مقادیر محاسبه شده NIPI در کاربری‌های صنعتی، تجاری و مسکونی به ترتیب برابر با ۲/۶۴، ۲/۶۵ و ۲/۵۶ (شکل ۲) بوده و شرایط آلودگی "متوسط" خاک در همه مناطق نمونه‌برداری را نمایندگی می‌کند ($NIPI \leq 3$). از طرفی، میانگین مقادیر محاسبه شده شاخص NIPI برابر با ۲/۶۲ و سطح آلودگی "متوسط" خاک در منطقه مورد مطالعه را نشان داد.

نتایج ارزیابی ریسک سلامت عناصر

نتایج برآورد شاخص ریسک غیرسرطان‌زایی ناشی از مواجهه با عناصر مورد ارزیابی از طریق بلع، استنشاق و تماس پوستی با

جدول ۴- نتایج ارزیابی ریسک غیرسرطان‌زایی (HI و HQ) عناصر مورد مطالعه در نمونه‌های خاک سطحی شهر همدان

مکان نمونه‌برداری	عنصر	ضریب خطر (HQ)						شاخص خطر (HI)	
		کودک			بزرگسال			کودک	بزرگسال
		بلع	استنشاق	تماس پوستی	بلع	استنشاق	تماس پوستی		
مسکونی	آرسنیک	$2/87 \times 10^{-1}$	$2/88 \times 10^{-1}$	$1/01 \times 10^{-3}$	$3/08 \times 10^{-2}$	$1/04 \times 10^{-1}$	$1/54 \times 10^{-4}$	$2/88 \times 10^{-1}$	$3/10 \times 10^{-2}$
	سرب	$5/20 \times 10^{-2}$	$7/44 \times 10^{-7}$	$5/00 \times 10^{-4}$	$5/58 \times 10^{-3}$	$2/68 \times 10^{-7}$	$7/63 \times 10^{-9}$	$5/20 \times 10^{-2}$	$5/65 \times 10^{-3}$
	کادمیم	$3/39 \times 10^{-3}$	$4/88 \times 10^{-8}$	$4/89 \times 10^{-4}$	$3/64 \times 10^{-4}$	$1/67 \times 10^{-8}$	$7/47 \times 10^{-9}$	$3/81 \times 10^{-3}$	$4/39 \times 10^{-4}$
	نیکل	$1/22 \times 10^{-2}$	$1/70 \times 10^{-7}$	$6/52 \times 10^{-5}$	$1/31 \times 10^{-3}$	$6/15 \times 10^{-8}$	$9/95 \times 10^{-6}$	$1/22 \times 10^{-2}$	$1/32 \times 10^{-3}$
	کل	$3/55 \times 10^{-1}$	$9/63 \times 10^{-7}$	$2/06 \times 10^{-3}$	$3/81 \times 10^{-2}$	$3/48 \times 10^{-7}$	$3/15 \times 10^{-4}$	$3/84 \times 10^{-2}$	$3/84 \times 10^{-2}$
تجاری	آرسنیک	$2/92 \times 10^{-1}$	$2/90 \times 10^{-1}$	$1/02 \times 10^{-3}$	$3/13 \times 10^{-2}$	$1/06 \times 10^{-1}$	$1/57 \times 10^{-4}$	$2/92 \times 10^{-1}$	$3/15 \times 10^{-2}$
	سرب	$1/14 \times 10^{-1}$	$1/63 \times 10^{-6}$	$1/09 \times 10^{-3}$	$1/22 \times 10^{-2}$	$5/88 \times 10^{-7}$	$1/67 \times 10^{-9}$	$1/15 \times 10^{-1}$	$1/24 \times 10^{-2}$
	کادمیم	$3/80 \times 10^{-3}$	$5/46 \times 10^{-8}$	$5/47 \times 10^{-4}$	$4/07 \times 10^{-4}$	$1/97 \times 10^{-8}$	$8/36 \times 10^{-9}$	$4/34 \times 10^{-3}$	$4/91 \times 10^{-4}$
	نیکل	$1/30 \times 10^{-2}$	$1/82 \times 10^{-7}$	$6/96 \times 10^{-5}$	$1/40 \times 10^{-3}$	$6/57 \times 10^{-8}$	$1/06 \times 10^{-9}$	$1/31 \times 10^{-2}$	$1/41 \times 10^{-3}$
	کل	$4/23 \times 10^{-1}$	$1/87 \times 10^{-6}$	$2/73 \times 10^{-3}$	$4/54 \times 10^{-2}$	$6/74 \times 10^{-7}$	$4/18 \times 10^{-4}$	$4/26 \times 10^{-1}$	$4/58 \times 10^{-2}$
صنعتی	آرسنیک	$2/94 \times 10^{-1}$	$2/95 \times 10^{-1}$	$1/03 \times 10^{-3}$	$3/16 \times 10^{-2}$	$1/07 \times 10^{-1}$	$1/58 \times 10^{-4}$	$2/95 \times 10^{-1}$	$3/17 \times 10^{-2}$
	سرب	$5/50 \times 10^{-2}$	$7/86 \times 10^{-7}$	$5/28 \times 10^{-4}$	$5/90 \times 10^{-3}$	$2/84 \times 10^{-7}$	$8/07 \times 10^{-9}$	$5/50 \times 10^{-2}$	$5/98 \times 10^{-3}$
	کادمیم	$3/90 \times 10^{-3}$	$5/62 \times 10^{-8}$	$5/63 \times 10^{-4}$	$4/19 \times 10^{-4}$	$2/03 \times 10^{-8}$	$8/60 \times 10^{-9}$	$4/47 \times 10^{-3}$	$5/05 \times 10^{-4}$
	نیکل	$1/52 \times 10^{-2}$	$2/13 \times 10^{-7}$	$8/16 \times 10^{-5}$	$1/64 \times 10^{-3}$	$7/70 \times 10^{-8}$	$1/25 \times 10^{-9}$	$1/53 \times 10^{-2}$	$1/65 \times 10^{-3}$
	کل	$3/68 \times 10^{-1}$	$1/06 \times 10^{-6}$	$2/20 \times 10^{-3}$	$3/95 \times 10^{-2}$	$3/81 \times 10^{-7}$	$3/37 \times 10^{-4}$	$3/71 \times 10^{-1}$	$3/99 \times 10^{-2}$
میانگین	آرسنیک	$2/91 \times 10^{-1}$	$2/92 \times 10^{-1}$	$1/02 \times 10^{-3}$	$3/12 \times 10^{-2}$	$1/05 \times 10^{-1}$	$1/56 \times 10^{-4}$	$2/92 \times 10^{-1}$	$3/14 \times 10^{-2}$
	سرب	$7/37 \times 10^{-2}$	$1/05 \times 10^{-6}$	$7/08 \times 10^{-4}$	$7/90 \times 10^{-3}$	$3/80 \times 10^{-7}$	$1/08 \times 10^{-9}$	$7/44 \times 10^{-2}$	$8/01 \times 10^{-3}$
	کادمیم	$3/70 \times 10^{-3}$	$5/32 \times 10^{-8}$	$5/33 \times 10^{-4}$	$3/97 \times 10^{-4}$	$1/92 \times 10^{-8}$	$8/14 \times 10^{-9}$	$4/23 \times 10^{-3}$	$4/78 \times 10^{-4}$
	نیکل	$1/35 \times 10^{-2}$	$1/89 \times 10^{-7}$	$7/21 \times 10^{-5}$	$1/45 \times 10^{-3}$	$6/81 \times 10^{-8}$	$1/10 \times 10^{-9}$	$1/35 \times 10^{-2}$	$1/46 \times 10^{-3}$
	کل	$3/82 \times 10^{-1}$	$1/30 \times 10^{-6}$	$2/33 \times 10^{-3}$	$4/10 \times 10^{-2}$	$4/17 \times 10^{-7}$	$3/57 \times 10^{-4}$	$3/84 \times 10^{-1}$	$4/13 \times 10^{-2}$

