



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

مقاله پژوهشی

ارزیابی خطر و تعیین بار آلودگی فلزات سنگین (آهن، روی، کادمیم، مس، منگنز و مولیبدن) در خاک سطحی شهر القاسم، استان بابل عراق

جواد کاظم نور^۱، عاطفه چمنی^{۲*}، احمدنجم عبدالله الموسوی^۳، نرگس کارگری^۴

- ۱- گروه علوم و مهندسی محیط زیست، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، واحد اصفهان (خوراسگان)، دانشگاه آزاد اسلامی، اصفهان، ایران
- ۲- گروه علوم و مهندسی محیط زیست، مرکز تحقیقات پسماند و پساب، واحد اصفهان (خوراسگان)، دانشگاه آزاد اسلامی، اصفهان، ایران
- ۳- گروه محیط زیست، دانشکده کشاورزی، دانشگاه کربلا، کربلا، عراق
- ۴- گروه محیط زیست، دانشکده کشاورزی، واحد تاکستان، دانشگاه آزاد اسلامی، تاکستان، ایران

چکیده

اطلاعات مقاله:

زمینه و هدف: آلودگی فلزات سنگین خاک شهری به سبب مخاطرات بالقوه محیط زیستی و بهداشتی توجه گسترده‌ای را به خود جلب کرده است. از این رو، این پژوهش با هدف ارزیابی خطر و تعیین بار آلودگی فلزات آهن، روی، کادمیم، مس، منگنز و مولیبدن در خاک سطحی شهر در استان بابل عراق در سال ۱۴۰۲ انجام شد.

تاریخ دریافت: ۱۴۰۳/۰۵/۰۶
تاریخ ویرایش: ۱۴۰۳/۰۷/۱۰
تاریخ پذیرش: ۱۴۰۳/۰۷/۱۵
تاریخ انتشار: ۱۴۰۳/۰۹/۲۱

روش بررسی: در این مطالعه توصیفی-مقطعی، در مجموع ۵۰ نمونه خاک سطحی از عمق ۰-۲۰ cm برداشت و محتوی عناصر در آن‌ها با استفاده از طیف‌سنجی نوری پلاسما جفت شده القایی (ICP-OES) خوانده شد. همچنین، مقادیر شاخص‌های غنی‌شدگی (EF)، آلودگی (PI)، بار آلودگی (PLI)، خطر سلامت (HI) و خطر سرطان‌زایی (CR) محاسبه شدند. داده‌ها نیز با استفاده از نرم‌افزار آماری SPSS مورد پردازش قرار گرفتند.

واژگان کلیدی: فلزات سنگین، خاک شهری، شاخص‌های آلودگی، خطر سلامت

یافته‌ها: میانگین محتوی عناصر آهن، روی، کادمیم، مس، منگنز و مولیبدن در خاک به ترتیب برابر با ۰/۹۹۹ mg/kg، ۵۷۰، ۳۳/۸، ۰/۳۰۲، ۶۲/۷، ۲۷۲۴۰ mg/kg، ۱/۰۸ mg/kg، ۶۳۹، ۳۷/۳، ۳۰۳۳۱ mg/kg و ۶۵/۳ mg/kg و مربوط به مناطق روستایی و حومه شهر بود.

نتیجه‌گیری: نتایج، بیانگر تأثیر فعالیت‌های شهری (ترافیک، صنعت و کشاورزی) بر آلودگی عناصر آهن، روی، کادمیم، مس، منگنز و مولیبدن خاک در شهر القاسم بوده است. از این رو، به منظور کاهش و مدیریت خطر محیط زیستی و سلامتی، پایش منظم محتوی فلزات سنگین و شناسایی منابع آلودگی عناصر در خاک توصیه می‌شود.

پست الکترونیکی نویسنده مسئول:
atefehchamani@yahoo.com

Please cite this article as: Kadhim Noor J, Chamani A, Najm Abdalh 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.

مقدمه

فلزات سنگین به‌عنوان گروهی از آلاینده‌های معدنی پایدار و بالقوه سمی، عناصری هستند که به‌دلیل قابلیت انباشت و سمیت زیستی توجه جهانی را به‌خود جلب کرده‌اند (۱). در دهه‌های اخیر، انتشار و انباشت مداوم این آلاینده‌ها به‌سبب رشد شتابان و فزاینده اجتماعی، اقتصادی، صنعتی و شهرنشینی منجر به افزایش آلودگی اجزای مختلف زیست‌سپهر (Biosphere) (آب، خاک و هوا) به‌ویژه در مناطق شهری شده است (۲، ۳). در این بین، آلودگی خاک شهری با فلزات سنگین به‌سبب توزیع گسترده و ماندگاری طولانی آلاینده‌های فلزی در این ماتریس محیطی و به‌عنوان تهدیدی بالقوه برای پایداری محیطی و سلامت زیست‌مندان (Biota) از اهمیتی ویژه برخوردار است (۴).

اگرچه، محتوی عناصر فلزی خاک به‌طور طبیعی تحت‌تأثیر فرآیندهای زمین‌زایی است، اما فعالیت‌های فزاینده انسانی در مناطق شهری (ترافیک، صنعت و احتراق سوخت‌های فسیلی) منجر به افزایش غلظت آن‌ها در خاک و به‌تبع آن آلودگی زیست‌بوم (Biome) شهری شده است (۵). چنین روند افزایشی محتوی آلاینده‌های فلزی خاک شهری نه‌تنها نمایان‌گر ظرفیت زیاد انباشت آلاینده‌های فلزی در خاک به‌عنوان مخزن اصلی ته‌نشست فلزات سنگین است، بلکه می‌تواند به‌عنوان منبع بالقوه انتقال آلودگی به‌طور غیرمستقیم و به واسطه کاهش کیفیت هوا، آب و گیاه (از طریق تبادلات پیوسته محیطی) مخاطره بالقوه محیط‌زیستی و بهداشتی برای سلامت بوم‌سازگان (Ecosystem) و انسان محسوب شود (۶). افزون بر این، مواجهه مستقیم انسان با ذرات خاک آلوده (از طریق بلع، استنشاق و تماس پوستی) می‌تواند اثرات بالقوه مهم و نامطلوب بر سلامت شهروندان برجای گذارد. در این خصوص، عناصر آهن، روی، کادمیم، مس، منگنز و مولیبدن به‌عنوان اجزای تشکیل‌دهنده پوسته زمین، به‌دلیل وجود در ساختار سوخت و کاربردهای گسترده صنعتی، خانگی، کشاورزی،

پزشکی و فن‌آوری پراکنشی وسیع در محیط شهری دارند (۷). به‌طور کلی، افزایش بیماری‌های گوارشی، کلیوی، اختلالات عصبی، قلبی و بروز انواع سرطان از عوارض جذب مقادیر بیشتر از حد مجاز این عناصر به‌شمار می‌آیند (۸). از این‌رو، تعیین محتوای فلزات سنگین در خاک شهری، به‌عنوان شاخص مهم و جامع کیفیت زیست‌بوم شهری، برای حفظ سلامت بوم‌سامانه شهری (Urban Ecosystem) و شهروندان در حال گسترش است (۱۰).

ارزیابی کمی آلودگی و خطر بهداشتی مرتبط با آلاینده‌های فلزی خاک با استفاده از شاخص‌های آلودگی گامی مهم برای تعیین وضعیت و مدیریت آلودگی محسوب می‌شود. در این خصوص، شاخص‌های غنی‌شدگی، آلودگی و بار آلودگی ابزارهای متداول و مناسب برای تحلیل وضعیت آلودگی به‌شمار می‌آیند (۱۱). شاخص خطر سلامت نیز رویکردی مهم در ارزیابی و تعیین خطرات غیرسرطان‌زا و سرطان‌زای مرتبط با فلزات سنگین بر سلامت انسان از طریق مواجهه با خاک آلوده است (۱۲).