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. افزون بر این، میانگین مقادیر کل TCR برای کودکان و بزرگسالان به ترتیب با $5/28 \times 10^{-5}$ و $2/26 \times 10^{-5}$ حاکی از سطح ریسک سرطان‌زایی متوسط قرار گرفتن در معرض خاک آلوده در شهر همدان بود. همچنین، روند نزولی میانگین ریسک سرطان‌زایی عناصر مورد مطالعه برای کودکان و بزرگسالان به صورت نیکل < آرسنیک < کادمیم < سرب بود. نتایج پردازش آماری داده‌ها

با استناد به نتایج آزمون آماری Shapiro-Wilk (جدول ۶) می‌توان اذعان داشت که داده‌های مربوط به مقادیر همه عناصر مورد مطالعه در نمونه‌های خاک از توزیع نرمال برخوردار بوده‌اند ($p < 0/05$).

نظر به مقادیر اندک SF برای ارزیابی ریسک سرطان‌زایی از طریق تماس پوستی با خاک آلوده به عناصر بالقوه سمی، فقط تعیین ریسک سرطان‌زایی عناصر آرسنیک، سرب، کادمیم و نیکل در هر دو گروه سنی کودک و بزرگسال از طریق مسیرهای بلع و استنشاق برآورد شده است (جدول ۵). با استناد به نتایج، میانگین مقادیر CR همه عناصر مورد مطالعه از طریق استنشاق برای هر دو گروه سنی (کودک و بزرگسال) کوچک‌تر از حد آستانه (1×10^{-6}) و بیانگر ریسک سرطان‌زایی کم از طریق استنشاق خاک آلوده 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 در حالی است که میانگین مقادیر CR_{ing} عنصر سرب برای کودکان کوچک‌تر از 1×10^{-6} و بیانگر بروز ریسک سرطان‌زایی کم از طریق بلع خاک آلوده به این عنصر بود. از دیگر سو، بزرگسالان در معرض

جدول ۵- نتایج ارزیابی ریسک سرطان‌زایی (CR و TCR) عناصر مورد مطالعه در نمونه‌های خاک شهر همدان

مکان نمونه‌برداری	عنصر	ریسک سرطان‌زایی (CR)		ریسک سرطان‌زایی کل (TCR)	
		بزرگسال		کودک	
		استنشاق	بلع	استنشاق	بلع
مسکونی	آرسنیک	$1/60 \times 10^{-9}$	$4/75 \times 10^{-6}$	$2/32 \times 10^{-9}$	$1/11 \times 10^{-5}$
	سرب	$9/42 \times 10^{-12}$	$5/69 \times 10^{-8}$	$1/36 \times 10^{-11}$	$1/33 \times 10^{-7}$
	کادمیم	$2/64 \times 10^{-11}$	$7/61 \times 10^{-7}$	$3/81 \times 10^{-11}$	$1/87 \times 10^{-6}$
	نیکل	$2/53 \times 10^{-10}$	$1/53 \times 10^{-5}$	$3/65 \times 10^{-10}$	$3/56 \times 10^{-5}$
تجاری	کل	$1/89 \times 10^{-9}$	$2/08 \times 10^{-5}$	$2/73 \times 10^{-9}$	$4/86 \times 10^{-5}$
	آرسنیک	$1/63 \times 10^{-9}$	$4/84 \times 10^{-6}$	$2/36 \times 10^{-9}$	$1/13 \times 10^{-5}$
	سرب	$2/06 \times 10^{-11}$	$1/25 \times 10^{-7}$	$2/98 \times 10^{-11}$	$2/91 \times 10^{-7}$
	کادمیم	$2/95 \times 10^{-11}$	$8/52 \times 10^{-7}$	$4/26 \times 10^{-11}$	$1/99 \times 10^{-6}$
	نیکل	$2/70 \times 10^{-10}$	$1/63 \times 10^{-5}$	$3/90 \times 10^{-10}$	$3/80 \times 10^{-5}$
	کل	$1/95 \times 10^{-9}$	$2/21 \times 10^{-5}$	$2/82 \times 10^{-9}$	$5/16 \times 10^{-5}$

ادامه جدول ۵- نتایج ارزیابی ریسک سرطان‌زایی (CR و TCR) عناصر مورد مطالعه در نمونه‌های خاک شهر همدان

مکان نمونه‌برداری	عنصر	ریسک سرطان‌زایی (CR)				ریسک سرطان‌زایی کل (TCR)	
		کودک		بزرگسال		کودک	بزرگسال
		بلع	استنشاق	بلع	استنشاق		
صنعتی	آرسنیک	$1/14 \times 10^{-5}$	$1/64 \times 10^{-9}$	$4/87 \times 10^{-6}$	$2/37 \times 10^{-9}$	$1/14 \times 10^{-5}$	$4/87 \times 10^{-6}$
	سرب	$1/40 \times 10^{-7}$	$9/96 \times 10^{-12}$	$6/01 \times 10^{-8}$	$1/44 \times 10^{-11}$	$1/40 \times 10^{-7}$	$6/01 \times 10^{-8}$
	کادمیم	$2/04 \times 10^{-6}$	$3/03 \times 10^{-11}$	$8/76 \times 10^{-7}$	$4/38 \times 10^{-11}$	$2/04 \times 10^{-6}$	$8/76 \times 10^{-7}$
	نیکل	$4/46 \times 10^{-5}$	$3/17 \times 10^{-10}$	$1/91 \times 10^{-5}$	$4/57 \times 10^{-10}$	$4/46 \times 10^{-5}$	$1/91 \times 10^{-5}$
	کل	$5/81 \times 10^{-5}$	$2/00 \times 10^{-9}$	$2/49 \times 10^{-5}$	$2/89 \times 10^{-9}$	$5/81 \times 10^{-5}$	$2/49 \times 10^{-5}$
میانگین	آرسنیک	$1/12 \times 10^{-5}$	$1/63 \times 10^{-9}$	$4/82 \times 10^{-6}$	$2/35 \times 10^{-9}$	$1/12 \times 10^{-5}$	$4/82 \times 10^{-6}$
	سرب	$1/88 \times 10^{-7}$	$1/33 \times 10^{-11}$	$8/05 \times 10^{-8}$	$1/93 \times 10^{-11}$	$1/88 \times 10^{-7}$	$8/05 \times 10^{-8}$
	کادمیم	$1/94 \times 10^{-6}$	$2/87 \times 10^{-11}$	$8/30 \times 10^{-7}$	$4/15 \times 10^{-11}$	$1/94 \times 10^{-6}$	$8/30 \times 10^{-7}$
	نیکل	$3/94 \times 10^{-5}$	$2/80 \times 10^{-10}$	$1/69 \times 10^{-5}$	$4/04 \times 10^{-10}$	$3/94 \times 10^{-5}$	$1/69 \times 10^{-5}$
	کل	$5/28 \times 10^{-5}$	$1/95 \times 10^{-9}$	$2/26 \times 10^{-5}$	$2/81 \times 10^{-9}$	$5/28 \times 10^{-5}$	$2/26 \times 10^{-5}$

جدول ۶- مقادیر سطح معنی‌داری مربوط به بررسی نرمال بودن توزیع داده‌ها

سطح معنی‌داری	عنصر			
	آرسنیک	سرب	کادمیم	نیکل
	۰/۴۶۷	۰/۸۰۶	۰/۷۱۲	۰/۶۶۴

بحث

تعیین محتوی عناصر بالقوه سمی در خاک شهری به‌عنوان منبع و مخزن آلاینده‌های فلزی-شبه‌فلزی گامی اساسی و مهم برای مدیریت مؤثر آلودگی و حفظ سلامت بوم‌سازگان شهری و شهروندان است. بررسی یافته‌های مربوط به محتوی عناصر خاک سطحی شهر همدان از سه منطقه عملکردی عمده شامل مناطق مسکونی (بیشترین تجمع سکونت‌گاه‌های شهری)، تجاری (واجد بیشترین حجم ترافیک) و صنعتی (واجد صنایعی از جمله کارگاه‌های جوشکاری و آب‌کاری فلزات، تولید محصولات پلاستیکی و چرمی و تعمیرگاه‌ها و کارگاه‌های

نقاشی خودرو) نشان داد که بیشینه میانگین محتوی عناصر آرسنیک، کادمیم و نیکل مربوط به نمونه‌های خاک برداشت شده از کاربری صنعتی بوده است. این در حالی است که بیشینه میانگین محتوی عنصر سرب به نمونه‌های خاک جمع‌آوری شده از کاربری تجاری تعلق داشت. در این خصوص، محتوی متمایز عناصر خاک شهری در کاربری‌های مختلف افزون بر این‌که بیانگر تاثیر قابل توجه تنوع و تفاوت منشا عناصر ناشی از فعالیت‌های شهری است، نشان می‌دهد که انتشارات ناشی از فعالیت‌های صنعتی و ترافیکی عامل اصلی و عمده احتمالی افزایش محتوی عناصر آرسنیک، سرب، کادمیم و نیکل در

کاغذ، پلاستیک، رنگدانه، نساجی و صنایع غذایی بوده است (۷، ۴۳). نتایج پژوهش Plak و همکاران (۲۰۲۵) نیز که با هدف ارزیابی محتوی و آلودگی عناصر کمیاب در خاک سطحی کاربری‌های مختلف شهرهای کراکو، لوبلین و تورون لهستان انجام یافت، نشان داد که بیشینه انباشت عناصر آرسنیک، سرب، کادمیم و نیکل مربوط به مناطق صنعتی و تجاری و متأثر از فعالیت‌های فرآوری فلزات، نساجی، تولید محصولات چرمی، صنایع غذایی و انتشارات ترافیکی بوده است (۲۰). همچنین، Dong و همکاران (۲۰۲۳)، Mirzaei و همکاران (۲۰۲۳) و Konstantinova و همکاران (۲۰۲۴) نیز با ارزیابی تغییرات مکانی محتوی عناصر کمیاب خاک سطحی به ترتیب در شهرهای بائوشان (چین)، آران‌وبیدگل (ایران) و تاگانروگ (روسیه) گزارش کردند که تنوع و تفاوت منابع انتشارات انسانی به‌ویژه فعالیت‌های صنعتی و ترافیکی بر محتوی عناصر فلزی خاک سطحی شهری تأثیرگذار بوده است (۲۶، ۳۴، ۴۴).