تاکنون در رابطه با تعیین محتوی و ارزیابی آلودگی و خطر سلامت فلزات سنگین خاک سطحی شهری چندین مطالعه در شهرهای مختلف سراسر دنیا انجام شده است که از جمله می‌توان به بررسی ویژگی‌های آلودگی فلزات سنگین در خاک سطحی شهر شیان چین (۱۳)، ارزیابی تغییرات فصلی و خطر سلامت فلزات سنگین در خاک شهری هند (۱۴)، ارزیابی آلودگی فلزات سنگین در خاک شهری ستیف الجزایر (۱۵)، آلودگی فلزات سنگین خاک وین اتریش (۱۶)، تعیین محتوی عناصر سمی در خاک الیوانیه عراق (۱۷)، ارزیابی خطر سلامت عناصر بالقوه سمی در خاک شهری رانگاردی هند (۱۸)، ارزیابی خطر سلامت انسان و شناسایی منشاء عناصر بالقوه سمی در خاک شهری ایروان ارمنستان (۱۹)، ارزیابی آلودگی و خطر بهداشتی عناصر فلزی در خاک شهر اوف روسیه (۲۰)، ارزیابی آلودگی عناصر بالقوه سمی در خاک سطحی شهری خرم‌آباد (۲۱)،

نمونه برداری از خاک سطحی

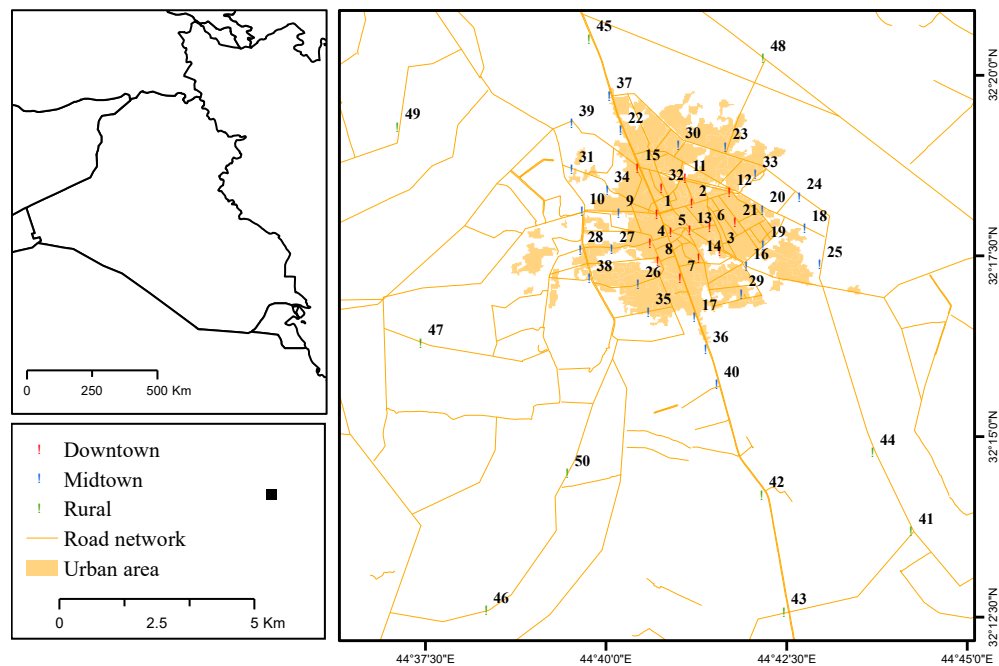
در این پژوهش توصیفی-مقطعی، پس از انجام بررسی‌های اولیه میدانی و با لحاظ کردن محدودیت‌های زمانی و مالی، نسبت به نمونه‌برداری از خاک سطحی شهر القاسم استان بابل عراق اقدام شد. در این راستا و نظر به وسعت منطقه مورد مطالعه از یک سو و از طرفی، به منظور پراکنش کاملاً متناسب و یکنواخت نمونه‌ها در محدوده مطالعاتی، نمونه‌برداری به روش منظم-تصادفی انجام شد. بر این اساس، پس از تقسیم منطقه مورد مطالعه به شبکه‌هایی منظم در مجموع ۵۰ نقطه در محل تلاقی شبکه‌ها به صورت تصادفی انتخاب و به عنوان مکان نمونه‌برداری لحاظ شد. فاصله شبکه‌ها در مناطق شهری (مرکز و حومه شهر با شدت استفاده زیاد از زمین و بافت متراکم‌تر) 3×3 km و در مناطق روستایی 9×9 km در نظر گرفته شد. در نهایت، پس از مراجعه به هر مکان نمونه‌برداری (با استفاده از دستگاه موقعیت‌یاب مکانی)، از هر مکان حدود 1 kg خاک سطحی (عمق $20-30$ cm) به روش استاندارد با استفاده از بیلچه استیل ضدزنگ به صورت ترکیبی از مرکز و رئوس پلات مربعی به ضلع 10 m (محل تلاقی شبکه‌ها به عنوان مرکز پلات) برداشت و برای تهیه یک نمونه همگن از هر مکان نمونه‌برداری، نمونه‌های خاک سطحی جمع‌آوری شده از هر مکان با یکدیگر مخلوط و به کیسه‌های پلی‌اتیلنی زیپ‌دار منتقل شدند. از این رو، تعداد کل نمونه‌های خاک سطحی در مجموع ۵۰ عدد بود. در نهایت، نمونه‌ها برای انجام سایر مراحل آماده‌سازی به آزمایشگاه منتقل شدند (۲۱). موقعیت جغرافیایی مکان‌های نمونه‌برداری با استفاده از دستگاه GPS ثبت و مکان استقرار آن‌ها در شکل ۱ نشان داده شده است.

ارزیابی آلودگی فلزات سنگین در خاک شهری کرج (۲۲)، بررسی ژئوشیمیایی و محیط‌زیستی آلودگی فلزات سنگین در خاک‌های منطقه شهری اصفهان (۱۰)، تعیین وضعیت، منشاء‌یابی و ارزیابی خطر سلامت عناصر سمی بالقوه در خاک سطحی شهر اراک (۲۳) و ارزیابی خطر سلامت عناصر بالقوه سمی در خاک سطحی شهر شاهرود (۲۴) اشاره کرد. این در حالی است که طبق بررسی سوابق، مطالعه جامع و مشابهی در این خصوص در شهر القاسم به‌عنوان یکی از شهرهای بزرگ استان بابل عراق انجام نشده است. افزون بر این، نظر به روند افزایشی توسعه شهری و اجتماعی شهر القاسم و تاثیر شهرنشینی بر محتوی و مخاطرات بالقوه محیط‌زیستی و بهداشتی آلودگی احتمالی خاک سطحی، این پژوهش با هدف تعیین محتوی، ارزیابی آلودگی و خطر سلامت عناصر آهن، روی، کادمیم، مس، منگنز و مولیبدن در خاک سطحی شهر القاسم در امتداد شیب شهرنشینی (مناطق مرکزی شهر، حومه شهر و روستایی) در سال ۱۴۰۲ انجام یافت.