شاخص‌های PI و NIPI به‌عنوان ابزارهای مناسب ارزیابی ریسک‌های محیط‌زیستی ناشی از انباشت عناصر بالقوه سمی در ماتریس‌های مختلف محیطی، رویکردهایی مفید برای تعیین کیفیت خاک، مدیریت محیط‌زیستی، شناسایی و همچنین کاهش عوامل بالقوه مخاطره‌آمیز محیطی و زیستی محسوب می‌شوند (۳۳، ۴۵). میانگین مقادیر محاسبه شده شاخص PI، شرایط کیفی "آلودگی زیاد" خاک به عنصر آرسنیک در همه مناطق مورد مطالعه را نشان داد. این در حالی است که میانگین مقادیر این شاخص برای عناصر سرب، کادمیم و نیکل بیانگر آلودگی "کم" تا "متوسط" خاک به عناصر مذکور در همه کاربری‌ها بود. در همین حال، بیشینه میانگین مقادیر PI برای عناصر آرسنیک، کادمیم و نیکل به ترتیب با ۳/۴۶، ۱/۳۳ و ۰/۵۲۴ به مناطق صنعتی و برای عنصر سرب با ۰/۹۱۲ به کاربری تجاری تعلق داشت. همچنین، در هر سه کاربری شهر همدان، بیشینه میانگین مقادیر شاخص PI مربوط به عنصر آرسنیک بود. به‌علاوه، مقادیر شاخص NIPI، آلودگی "متوسط" خاک سطحی به عناصر آرسنیک، سرب، کادمیم و

خاک منطقه مورد مطالعه بوده است. در مطالعات مشابه و در تایید نتایج حاصل، Bineshpour و همکاران (۲۰۲۱)، Cai و همکاران (۲۰۲۲) و Shakeri و همکار (۲۰۲۴) نیز غلظت و تغییرات متمایز محتوی عناصر آرسنیک، سرب، کادمیم و نیکل به ترتیب در خاک شهری اراک (ایران)، هاندان (چین) و شاهرود (ایران) را به‌طور عمده متأثر از کاربری‌های مختلف شهری و ناشی از انتشارات صنعتی و ترافیکی گزارش کردند (۲۳، ۳۷، ۳۸). ثابت شده است که آرسنیک به‌عنوان ردیاب اصلی احتراق سوخت فسیلی (گاز طبیعی، نفت و گازوئیل) به‌طور عمده از مصرف سوخت برای تامین انرژی در صنایع مختلف و همچنین گرمایش ساختمانی نشأت می‌گیرد (۳۹، ۴۰). از طرفی، انتشار کادمیم در زیست‌بوم شهری به‌عنوان نشانگر فعالیت‌های صنعتی به‌طور عمده با فرآوری و آب‌کاری فلزات مرتبط است (۱، ۴۱). همچنین، فعالیت‌های صنعتی، ترافیکی و انتشارات ناشی از احتراق سوخت فسیلی از منابع عمده و مهم انتشار عنصر نیکل در زیست‌بوم شهری به‌شمار می‌آیند (۲). از طرفی، سرب به‌عنوان شاخص اصلی انتشارات ترافیکی سهم قابل‌قبولی از منابع غیراحتراقی (نشت روان‌کننده‌ها و ذرات حاصل از استهلاک و فرسایش لنت ترمز و بدنه خودرو) دارد (۲، ۴۲). از این‌رو، بیشینه محتوی عناصر آرسنیک، کادمیم و نیکل در مناطق صنعتی را می‌توان با توسعه صنایع کوچک محلی به‌ویژه آبکاری و جوشکاری فلزات، کارگاه‌های نقاشی و تعمیر خودرو، تولیدات چرمی و پلاستیکی در منطقه مورد مطالعه مرتبط دانست. در همین حال، افزایش محتوی عنصر سرب در مناطق تجاری با حجم بالای حمل‌ونقل شهری را می‌توان با انتشارات ترافیکی مرتبط دانست. در پژوهش‌های مشابه، Cai و همکاران (۲۰۱۹) و همچنین Goncharov و همکاران (۲۰۲۴) نیز با ارزیابی آلودگی عناصر بالقوه سمی به ترتیب در خاک سطحی شهرهای هوآلیا (چین) و یوفا (روسیه) گزارش کردند که بیشترین غلظت عناصر آرسنیک، کادمیم و نیکل مربوط به نمونه‌های خاک سطحی برداشت‌شده از مناطق صنعتی و ناشی از فعالیت‌های ذوب فلزات، ریخته‌گری، تولید

نیکل در همه مناطق مورد مطالعه را نمایندگی کرد. همچنین، بیشینه میانگین مقدار NIPI با ۲/۶۵ مربوط به مناطق تجاری بود. یافته‌ها، افزون بر این که ارتباط مستقیم مقادیر PI با محتوی عناصر مورد ارزیابی در مکان‌های نمونه‌برداری را نشان می‌دهد، مؤید تأثیر فعالیت‌های شهری (صنعتی و ترافیکی) بر آلودگی عناصر خاک به‌ویژه آرسنیک و کادمیم در منطقه مورد مطالعه نیز است. همچنین، نظر به بیشینه محتوی و آلودگی عناصر مورد مطالعه در کاربری‌های صنعتی و تجاری، افزایش غلظت این عناصر در آینده می‌تواند به‌عنوان تهدید بالقوه مضر برای سلامت بوم‌سازگان و ساکنان منجر به بروز تهدیدات محیط‌زیستی و سلامتی شود. در این خصوص، احتمال افزایش جذب آلاینده‌های فلزی/شبه‌فلزی می‌تواند به‌طور مستقیم و از طریق بلع خاک، استنشاق ذرات خاک و تماس پوستی اثرات بالقوه مهم و نامطلوب بر سلامت شهروندان به‌ویژه کودکان برجای گذارد. از این‌رو، اقدامات کنترلی و تمهیدات مدیریتی به‌منظور کاهش انتشار و اثرات نامطلوب محیط‌زیستی-بهداشتی عناصر مورد مطالعه ضروری است. در مطالعه مشابه، Li و همکاران (۲۰۲۴) با ارزیابی آلودگی عناصر آرسنیک، روی، سرب، کادمیم، مس و نیکل در خاک سطحی شهر واحه (چین)، کاهش کیفیت خاک در مناطقی با فعالیت‌های انسانی شدید (صنعتی و تجاری) را با انتشارات ترافیکی، صنعتی و احتراق سوخت فسیلی مرتبط دانستند (۱۲). همچنین، Li و همکاران (۲۰۲۲)، Roy و همکاران (۲۰۲۳) و Kadhimi و همکاران (۲۰۲۴) نیز سطح آلودگی عناصر روی، سرب، کادمیم، کروم و مس به‌ترتیب در خاک سطحی شهرهای نانجینگ (چین)، چنای (هند) و القاسم (عراق) را "متوسط" و ناشی از فعالیت‌های شهری (ترافیک و صنعت) گزارش کردند (۱۹، ۴۶، ۴۷).

شاخص‌های ریسک سلامت ابزارهایی مهم در تعیین مسیرهای جذب آلاینده‌های سمی و ریسک‌های غیرسرطان‌زا و سرطان‌زا مرتبط با آنها محسوب می‌شوند (۲). نتایج محاسبه ریسک غیرسرطان‌زایی برای عناصر ارزیابی شده از مسیرهای مختلف

مواجهه برای هر دو گروه سنی کودک و بزرگسال نشان داد که بلع ذرات خاک آلوده با اختصاص حدود ۹۹ درصد از کل شاخص ریسک تجمعی غیر سرطان‌زایی برای کودکان و بزرگسالان مسیر اصلی مواجهه شهروندان با ذرات خاک آلوده به عناصر بالقوه سمی بوده است. در پژوهش‌های مشابه، Adimalla و همکاران (۲۰۲۰)، Lestiani و همکاران (۲۰۲۰)، Shen و همکاران (۲۰۲۴) و Zhang و همکاران (۲۰۲۴) نیز با استناد به مقادیر شاخص ریسک تجمعی غیرسرطان‌زایی عناصر آرسنیک، سرب، کادمیم، مس و نیکل به‌ترتیب در خاک سطحی شهرهای جدیدمتلا (هند)، جاوا (اندونزی)، شانگهای (چین) و شانکسی (چین) بلع را به‌عنوان اصلی‌ترین مسیر جذب روزانه عناصر بالقوه سمی گزارش کردند (۳، ۴۸-۵۰). نتایج، همچنین نشان داد که میانگین مقادیر شاخص‌های HQ_{ing} ، HQ_{inh} ، HQ_{der} و HI برای عناصر مذکور در همه مکان‌های نمونه‌برداری، کوچک‌تر از یک و بیانگر عدم بروز ریسک غیر سرطان‌زایی ناشی از مواجهه با خاک آلوده به این عناصر بود. در همین حال، میانگین ریسک غیرسرطان‌زایی عناصر برای هر دو گروه سنی از ترتیب نزولی آرسنیک < سرب < نیکل < کادمیم تبعیت کرد و عناصر آرسنیک و سرب در مجموع ۹۴ درصد از کل مقادیر HI برای کودکان و بزرگسالان را به‌خود اختصاص داده‌اند. در این خصوص، می‌توان اذعان داشت که عناصر آرسنیک و سرب عوامل اصلی بروز ریسک غیرسرطان‌زایی هستند. اختلالات عصبی، تولید مثلی، رشدی، آسیب‌های کلیوی، بیماری‌های گوارشی، قلبی-عروقی و تنفسی از عوارض اصلی قرار گرفتن در معرض مقادیر بیشتر از حد آرسنیک و سرب به‌شمار می‌آیند (۲). در این خصوص، Zhao و همکاران (۲۰۲۲) و همچنین Ramires و همکاران (۲۰۲۴) نیز با ارزیابی ریسک سلامت مواجهه با آلودگی عناصر بالقوه سمی به‌ترتیب در خاک شهرهای گوئیانگ (چین) و ریوگرانده (برزیل)، عناصر آرسنیک و سرب را به‌عنوان عوامل اصلی بروز ریسک غیرسرطان‌زایی معرفی کردند (۱۸، ۵۱).

نتایج محاسبه شاخص ریسک سرطان‌زایی ناشی از مواجهه با

این خصوص، می‌توان اذعان داشت که کودکان در مقایسه با بزرگسالان به سبب وزن کمتر بدن و ویژگی‌های رفتاری خاص (به‌ویژه مکیدن انگشتان و اشیای آلوده)، به مراتب بیشتر در معرض خطر مواجهه با عناصر قرار دارند. به‌علاوه، عدم تکامل سیستم ایمنی، عصبی و بافتی در کودکان می‌تواند منجر به افزایش ریسک‌های و آسیب‌پذیری آنها در مواجهه با خاک آلوده به عناصر سمی در مقایسه با بزرگسالان شود (۵۴). نتایج مشابهی توسط Hosseini و همکار (۲۰۲۴)، Li و همکاران (۲۰۲۴) و Zhu و همکاران (۲۰۲۴) گزارش شده است (۲، ۱۲، ۵۵). از طرفی، بررسی نتایج ارزیابی ریسک غیرسرطان‌زا و سرطان‌زا نشان داد که تغییرات مکانی محتوی عناصر تأثیر قابل‌توجهی بر مخاطرات سلامتی عناصر در منطقه مورد مطالعه داشته است که با یافته‌های پژوهش Naraki و همکاران (۲۰۲۱) و Gopal و همکاران (۲۰۲۴) مطابقت دارد (۱۶، ۵۶). از این‌رو، اقدامات نظارتی و کنترلی به‌منظور کاهش ریسک بهداشتی عناصر بالقوه سمی با قابلیت ایجاد ریسک سلامتی در مناطق صنعتی و تجاری ضروری است. در این خصوص، با توجه به این‌که بلع به‌عنوان اصلی‌ترین مسیر مواجهه شهروندان با ذرات خاک آلوده به عناصر بالقوه سمی شناسایی شد؛ توصیه‌های بهداشتی به‌ویژه شستشوی مکرر دست‌ها با هدف افزایش سطح بهداشت فردی (به‌ویژه در کودکان) و کاهش جذب عناصر باید مدنظر قرار گیرد. نظر به برخی محدودیت‌ها و کاستی‌های این پژوهش نظیر عدم تعیین منشأ انتشار عناصر و ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی خاک از یک‌سو و مطالعه تعداد محدودی از عناصر بالقوه سمی، نسبت به تعیین محتوی سایر آلاینده‌های فلزی، ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی خاک و منشأیابی آلودگی عناصر به‌منظور کنترل مؤثر ریسک‌های محیط‌زیستی-بهداشتی توصیه می‌شود.