مواد و روش‌ها

معرفی منطقه مورد مطالعه

این مطالعه در شهر القاسم (طول جغرافیایی 44 درجه $41/5$ دقیقه و عرض جغرافیایی 31 درجه و 18 دقیقه شمالی)، واقع در بخش جنوبی استان بابل در منطقه فرات مرکزی، تقریباً 128 کیلومتری جنوب بغداد، پایتخت کشور عراق انجام شده است (شکل ۱). جمعیت این شهر بیش از 81500 نفر (۲۵) و دارای آب و هوای بیابانی با تغییرات قابل ملاحظه دما بین فصول و همچنین بین روز و شب است (۲۶). تراکم ساختمان‌ها و جاده‌ها به تدریج از مرکز شهر کاهش می‌یابد و یک چشم‌انداز پراکنده شهری-کشاورزی/زمین بایر در منطقه میان شهر تشکیل می‌دهد. در محدوده اطراف شهر، اراضی کشاورزی و زمین‌های بایر کاربری غالب است.



شکل ۱- موقعیت ایستگاه‌های نمونه‌برداری

آهن، روی، کادمیم، مس، منگنز و مولیبدن خوانده شدند. تضمین و کنترل کیفیت (Quality Assurance/Quality Control) اندازه‌گیری‌ها با استفاده از مرجع استاندارد خاک (001-SQC) خریداری شده از شرکت سیگما-آلد ریج اسپانیا انجام شد. همچنین، نرخ بازیابی (Recovery Rate) عناصر نیز برای اطمینان از دقت روش مورد استفاده برای تعیین محتوی عناصر مورد مطالعه محاسبه شد. نتایج حاصل از درصد بازیابی عناصر (بین ۹۰/۶ تا ۹۷/۹ درصد) نشان داد که روش مورد استفاده برای تعیین مقادیر عناصر مورد مطالعه از اطمینان کافی و دقت خوب برخوردار بوده است. همچنین، مقادیر حد تشخیص (Limit of Detection) برای عناصر آهن، روی، کادمیم، مس، منگنز و مولیبدن به ترتیب برابر با ۰/۰۸۲، ۰/۰۵۶، ۰/۰۷۸، ۰/۰۷۳ و ۰/۰۶۹ mg/kg، و مقادیر محدودیت کمی (Limits of Quantification) این عناصر نیز به ترتیب برابر با ۰/۲۲۸، ۰/۱۷۲، ۰/۲۳۱، ۰/۲۱۵ و ۰/۲۰۹ mg/kg

آماده‌سازی نمونه‌های خاک و تعیین محتوی عناصر در آن‌ها نمونه‌های خاک پس از هوا خشک شدن در آزمایشگاه، برای حذف ذرات بزرگ و بقایای آلی از الک ۲/۰ mm عبور داده شده و در کیسه‌های پلی‌اتیلنی در دمای ۴ °C نگهداری شدند (۲۷).

به‌منظور تعیین غلظت کل عناصر در نمونه‌های خاک، ۰/۲۵ g از هر نمونه خاک سطحی و ۱۰ mL اسید نیتریک (۶۸ درصد)، mL اسید هیدروفلوئوریک (۳۸ درصد) و ۵ mL اسید پرکلریک (۷۰ درصد) به ظروف هضم ۵۰ mL منتقل شدند. محلول‌ها روی هیتر در دمای ۲۰۰ °C تا زمان شفاف شدن حرارت داده شدند. پس از آن، عصاره‌ها پس از سرد شدن توسط کاغذ صافی واتمن ۴۲ به فالكون‌های ۲۵ mL منتقل و با آب دوبار تقطیر به حجم رسانده شدند (۲۸). در نهایت، پس از ساخت محلول مادر (استوک) و استاندارد نمک عناصر و کالیبره کردن دستگاه ICP-OES-710 (ES, Varian, Australia)، محتوی عناصر

$$PI = \frac{C_s}{C_b} \quad (2)$$

در معادله ۲:

C_s و C_b به ترتیب نشان دهنده محتوی عنصر مورد نظر در نمونه خاک سطحی و غلظت عنصر در پوسته زمین هر دو بر حسب mg/kg هستند (۳۴). در این خصوص، مقادیر PI کوچکتر از ۱ نشان دهنده شرایط "آلودگی کم" و در محدوده ۱-۳ بیانگر "آلودگی متوسط" هستند. این در حالی است که مقادیر PI در محدوده ۳-۶ و بزرگتر از ۶ به ترتیب "آلودگی زیاد" و "آلودگی خیلی زیاد" را توصیف می کنند (۳۵).

$$PLI = \sqrt[n]{PI_1 \times PI_2 \times PI_3 \times \dots \times PI_n} \quad (3)$$

در معادله ۳:

n و PI_i به ترتیب نشان دهنده تعداد عناصر و شاخص آلودگی هر یک از عناصر مورد مطالعه هستند. مقادیر PLI کوچکتر از ۱ شرایط "آلودگی کم" و در محدوده ۱-۲ شرایط "آلودگی متوسط" را توصیف می کنند. این در حالی است که مقادیر PLI در محدوده ۲-۳ و بزرگتر از ۳ به ترتیب بیانگر شرایط "آلودگی زیاد" و "آلودگی خیلی زیاد" هستند (۳۶، ۳۷).

ارزیابی خطر سلامت عناصر

در این پژوهش، از روش ارزیابی شده توسط آژانس حفاظت از محیط زیست ایالات متحده آمریکا (United States Environmental Protection Agency: USEPA) برای ارزیابی خطر سلامتی عناصر کمیاب استفاده شد. بر این اساس، میزان مواجهه با خاک آلوده برای دو گروه کودک و بزرگسال از سه مسیر اصلی مواجهه شامل بلع مستقیم، استنشاق و جذب پوستی با استفاده از مقدار متوسط دوز روزانه (Average Daily Dose: ADD) به ترتیب با استفاده از معادلات ۴ تا ۶ محاسبه شدند (۳۸):

$$ADD_{ing} = C_{sample} \times \frac{IngR \times EF \times ED}{BW \times AT} \times 10^{-6} \quad (4)$$

حاصل شد.

محاسبه مقادیر شاخص های غنی شدگی (EF)، آلودگی (PI) و بار آلودگی (PLI)

برای ارزیابی آلودگی و تأثیر عوامل انسانی احتمالی بر محتوی عناصر کمیاب مورد مطالعه در نمونه های خاک سطحی، فاکتور غنی شدگی با استفاده از معادله ۱ محاسبه شد (۲۹):

$$EF = \frac{(C_m/C_b)_{sample}}{(C_m/C_b)_{background}} \quad (1)$$

در معادله ۱:

$(C_m/C_b)_{sample}$ بیانگر نسبت محتوی عنصر مورد مطالعه به محتوی عنصر مرجع در نمونه خاک سطحی بر حسب mg/kg و $(C_m/C_b)_{background}$ نشان دهنده نسبت غلظت زمینه عنصر مورد مطالعه (برابر با ۴۷۲۰۰، ۴۰/۲، ۰/۲۳۰، ۲۸/۳، ۸۵۰ و ۲/۶۰ به ترتیب برای عناصر آهن، روی، کادمیم، مس، منگنز و مولیبدن) به غلظت زمینه عنصر مرجع هر دو بر حسب mg/kg هستند (۳۰). در این مطالعه، عنصر آهن با توزیع یکنواخت به عنوان عنصر مرجع در نظر گرفته شد. مقادیر EF کوچکتر از ۱ و ۳، به ترتیب نشان دهنده شرایط "بدون غنی شدگی" و "غنی شدگی کم"، در محدوده ۳-۵ بیانگر "غنی شدگی متوسط" و در محدوده ۵-۱۰ نیز نشان دهنده "غنی شدگی زیاد" هستند. همچنین، مقادیر EF در محدوده ۱۰-۲۵ و ۲۵-۵۰ به ترتیب شرایط "غنی شدگی شدید" و "غنی شدگی خیلی شدید" را توصیف می کنند. این در حالی است که مقادیر EF بزرگتر از ۵۰ بیانگر غنی شدگی "فوق العاده شدید" است. از دیگر سو، مقادیر غنی شدگی بین ۰/۵۰ تا ۲/۰ بیانگر منشا طبیعی عنصر است، در حالی که مقادیر بزرگتر از ۲/۰ از این شاخص، تأثیر عوامل انسانی بر آلودگی عنصر را نمایندگی می کند (۳۱، ۳۲).