نتیجه‌گیری

خاک به‌عنوان تنظیم‌کننده طبیعی انتقال عناصر به هوا، آب و بیوسفر ابزاری مهم و کارآمد در ارزیابی و تعیین مخاطرات

عناصر آرسنیک، سرب، کادمیم و نیکل از طریق استنشاق خاک آلوده نشان داد که میانگین مقادیر CR برای همه عناصر مورد مطالعه در هر دو گروه سنی (کودک و بزرگسال) کوچک‌تر از حد آستانه (1×10^{-6}) بود؛ لذا، ریسک سرطان‌زایی از طریق استنشاق خاک آلوده به آرسنیک، سرب، کادمیم و نیکل برای ساکنان در سطح کم است. از طرفی، کودکان در معرض ریسک سرطان‌زایی متوسط ناشی از بلع ذرات خاک آلوده به عناصر آرسنیک، کادمیم و نیکل بودند ($1 \times 10^{-6} < CR \leq 1 \times 10^{-6}$). این درحالی است که میانگین مقادیر CR_{ing} عنصر سرب برای کودکان بیانگر بروز ریسک سرطان‌زایی کم از طریق بلع خاک آلوده به این عنصر بود ($CR < 1 \times 10^{-6}$). از دیگر سو، بزرگسالان در معرض ریسک سرطان‌زایی متوسط ناشی از بلع ذرات خاک آلوده به عناصر آرسنیک و نیکل بودند. در همین حال، میانگین مقادیر CR_{ing} عناصر سرب و کادمیم برای بزرگسالان بیانگر بروز ریسک سرطان‌زایی کم از طریق بلع خاک آلوده به عناصر مذکور بود. افزون بر این، میانگین مقادیر کل TCR برای کودکان و بزرگسالان به‌ترتیب با $5/28 \times 10^{-5}$ و $2/26 \times 10^{-5}$ حاکی از سطح ریسک سرطان‌زایی متوسط در شهر همدان بود. همچنین، روند نزولی میانگین ریسک سرطان‌زایی عناصر مورد مطالعه برای کودکان و بزرگسالان به‌صورت نیکل < آرسنیک < کادمیم < سرب بوده و عنصر نیکل به‌طور متوسط با اختصاص ۷۵ درصد از کل مقادیر TCR برای کودکان و بزرگسالان، از بیشترین سهم در ایجاد ریسک سرطان‌زایی برخوردار بود. اختلالات عصبی، بیماری‌های قلبی، جهش ژنتیکی، ناهنجاری‌زایی، سرطان ریه و درماتیت از پیامدهای اصلی قرار گرفتن در معرض مقادیر مزمن و یا بیش از حد مجاز نیکل است (۵۲). در پژوهش مشابه، Mostafa و همکاران (۲۰۲۴) نیز نیکل را به‌عنوان عامل اصلی بروز ریسک سرطان‌زایی در شهر قاهره (مصر) معرفی کردند (۵۳). به‌طور کلی، سطوح مخاطرات غیرسرطان‌زایی و سرطان‌زایی کودکان ناشی از مواجهه با خاک آلوده به عناصر مورد مطالعه به‌ترتیب در حدود ۹ و ۲ برابر سطح ریسک برای بزرگسالان بود. در

و تضمین توسعه پایدار شهری و سلامت شهروندان است. در این خصوص، بهینه‌سازی و بهبود سیاست‌ها و راهبردهای مدیریت و کنترل حمل‌ونقل شهری و زیرساخت‌های صنعتی با هدف حفظ سلامت زیست‌بوم شهری مفید و موثر خواهد بود. همچنین، نظر به این‌که عناصر آرسنیک و نیکل از بیشترین سطوح ریسک‌های سلامت برخوردار بودند، لذا نسبت به کنترل منابع انتشار این عناصر به‌ویژه در مناطق صنعتی و تجاری به‌منظور حفظ سلامت شهروندان توصیه می‌شود. در نهایت، از آنجا که اجرای این پژوهش با محدودیت‌های زمانی و منابع مالی در دسترس مواجه بود، نسبت به منشاء‌یابی آلودگی و مطالعه سایر عناصر بالقوه سمی و ارزیابی ریسک‌های بهداشتی و بوم‌شناختی آنها در پژوهش‌های آتی توصیه می‌شود.

ملاحظات اخلاقی

نویسندگان کلیه نکات اخلاقی شامل عدم سرقت ادبی، انتشار دوگانه، تحریف داده‌ها و داده‌سازی را در این مقاله رعایت کرده‌اند.

تشکر و قدردانی

بدین‌وسیله نویسندگان از معاونت محترم پژوهش و فن‌آوری واحد همدان دانشگاه آزاد اسلامی برای فراهم کردن امکانات اجرای مطالعه، سپاسگزاری می‌کنند.

بالقوه محیط‌زیستی و سلامت آلاینده‌های فلزی-شبه‌فلزی در زیست‌بوم شهری محسوب می‌شود. نتایج تعیین محتوی عناصر در نمونه‌های خاک سطحی برداشت‌شده از مناطق عملکردی مختلف شهر همدان نشان داد که بیشینه میانگین محتوی عناصر آرسنیک، سرب، کادمیم و نیکل مربوط به کاربری‌های صنعتی و ترافیکی و بیانگر تأثیر قابل‌توجه منابع انتشار عناصر ناشی از فعالیت‌های آبکاری و جوشکاری فلزات، کارگاه‌های نقاشی و تعمیر خودرو، تولیدات چرمی و پلاستیکی و حمل‌ونقل شهری بوده است. همچنین، مقادیر محاسبه شده شاخص PI برای عناصر آرسنیک، سرب، کادمیم و نیکل شرایط کیفی "آلودگی کم" تا "آلودگی زیاد" را نمایندگی کرد. از طرفی، نتایج حاصل از مقادیر شاخص NIPI، بیانگر سطح آلودگی "متوسط" خاک در منطقه مورد مطالعه بود. به‌علاوه، مقادیر محاسبه شده شاخص ریسک غیرسرطان‌زایی همه عناصر برای هر دو گروه سنی کودک و بزرگسال نشان‌دهنده عدم بروز ریسک غیرسرطان‌زایی قابل‌توجه بود. در همین حال، میانگین مقادیر کل TCR برای کودکان و بزرگسالان سطح ریسک سرطان‌زایی متوسط در شهر همدان را نمایندگی کرد. به‌طور کلی، نتایج حاصل از این پژوهش با ارائه بینشی کامل از ریسک‌های محیط‌زیستی - بهداشتی ناشی از آلودگی عناصر آرسنیک، سرب، کادمیم و نیکل در خاک شهری همدان، بیانگر لزوم توجه به پایش منظم و دوره‌ای نمونه‌های خاک و ارائه تمهیدات و اقدامات پیشگیرانه و مدیریتی برای کاهش آلودگی