همچنین، به منظور تعیین سطح آلودگی خاک ناشی از عناصر مورد مطالعه شاخص های PI و PLI با استفاده از معادلات ۲ و ۳ محاسبه شدند (۳۳):

(Hazard Index: HI) با استفاده از معادلات ۷ و ۸ محاسبه شدند (۳۸):

$$HQ_i = \frac{ADD_i}{RfD_i} \quad (7)$$

$$HI = \sum_{i=1}^{n=i} HQ_i \quad (8)$$

در معادلات ۷ و ۸:

ADD نشان‌دهنده میانگین مقدار جذب روزانه عناصر از طریق هر یک از مسیرهای مواجهه (mg/kg/day) و RfD به‌عنوان مقدار مرجع (mg/kg/day) بیانگر تخمینی از مواجهه روزانه یک عنصر خاص در جمعیت انسانی (هم برای کودکان و هم برای بزرگسالان) هستند. مقادیر RfD در جدول ۱ آورده شده‌اند. مقادیر $HQ/HI \leq 1$ نشان‌دهنده "خطر کم یا بدون خطر اثرات غیرسرطان‌زا" است. این در حالی است که $HQ/HI > 1$ احتمال بروز اثرات نامطلوب غیرسرطان‌زایی را نمایندگی می‌کند (۴۰).

در همین حال، برای برآورد اثرات سرطان‌زایی خاک آلوده به عناصر، خطر سرطان‌زایی یک مسیر واحد (CR) و تجمعی ناشی از سه مسیر مواجهه (TCR) با استفاده از معادلات ۹ و ۱۰ محاسبه شدند (۴۱):

$$CR = ADD_i \times CSF_i \quad (9)$$

$$TCR = \sum_{i=1}^{n=i} CR_i \quad (10)$$

در معادلات ۹ و ۱۰:

ADD_i بیانگر میانگین مقدار جذب روزانه عناصر از طریق هر یک از مسیرهای مواجهه (mg/kg/day) و CSF_i نیز بیانگر فاکتور شیب سرطان‌زایی برای هر عنصر مورد مطالعه (mg/kg/day) هستند. مقادیر CSF در جدول ۱ آورده شده‌اند. مقدار $CR/TCR < 1 \times 10^{-6}$ نشان می‌دهد

$$ADD_{inh} = C_{sample} \times \frac{InhR \times EF \times ED}{PEF \times BW \times AT} \quad (5)$$

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

در معادلات ۴ تا ۶:

ADD_{inh} ، ADD_{ing} و ADD_{dermal} به ترتیب مقدار میانگین جذب روزانه عناصر از طریق بلع مستقیم، استنشاق و تماس پوستی (mg/kg/day) را نمایندگی می‌کنند. C_{sample} نشان‌دهنده محتوای عناصر در نمونه خاک سطحی (mg/kg)، $IngR$ و $InhR$ نیز به ترتیب میزان مصرف ذرات خاک (mg/day) برای کودکان و ۲۰۰ mg/day برای بزرگسالان) و نرخ استنشاق ذرات خاک (m^3/day ۷/۶۰ برای کودکان و m^3/day ۱۲/۰ برای بزرگسالان) را نشان می‌دهند. EF بیانگر فرکانس مواجهه (day/year) ۱۸۰ برای کودکان و بزرگسالان)، ED نشان‌دهنده زمان مواجهه خاک آلوده (years) ۶ برای کودکان و ۲۴ years برای بزرگسالان)، BW، AT و PEF به ترتیب بیانگر میانگین وزن بدن (kg) ۱۵ برای کودکان و ۷۰ kg برای بزرگسالان)، میانگین طول عمر (برای اثرات غیرسرطان‌زا برابر با $ED \times 365$ و برای اثرات سرطان‌زا نیز برابر با 72×365) و ضریب انتشار ذرات (m^3/kg $1/36 \times 10^9$)، SA نشان‌دهنده سطح پوست در معرض خاک آلوده (cm^2 ۲۸۰۰ برای کودکان و cm^2 ۵۷۰۰ برای بزرگسالان)، AF عامل چسبندگی پوست ($day/mg/cm^2$ ۰/۲۰۰ برای کودکان و $day/mg/cm^2$ ۰/۰۷۰ برای بزرگسالان) و ABS نیز عامل جذب پوستی (برابر با ۰/۰۰۱) هستند (۳۹).

همچنین، به منظور ارزیابی خطر بیماری‌زایی غیرسرطان‌زایی ناشی از یک مسیر و کل مسیرهای مواجهه به ترتیب ضریب خطر (Hazard Quotient: HQ) و شاخص خطر

می‌کند. علاوه بر این، $CR/TCR \leq 1 \times 10^{-4}$ بیانگر خطر سرطان‌زایی غیرقابل قبول است (۴۲).

که هیچ خطر قابل توجهی برای سلامتی وجود ندارد. این در حالی است که $1 \times 10^{-6} < CR/TCR \leq 1 \times 10^{-4}$ خطر سرطان‌زایی تحت شرایط نظارت را نمایندگی

جدول ۱- مقادیر مرجع و فاکتور شیب برای ارزیابی خطر سلامت (غیرسرطان‌زا و سرطان‌زا) (۳۹)

عنصر	CSF (mg/kg/day)			RfD (mg/kg/day)		
	پوست	استنشاق	بلع	پوست	استنشاق	بلع
آهن	-	-	-	$7/00 \times 10^{-1}$	$7/00 \times 10^{-1}$	$7/00 \times 10^{-1}$
روی	-	-	-	$3/00 \times 10^{-1}$	$3/00 \times 10^{-1}$	$3/00 \times 10^{-1}$
کادمیم	$5/00 \times 10^{-5}$	۶/۳۰	۶/۱۰	$1/00 \times 10^{-5}$	$1/00 \times 10^{-3}$	$1/00 \times 10^{-3}$
مس	-	-	-	$1/20 \times 10^{-1}$	$4/02 \times 10^{-2}$	$4/00 \times 10^{-2}$
منگنز	-	-	-	$1/84 \times 10^{-3}$	$1/43 \times 10^{-5}$	$4/60 \times 10^{-2}$
مولیبدن	-	-	-	$5/00 \times 10^{-3}$	$4/00 \times 10^{-2}$	$5/00 \times 10^{-3}$

یافته‌ها

پردازش آماری داده‌ها

آمار توصیفی مربوط به تعیین مقادیر عناصر کمیاب در نمونه‌های خاک سطحی
 آمار توصیفی مربوط به محتوی عناصر مورد ارزیابی در نمونه‌های خاک سطحی در جدول ۲ آورده شده است. بر این اساس، محتوی عناصر آهن، روی، کادمیم، مس، منگنز و مولیبدن در خاک به ترتیب با میانگین 27240 ، $62/7$ ، $0/302$ ، $33/8$ ، 570 و $0/999$ mg/kg در دامنه 15794 - 37881 mg/kg، $0/49$ - $0/76$ mg/kg

پردازش آماری داده‌ها با استفاده از نسخه ۱۹ نرم افزار SPSS انجام یافت. بدین صورت که برای بررسی نرمال بودن توزیع داده‌ها و فرض برابری واریانس‌ها به ترتیب از آزمون‌های کلموگروف-اسمیرنوف (Kolmogorov-Smirnov: K-S) و لوین (Levene Test) استفاده شد. از آزمون تی تک نمونه‌ای (One Sample t-Tset) نیز برای مقایسه میانگین محتوی عناصر با مقادیر زمینه استفاده شد.