References

1. Akbarimorad S, Sobhanardakani S, Hosseini NS, Bolonio Martín D. 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 Assessment*. 2024a;196(8):771.
2. 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.
3. 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.
4. Cocerva T, Robb M, Wong A, Doherty R, Newell J, Ofterdinger U, et al. Using oral bioaccessibility measurements to refine risk assessment of potentially toxic elements in topsoils across an urban area. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2024;276:116293.
5. Li X, Li L, Zhou Z, Li T, An J, Zhang S, et al. Soil potentially toxic element pollution at different urbanization intensities: Quantitative source apportionment and source-oriented health risk assessment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2023;251:114550.
6. 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.
7. 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.
8. Lin TS, Wu JW, Nguyen VT, Ju YR. Accumulation degree and risk assessment of metals in street dust from a developing city in Central Taiwan. *Chemosphere*. 2023;339:139785.
9. Meng D, Shao Y, Luo M, Liu Z, Xu D, Ma L. Risk assessment and source analysis of soil heavy metal (oid) s pollution in Beijing, China. *Water, Air, & Soil Pollution*. 2023;234(9):574.
10. Uddin R, Hopke PK, Van Impe J, Sannigrahi S, Salauddin M, Cummins E, et al. Source identification of heavy metals and metalloids in soil using open-source Tellus database and their impact on ecology and human health. *Science of The Total Environment*. 2024;953:175987.
11. Gao Z, Niu Y, Zhang Y, Liu J, Tan M, Jiang B. Geochemical baseline establishment, pollution level and health risk assessment of soil heavy metals in the upper Xiaowen river basin, Shandong province, China. *Environmental Geochemistry Health System Research*. 2024;46(4):124.
12. Li J, Liu JZ, Tai XS, 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.
13. Sobhanardakani S. Human health risk assessment of potentially toxic heavy metals in the atmospheric dust of city of Hamedan, west of Iran. *Environmental Science and Pollution Research*. 2018;25(28):28086-93.
 14. Che W, Zhang Y, Lin C, Fung YH, Fung JC, Lau AK. Impacts of pollution heterogeneity on population exposure in dense urban areas using ultra-fine resolution air quality data. *Journal of Environmental Sciences*. 2023;125:513-23.
 15. Pilková Z, Filová L, Hiller E, Mihaljevič M. Re-interpretation of metal (loid) concentrations in urban soils of two different land uses by positive matrix factorisation. *Environmental Forensics*. 2024;25(6):626-44.
 16. 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.
 17. Bezberdaya L, Chernitsova O, Lychagin M, Aseeva E, Tkachenko A, Kasimov N. Pollution of a Black Sea coastal city: potentially toxic elements in urban soils, road dust, and their PM10 fractions. *Journal of Soils Sediments*. 2024;24(10):3485-506.
 18. 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.
 19. Kadhim Noor J, Chamani A, Najm Abdallah Al Mosawy A, Kargari N. Evaluation of risk and pollution load of heavy metals (Fe, Zn, Pb, Cd, Cu, Mn, and Mo) in surface soil of Al-Qasim city, Babylon governate, Iraq. *Iranian Journal of Health and Environment*. 2024;17(3):417-40 (in Persian).
 20. Plak A, Telecka M, Charzyński P, Hanaka A. Evaluation of hazardous element accumulation in urban soils of Cracow, Lublin and Torun (Poland): pollution and ecological risk indices. *Journal of Soils Sediments*. 2025;25:510-32.
 21. Kasimov NS, Vasil'chuk JY, Tereshina MA, Chalov SR, Erina ON, Kosheleva NE, et al. Metals and metalloids pollution levels, partitioning, and sources in the environmental compartments of a small urban catchment in Moscow megacity. *Environmental Pollution*. 2024;367:125552.
 22. Tardani D, Vera F, Álvarez Amado F, Tolorza V, Lacassie JP, Jullian D, et al. Evaluating natural and anthropogenic inputs on the distribution of potentially toxic elements in urban soil of Valdivia, Chile. *Environmental Geochemistry and Health*. 2023;45(11):7841-59.
 23. 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.
 24. Jahandari A, Abbasnejad A, Jamasb R. Concentration, likely sources, and ecological risk assessment of potentially toxic elements in urban soils of Shiraz City, SW Iran: a preliminary assessment. *Arabian Journal of Geosciences*. 2020;13:936.

25. 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 and Environmental Safety*. 2019;167:365-75.
26. 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.
27. Selahvarzi M, Sobhan Ardakani S, Hemmasi AH, Taghavi L, Ghoddousi J. Analysis, spatial distribution and ecological risk assessment of heavy metals in surface soils, the case of Khorramabad, Iran. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*. 2024;104(20):8955-76.
28. 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.
29. 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.
30. 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.
31. Chen M, Ma LQ. Comparison of three aqua regia digestion methods for twenty Florida soils. *Soil science society of America Journal*. 2001;65(2):491-99.
32. Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water Research*. 1980;14(8):975-1001.
33. Peng M, Yang Z, Liu Z, Han W, Wang Q, Liu F, et al. Heavy metals in roadside soil along an expressway connecting two megacities in China: Accumulation characteristics, sources and influencing factors. *Science of the Total Environment*. 2024;955:177095.
34. Konstantinova E, Minkina T, Nevidomskaya D, Lychagin M, Bezberdaya L, Burachevskaya M, et al. Potentially toxic elements in urban soils of the coastal city of the Sea of Azov: Levels, sources, pollution and risk assessment. *Environmental Research*. 2024;252:119080.
35. USEPA. Exposure Factors Handbook 2011 Edition (Final). US Environmental Protection Agency, Washington, DC, EPA/600/R-09/052F. 2011.
36. Islam ARMT, Rabbi AHMF, Anik AH, Khan R, Al Masud MA, Nedjoud G, et al. Source distribution, ecological risks, and controlling factors of heavy metals in river sediments: Receptor model-based study in a transboundary river basin. *International Journal of Sediment Research*. 2025;40(1):45-61.
37. Cai A, Zhang H, Zhao Y, Wang X, Wang L, Zhao H. Quantitative source apportionment of heavy metals in atmospheric deposition of a typical heavily polluted city in Northern China: Comparison of PMF