به ترتیب با ۶۵/۴ و ۰/۳۳۲ mg/kg به مناطق روستایی و حومه شهر تعلق دارند. از طرفی، روند کاهش میانگین محتوی عناصر آهن، منگنز، مولیبدن و مس در امتداد شیب شهرنشینی به صورت مرکز شهر < روستایی < حومه شهر بوده است. این در حالی است که میانگین محتوی عنصر کادمیم در امتداد شیب شهرنشینی از روند نزولی حومه شهر < روستایی < مرکز شهر و برای عنصر روی از روند کاهش روستایی < مرکز شهر < حومه شهر تبعیت کرد.

۰/۵۰۰-۰/۱۰۰ mg/kg، ۰/۸۶-۰/۲۳۰ mg/kg، ۰/۳۲۰-۰/۸۲۴ mg/kg و ۰/۰۵۰-۰/۰۲۰ mg/kg متغیر بوده است. همچنین، میانگین محتوی عناصر از روند نزولی آهن < منگنز < روی < مس < مولیبدن < کادمیم تبعیت کرد. از طرفی، بیشینه میانگین محتوی عناصر آهن، مس، منگنز و مولیبدن در خاک به ترتیب با میانگین ۳۰۳۳۱، ۳۷/۳، ۶۳۹ و ۱/۰۸ mg/kg همگی مربوط به مناطق مرکزی شهر بوده است. این در حالی است که بیشینه میانگین محتوی عناصر روی و کادمیم در نمونه‌ها

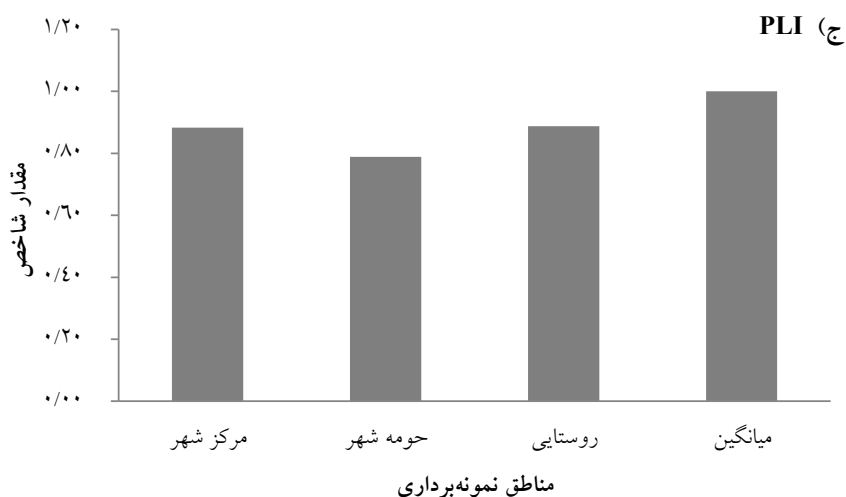
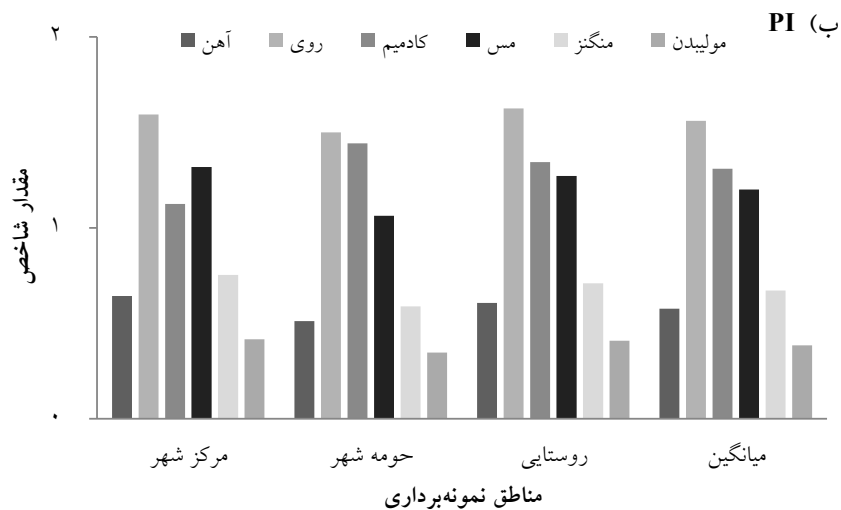
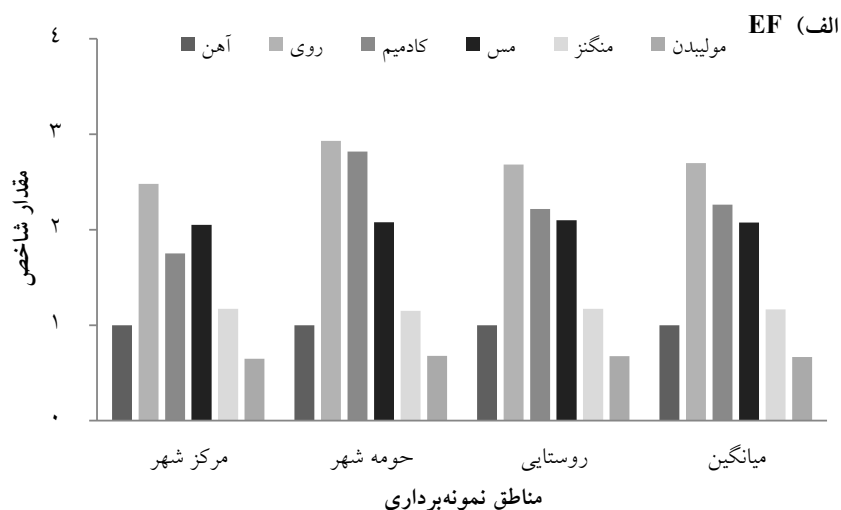
جدول ۲- آمار توصیفی محتوی عناصر مورد مطالعه در نمونه‌های خاک مورد مطالعه

عنصر (mg/kg)						مکان نمونه‌برداری
مولیبدن	منگنز	مس	کادمیم	روی	آهن	
۱/۰۸	۶۳۹	۳۷/۳	۰/۲۵۸	۶۴/۱	۳۰۳۳۱	مرکز شهر (۱۷ نمونه)
۰/۹۰۲	۵۰۰	۳۰/۱	۰/۳۳۲	۶۰/۳	۲۴۱۶۰	حومه شهر (۲۲ نمونه)
۱/۰۶	۶۰۳	۳۶/۰	۰/۳۰۹	۶۵/۳	۲۸۶۲۴	روستایی (۱۱ نمونه)
۰/۹۹۹	۵۷۰	۳۳/۸	۰/۳۰۲	۶۲/۷	۲۷۲۴۰	میانگین

میانگین مقادیر EF عناصر روی، کادمیم، مس و منگنز به ترتیب برابر با ۲/۷۰، ۲/۲۶، ۲/۰۸ و ۱/۱۶ و غنی‌شدگی کم خاک به این عناصر در منطقه مورد مطالعه را نشان می‌دهد ($EF < 3$). با این حال، میانگین مقادیر EF عنصر مولیبدن برابر با ۰/۶۹۱ و نشان‌دهنده عدم غنی‌شدگی خاک منطقه مورد مطالعه به این عنصر بود ($EF < 1$). از طرفی، روند نزولی میانگین مقادیر شاخص غنی‌شدگی برای عناصر به شرح روی < کادمیم < مس < منگنز < مولیبدن بود.