- and UNMIX. *Frontiers in Environmental Science*. 2022;10:950288.
38. Shakeri Z, Tehrani GF. Environmental geochemistry, source, and health risk assessment of the potentially toxic elements in the urban soils of Shahrood, Semnan province. *Kharazmi Journal of Earth Sciences*. 2024;9(2):1-25 (in Persian).
39. 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.
40. Sobhanardakani S, Talebani S, Maanijou M. Evaluation of As, Zn, Pb and Cu concentrations in groundwater resources of Toyserkan Plain and preparing the zoning map using GIS. *Journal of Mazandaran University of Medical Sciences*. 2014;24(114):120-30 (in Persian).
41. Sobhanardakani S, Maanijou M, Asadi H. Investigation of Pb, Cd, Cu and Mg concentrations in groundwater resources of Razan Plain. *Avicenna Journal of Clinical Medicine*. 2015;21(4):319-29 (in Persian).
42. Sobhanardakani S, Yari AR, Taghavi L, Tayebi L. Water quality pollution indices to assess the heavy metal contamination, Case study: Groundwater resources of Asadabad plain in 2012. *Archives of Hygiene Sciences*. 2016;5(4):221-28.
43. Cai LM, Jiang HH, 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.
44. 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.
45. Sarder MP, Kamruzzaman M, Siddique MAB, Halder M. Stability and heavy metals accumulation of soil aggregates under different land uses in the southwest coastal Bangladesh. *Heliyon*. 2024;10(18):37806.
46. 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.
47. Roy PD, Sundar S, Usha T, Gowrappan M, V PK, Periyasamy R, et al. Pollution assessment with respect to five heavy metals in urban soils of the greater chennai region, southeast coast of India. *Water, Air, Soil Pollution*. 2023;234(2):63.
48. 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.
49. Lestiani DD, Syahfitri WYN, Adventini N, Kurniawati S, Damastuti E, Santoso M, et al. Impacts of a lead smelter in east Java, Indonesia: degree of contamination, spatial distribution, ecological risk, and health risk assessment of potentially toxic elements in soils. *Environmental Monitoring Assessment*. 2023;195(10):1165.
50. Zhang L, Zhu Y, Zhang Y, Zhong J, Li J,

- Yang S, et al. Characteristics, source analysis, and health risk assessment of potentially toxic elements pollution in soil of dense molybdenum tailing ponds area in central China. *Environmental Geochemistry and Health*. 2024;46(4):129.
51. 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.
52. 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):1142-49.
53. 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.
54. Hassan MN, Reza AS, Rasel MIA, Mahim MMA, Jannat MFT. Pollution and health risk assessment of heavy metals in surface water of the industrial region in Gazipur, Bangladesh. *Environmental Chemistry and Ecotoxicology*. 2025;7:527-38.
55. Zhu Y, An Y, Li X, Cheng L, Lv S. Geochemical characteristics and health risks of heavy metals in agricultural soils and crops from a coal mining area in Anhui province, China. *Environmental Research*. 2024;241:117670.
56. Naraki H, Keshavarzi B, Zarei M, Moore F, Abbasi S, Kelly FJ, et al. Urban street dust in the Middle East oldest oil refinery zone: Oxidative potential, source apportionment, and health risk assessment of potentially toxic elements. *Chemosphere*. 2021;268:128825.



Available online: <https://ijhe.tums.ac.ir>

Original Article



Environmental and health risks assessment of potentially toxic elements in topsoils of city of Hamedan

Soheil Sobhanardakani*, Nayereh Sadat Hosseini

Department of Environmental Science and Engineering, Ha.C., Islamic Azad University, Hamedan, Iran

ARTICLE INFORMATION:

Received: 18 May 2025
Revised: 05 August 2025
Accepted: 11 August 2025
Published: 14 December 2025

Keywords: Urban surface soil, Potentially toxic elements, Pollution index, Risk assessment

ABSTRACT

Background and Objective: Evaluating environmental and health risks from urban soils contaminated with toxic elements is crucial for maintaining urban ecosystem quality and public health. Therefore, this study assessed the environmental and health risks of As, Cd, Ni, and Pb in surface soils of city of Hamedan in 2022.

Materials and Methods: A total of 135 topsoil (0-20 cm) samples were collected from residential, commercial, and industrial areas of the study region, and their concentrations were determined using ICP-OES. The pollution index (PI) and Nemerow integrated pollution index (NIPI) were calculated to assess contamination levels. Additionally, a health risk assessment model was applied to evaluate non-carcinogenic and carcinogenic risks.

Results: The highest mean concentrations of As (6.91 mg/kg), Cd (0.306 mg/kg), and Ni (23.9 mg/kg) were found in industrial areas, while Pb (31.2 mg/kg) was highest in commercial areas. According to the PI values, pollution levels of the analyzed elements ranged from "low" to "high." The mean NIPI value was 2.62, indicating "moderate" contamination in the study area. The average hazard index (HI) and total carcinogenic risk (TCR) values for both children and adults suggested no significant health risks.

Conclusion: The results indicate that industrial activities and traffic play a significant role in soil pollution in Hamedan. Therefore, periodic soil monitoring, reducing pollutant emissions from industrial sources, and improving transportation management policies are recommended to safeguard human and environmental health.

*Corresponding Author:

s_sobhan@iau.ac.ir

Please cite this article as: Sobhanardakani S, Hosseini NS. Environmental and health risks assessment of potentially toxic elements in topsoils of city of Hamedan. *Iranian Journal of Health and Environment*. 2025;18(3):425-46.