نتایج محاسبه شاخص‌های آلودگی

نتایج محاسبه شاخص غنی‌شدگی (نمودار ۱-الف) نشان‌دهنده آن است که میانگین مقادیر محاسبه شده EF در مناطق مرکزی شهر، حومه شهر و روستایی برای عناصر روی، کادمیم، مس، منگنز و مولیبدن به ترتیب در دامنه ۰/۶۴۷-۲/۴۸، ۰/۶۷۷-۲/۹۳ و ۰/۶۷۴-۲/۶۸ متغیر بوده و بیانگر شرایط کیفی "بدون غنی‌شدگی" تا "غنی‌شدگی کم" این عناصر در همه مناطق نمونه‌برداری است. همچنین،



نمودار ۱- مقادیر شاخص‌های (الف) EF، (ب) PI و (ج) PLI عناصر آهن، روی، کادمیم، مس، منگنز و مولیبیدن در نمونه‌های خاک سطحی

نتایج ارزیابی خطر سلامت عناصر

نتایج ارزیابی خطر غیرسرطان‌زایی عناصر مورد مطالعه از طریق مواجهه با خاک آلوده در جدول ۳ آورده شده است. بر این اساس، میانگین مقادیر شاخصهای HQ_{ing} ، HQ_{inh} ، HQ_{der} و HI برای عناصر آهن، روی، کادمیم، مس، منگنز و مولیبدن در هر دو گروه کودک و بزرگسال و در همه مناطق نمونه‌برداری کوچک‌تر از یک و بیانگر عدم بروز خطر غیرسرطان‌زایی ناشی از مواجهه با خاک آلوده به این عناصر بود. همچنین، سطوح خطر غیرسرطان‌زا برای عناصر مورد مطالعه از طریق مسیره‌های سه گانه برای کودکان از ترتیب کاهشی بلع < تماس پوستی < استنشاق و برای بزرگسالان از ترتیب کاهشی بلع < استنشاق < تماس پوستی تبعیت کرد. از سوی دیگر، روند نزولی میانگین خطر غیرسرطان‌زایی عناصر ناشی از بلع ذرات خاک آلوده برای هر دو گروه سنی به‌صورت آهن < منگنز < مس < کادمیم < روی < مولیبدن بود. به‌علاوه، میانگین خطر غیرسرطان‌زایی عناصر ناشی از استنشاق ذرات خاک آلوده برای هر دو گروه کودک و بزرگسال از روند کاهشی منگنز < آهن < مس < کادمیم < روی < مولیبدن پیروی کرد. این در حالی است که روند نزولی میانگین مقادیر خطر غیرسرطان‌زایی عناصر ناشی از تماس پوستی با ذرات خاک آلوده برای هر دو گروه سنی به‌صورت منگنز < آهن < کادمیم < مولیبدن < روی < مس حاصل شد.

با استناد به نتایج محاسبه شاخص آلودگی (نمودار ۱-ب)، میانگین مقادیر محاسبه شده PI در مناطق مرکزی شهر، حومه شهر و روستایی برای عناصر آهن، روی، کادمیم، مس، منگنز و مولیبدن به ترتیب در دامنه ۰/۴۱۶-۱/۵۹، ۰/۳۴۷-۱/۵۰ و ۱/۶۲-۰/۴۰۹ متغیر بوده و بیانگر سطح آلودگی "کم" تا "متوسط" خاک به این عناصر در همه مناطق نمونه‌برداری است. همچنین، میانگین مقادیر محاسبه شده PI برای عناصر آهن، منگنز و مولیبدن به ترتیب برابر با ۰/۵۷۷، ۰/۶۷۱ و ۰/۳۸۴ و نشان‌دهنده آلودگی کم خاک به این عناصر در شهر الفاسم بود ($PI < 1$). این در حالی است که میانگین مقادیر PI برای عناصر روی، کادمیم و مس به ترتیب برابر با ۱/۵۶، ۱/۳۱ و ۱/۱۹ و سطح آلودگی متوسط خاک به این عنصر در منطقه مورد مطالعه را نمایندگی می‌کند ($PI < 3$). همچنین، روند نزولی میانگین مقادیر شاخص آلودگی برای عناصر به‌صورت روی < کادمیم < مس < منگنز < آهن < مولیبدن حاصل شد. نتایج محاسبه شاخص بار آلودگی (نمودار ۱-ج) نشان‌دهنده آن است که میانگین مقادیر محاسبه شده PLI در مناطق مرکزی شهر، حومه شهر و روستایی به ترتیب برابر با ۰/۸۸۳، ۰/۷۸۸ و ۰/۸۸۷ و بیانگر شرایط آلودگی "کم" خاک در همه مناطق نمونه‌برداری است. از طرفی، میانگین مقادیر محاسبه شده شاخص PLI برابر با ۰/۸۱۷ و نشان‌دهنده سطح آلودگی "کم" خاک در منطقه مورد مطالعه بود.

جدول ۳- نتایج ارزیابی خطر غیرسرطان‌زایی (HQ و HI) عناصر مورد مطالعه در نمونه‌های خاک مورد مطالعه

شاخص خطر (HI)	ضریب خطر (HQ)						مسیر تماس	منطقه	گروه سنی
	مولیبدن	منگنز	مس	کادمیم	روی	آهن			
$3/87 \times 10^{-1}$	$1/42 \times 10^{-3}$	$9/14 \times 10^{-1}$	$7/13 \times 10^{-3}$	$1/70 \times 10^{-3}$	$1/40 \times 10^{-3}$	$2/84 \times 10^{-1}$	بلع	مرکز شهر	
$8/22 \times 10^{-3}$	$5/56 \times 10^{-8}$	$8/22 \times 10^{-3}$	$1/70 \times 10^{-7}$	$4/76 \times 10^{-8}$	$3/92 \times 10^{-8}$	$7/96 \times 10^{-6}$	استنشاق		
$7/70 \times 10^{-3}$	$3/99 \times 10^{-6}$	$7/40 \times 10^{-3}$	$5/72 \times 10^{-6}$	$4/77 \times 10^{-4}$	$1/97 \times 10^{-5}$	$7/98 \times 10^{-4}$	تماس پوستی		
$4/02 \times 10^{-1}$	$1/42 \times 10^{-3}$	$1/06 \times 10^{-1}$	$7/13 \times 10^{-3}$	$2/17 \times 10^{-3}$	$1/42 \times 10^{-3}$	$2/85 \times 10^{-1}$	کل	حومه شهر	
$3/08 \times 10^{-1}$	$1/18 \times 10^{-3}$	$7/15 \times 10^{-2}$	$4/96 \times 10^{-3}$	$2/18 \times 10^{-3}$	$1/32 \times 10^{-3}$	$2/26 \times 10^{-1}$	بلع		
$7/43 \times 10^{-4}$	$4/71 \times 10^{-8}$	$7/43 \times 10^{-3}$	$1/38 \times 10^{-7}$	$7/10 \times 10^{-8}$	$3/69 \times 10^{-8}$	$6/34 \times 10^{-6}$	استنشاق		
$7/28 \times 10^{-3}$	$3/32 \times 10^{-6}$	$5/00 \times 10^{-3}$	$4/62 \times 10^{-6}$	$7/11 \times 10^{-4}$	$1/85 \times 10^{-5}$	$7/35 \times 10^{-4}$	تماس پوستی	حومه شهر	
$3/20 \times 10^{-1}$	$1/19 \times 10^{-3}$	$8/29 \times 10^{-2}$	$4/95 \times 10^{-3}$	$2/79 \times 10^{-3}$	$1/34 \times 10^{-3}$	$2/27 \times 10^{-1}$	کل		

ادامه جدول ۳- نتایج ارزیابی خطر غیرسرطان‌زایی (HI و HQ) عناصر مورد مطالعه در نمونه‌های خاک مورد مطالعه

شاخص	ضریب خطر (HQ)						مسیر تماس	منطقه	گروه سنی
	مولیدین	منگنز	مس	کادمیم	روی	آهن			
خطر (HI)									
	$3/65 \times 10^{-1}$	$9/99 \times 10^{-4}$	$8/62 \times 10^{-2}$	$5/91 \times 10^{-3}$	$2/03 \times 10^{-3}$	$1/43 \times 10^{-3}$	$2/68 \times 10^{-1}$	بلع	کودک
	$7/75 \times 10^{-3}$	$2/79 \times 10^{-8}$	$7/75 \times 10^{-3}$	$1/65 \times 10^{-7}$	$5/68 \times 10^{-8}$	$4/00 \times 10^{-8}$	$7/51 \times 10^{-6}$	استنشاق	روستایی
	$7/66 \times 10^{-3}$	$2/80 \times 10^{-4}$	$6/03 \times 10^{-3}$	$5/52 \times 10^{-6}$	$5/69 \times 10^{-4}$	$2/01 \times 10^{-5}$	$7/53 \times 10^{-4}$	تماس پوستی	
	$3/80 \times 10^{-1}$	$1/27 \times 10^{-7}$	$1/00 \times 10^{-1}$	$5/92 \times 10^{-3}$	$2/60 \times 10^{-3}$	$1/45 \times 10^{-3}$	$2/69 \times 10^{-1}$	کل	
	$3/47 \times 10^{-1}$	$9/38 \times 10^{-4}$	$8/15 \times 10^{-2}$	$5/56 \times 10^{-3}$	$1/98 \times 10^{-3}$	$1/37 \times 10^{-3}$	$2/55 \times 10^{-1}$	بلع	میانگین
	$7/33 \times 10^{-3}$	$2/62 \times 10^{-8}$	$7/32 \times 10^{-3}$	$1/55 \times 10^{-7}$	$5/54 \times 10^{-8}$	$3/84 \times 10^{-8}$	$7/15 \times 10^{-6}$	استنشاق	
	$7/26 \times 10^{-3}$	$2/63 \times 10^{-4}$	$5/71 \times 10^{-3}$	$5/19 \times 10^{-6}$	$5/56 \times 10^{-4}$	$1/92 \times 10^{-5}$	$7/16 \times 10^{-4}$	تماس پوستی	
	$3/62 \times 10^{-1}$	$1/20 \times 10^{-7}$	$9/45 \times 10^{-2}$	$5/56 \times 10^{-3}$	$2/54 \times 10^{-3}$	$1/39 \times 10^{-3}$	$2/56 \times 10^{-1}$	کل	
	$4/14 \times 10^{-2}$	$1/53 \times 10^{-4}$	$9/80 \times 10^{-3}$	$6/57 \times 10^{-4}$	$1/82 \times 10^{-4}$	$1/50 \times 10^{-4}$	$3/05 \times 10^{-2}$	بلع	مرکز شهر
	$2/97 \times 10^{-3}$	$2/04 \times 10^{-8}$	$2/96 \times 10^{-3}$	$6/15 \times 10^{-8}$	$1/72 \times 10^{-8}$	$1/42 \times 10^{-8}$	$2/87 \times 10^{-6}$	استنشاق	
	$1/17 \times 10^{-3}$	$6/08 \times 10^{-7}$	$9/78 \times 10^{-4}$	$8/74 \times 10^{-7}$	$7/28 \times 10^{-5}$	$3/00 \times 10^{-6}$	$1/22 \times 10^{-4}$	تماس پوستی	
	$4/56 \times 10^{-2}$	$1/53 \times 10^{-4}$	$1/37 \times 10^{-2}$	$6/58 \times 10^{-4}$	$2/55 \times 10^{-4}$	$1/53 \times 10^{-4}$	$3/06 \times 10^{-2}$	کل	حومه شهر
	$3/30 \times 10^{-2}$	$1/27 \times 10^{-4}$	$7/66 \times 10^{-3}$	$5/30 \times 10^{-4}$	$2/34 \times 10^{-4}$	$1/42 \times 10^{-4}$	$2/43 \times 10^{-2}$	بلع	
	$2/32 \times 10^{-3}$	$1/70 \times 10^{-8}$	$2/32 \times 10^{-3}$	$4/96 \times 10^{-8}$	$2/20 \times 10^{-8}$	$1/33 \times 10^{-8}$	$2/29 \times 10^{-6}$	استنشاق	
	$9/59 \times 10^{-4}$	$5/07 \times 10^{-7}$	$7/65 \times 10^{-4}$	$7/05 \times 10^{-7}$	$9/33 \times 10^{-5}$	$2/83 \times 10^{-6}$	$9/70 \times 10^{-5}$	تماس پوستی	
	$3/62 \times 10^{-2}$	$1/28 \times 10^{-4}$	$1/07 \times 10^{-2}$	$5/31 \times 10^{-4}$	$3/27 \times 10^{-4}$	$1/44 \times 10^{-4}$	$2/44 \times 10^{-2}$	کل	بزرگسال
	$3/91 \times 10^{-2}$	$1/07 \times 10^{-4}$	$9/23 \times 10^{-3}$	$6/34 \times 10^{-4}$	$2/18 \times 10^{-4}$	$1/53 \times 10^{-4}$	$2/88 \times 10^{-2}$	بلع	
	$2/80 \times 10^{-3}$	$1/01 \times 10^{-8}$	$2/79 \times 10^{-3}$	$5/94 \times 10^{-8}$	$2/05 \times 10^{-8}$	$1/44 \times 10^{-8}$	$2/71 \times 10^{-6}$	استنشاق	
	$1/17 \times 10^{-3}$	$4/27 \times 10^{-5}$	$9/22 \times 10^{-4}$	$8/43 \times 10^{-7}$	$8/69 \times 10^{-5}$	$3/06 \times 10^{-6}$	$1/15 \times 10^{-4}$	تماس پوستی	روستایی
	$4/31 \times 10^{-2}$	$1/50 \times 10^{-4}$	$1/29 \times 10^{-2}$	$6/35 \times 10^{-4}$	$3/05 \times 10^{-4}$	$1/57 \times 10^{-4}$	$2/89 \times 10^{-2}$	کل	
	$3/72 \times 10^{-2}$	$1/01 \times 10^{-4}$	$8/73 \times 10^{-3}$	$5/96 \times 10^{-4}$	$2/12 \times 10^{-4}$	$1/47 \times 10^{-4}$	$2/74 \times 10^{-2}$	بلع	
	$2/64 \times 10^{-3}$	$9/46 \times 10^{-9}$	$2/64 \times 10^{-3}$	$5/58 \times 10^{-8}$	$2/00 \times 10^{-8}$	$1/38 \times 10^{-8}$	$2/58 \times 10^{-6}$	استنشاق	
	$1/11 \times 10^{-3}$	$4/01 \times 10^{-5}$	$8/72 \times 10^{-4}$	$7/92 \times 10^{-7}$	$8/49 \times 10^{-5}$	$2/94 \times 10^{-6}$	$1/09 \times 10^{-4}$	تماس پوستی	میانگین
	$4/09 \times 10^{-2}$	$1/41 \times 10^{-4}$	$1/23 \times 10^{-2}$	$5/97 \times 10^{-4}$	$2/98 \times 10^{-4}$	$1/50 \times 10^{-4}$	$2/75 \times 10^{-2}$	کل	

برای کودکان در محدوده 1×10^{-6} تا 1×10^{-4} و نشان‌دهنده خطر سرطان‌زایی قابل توجه ناشی از بلع خاک آلوده به عنصر کادمیم بود. این درحالی است که میانگین مقادیر CR_{ing} برای بزرگسالان کوچک‌تر از 1×10^{-6} و بیانگر عدم بروز خطر سرطان‌زایی از طریق بلع ذرات خاک آلوده به کادمیم بود. به‌علاوه، مقادیر TCR برای کودکان و بزرگسالان به‌ترتیب برابر با $1/04 \times 10^{-6}$ و $4/45 \times 10^{-7}$ و نشان‌دهنده سطوح خطر سرطان‌زایی بود.

نتایج ارزیابی خطر سرطان‌زایی مواجهه با ذرات خاک آلوده به عنصر کادمیم از طریق بلع، استنشاق و تماس پوستی برای هر دو گروه سنی در جدول ۴ آورده شده است. نتایج نشان داد که میانگین مقادیر CR_{inh} و CR_{der} در هر دو گروه کودک و بزرگسال در همه مناطق مورد مطالعه کوچک‌تر از 1×10^{-6} بوده و هیچ خطر سرطان‌زایی از طریق استنشاق و تماس پوستی با ذرات خاک آلوده به عنصر کادمیم برای افراد حادث نخواهد شد. از طرفی، میانگین مقادیر CR_{ing}

جدول ۴- نتایج ارزیابی خطر سرطان‌زایی (CR و TCR) عناصر مورد مطالعه در نمونه‌های خاک مورد مطالعه

خطر سرطان‌زایی کل (TCR)	خطر سرطان‌زایی (CR)			منطقه	گروه سنی
	تماس پوستی	استنشاق	بلع		
$8/89 \times 10^{-7}$	$2/04 \times 10^{-14}$	$2/56 \times 10^{-11}$	$8/89 \times 10^{-7}$	مرکز شهر	کودک
$1/14 \times 10^{-6}$	$2/62 \times 10^{-14}$	$3/29 \times 10^{-11}$	$1/14 \times 10^{-6}$	حومه شهر	
$1/06 \times 10^{-6}$	$2/44 \times 10^{-14}$	$3/06 \times 10^{-11}$	$1/06 \times 10^{-6}$	روستایی	
$1/04 \times 10^{-6}$	$2/38 \times 10^{-14}$	$2/99 \times 10^{-11}$	$1/04 \times 10^{-6}$	میانگین	
$3/18 \times 10^{-7}$	$1/25 \times 10^{-14}$	$3/71 \times 10^{-11}$	$3/18 \times 10^{-7}$	مرکز شهر	بزرگسال
$4/89 \times 10^{-7}$	$1/59 \times 10^{-14}$	$4/75 \times 10^{-11}$	$4/89 \times 10^{-7}$	حومه شهر	
$4/55 \times 10^{-7}$	$1/48 \times 10^{-14}$	$4/43 \times 10^{-11}$	$4/55 \times 10^{-7}$	روستایی	
$4/45 \times 10^{-7}$	$1/45 \times 10^{-14}$	$4/32 \times 10^{-11}$	$4/45 \times 10^{-7}$	میانگین	

عناصر مورد مطالعه در نمونه‌های خاک از توزیع نرمال برخوردار بوده‌اند (جدول ۵).

نتایج پردازش آماری داده‌ها
نتایج آزمون آماری K-S نشان داد با توجه به سطح معنی‌داری (p) بزرگ‌تر از ۰/۰۵، همه داده‌های مربوط به مقادیر محتوی

جدول ۵- مقادیر سطح معنی‌داری مربوط به بررسی نرمالیتی توزیع داده‌ها

مولیبدن	منگنز	مس	کادمیم	روی	آهن	سطح معنی‌داری
۰/۳۸۱	۰/۸۳۳	۰/۰۷۰	۰/۰۹۰	۰/۲۶۲	۰/۸۲۰	

و $0/999 \text{ mg/kg}$ کوچک‌تر از محتوی زمینه این عناصر و میانگین محتوای عناصر روی، کادمیم و مس در نمونه‌های خاک سطحی به ترتیب با $62/7$ ، $3/02$ و $33/8 \text{ mg/kg}$ بزرگ‌تر از مقادیر زمینه این عناصر هستند.

نتایج آزمون تی تک نمونه‌ای (جدول ۶) نشان داد که با توجه به $p < 0/05$ ، میانگین محتوای همه عناصر در نمونه‌های خاک سطحی منطقه مورد مطالعه اختلاف معنی‌دار آماری با غلظت زمینه فلزات داشته و میانگین محتوای عناصر آهن، منگنز و مولیبدن به ترتیب با 27240 ، 570

جدول ۶- مقایسه میانگین مقادیر عناصر در نمونه‌های خاک با غلظت زمینه (mg/kg)

عنصر	منطقه	غلظت زمینه (mg/kg)	تفاوت میانگین	آماره t	درجه آزادی	فاصله اطمینان (۹۵ درصد)	
						سطح معنی‌داری	کران پایین / کران بالا
آهن	مرکز شهر	۴۷۲۰۰	-۱۶۸۶۸	-۱۳/۲	۱۶	۰/۰۰۰	-۱۹۵۶۸ / -۱۴۱۶۸
	حومه شهر	۴۷۲۰۰	-۲۳۰۳۹	-۲۰/۳	۲۱	۰/۰۰۰	-۲۵۳۹۷ / -۲۰۶۸۲
	روستایی	۴۷۲۰۰	-۱۸۵۷۵	-۱۰/۳	۱۰	۰/۰۰۰	-۲۲۵۶۷ / -۱۴۵۸۴
	میانگین	۴۷۲۰۰	-۱۹۹۵۹	-۲۳/۴	۴۹	۰/۰۰۰	-۲۱۶۷۲ / -۱۸۲۴۶
روی	مرکز شهر	۴۰/۲	۲۳/۸	۱۹/۹	۱۶	۰/۰۰۰	۲۱/۳ / ۲۶/۴
	حومه شهر	۴۰/۲	۲۰/۱	۱۲/۲	۲۱	۰/۰۰۰	۱۶/۷ / ۲۳/۵
	روستایی	۴۰/۲	۲۵/۱	۱۶/۹	۱۰	۰/۰۰۰	۲۱/۸ / ۲۸/۴
	میانگین	۴۰/۲	۲۲/۵	۲۴/۳	۴۹	۰/۰۰۰	۲۰/۶ / ۲۴/۴
کادمیم	مرکز شهر	۰/۲۳۰	۰/۰۲۸	۱/۱۱	۱۶	۰/۲۸۱	-۰/۰۲۵ / ۰/۰۸۳
	حومه شهر	۰/۲۳۰	۰/۱۰۱	۴/۸۰	۲۱	۰/۰۰۰	۰/۰۵۷ / ۰/۱۴۵
	روستایی	۰/۲۳۰	۰/۰۷۹	۳/۱۵	۱۰	۰/۰۱۰	۰/۰۲۳ / ۰/۱۳۴
	میانگین	۰/۲۳۰	۰/۰۷۲	۴/۹۹	۴۹	۰/۰۰۰	۰/۰۴۳ / ۰/۱۰۱
مس	مرکز شهر	۲۸/۳	۸/۹۹	۲/۸۹	۱۶	۰/۰۱۱	۲/۴۰ / ۱۵/۵
	حومه شهر	۲۸/۳	۱/۷۹	۱/۸۷	۲۱	۰/۰۷۵	-۰/۱۹۶ / ۳/۷۷
	روستایی	۲۸/۳	۷/۷۰	۵/۱۷	۱۰	۰/۰۰۰	۴/۳۸ / ۱۱/۰
	میانگین	۲۸/۳	۵/۵۴	۴/۴۱	۴۹	۰/۰۰۰	۳/۰۲ / ۸/۰۶
منگنز	مرکز شهر	۸۵۰	-۲۱۰	-۶/۶۷	۱۶	۰/۰۰۰	-۲۷۶ / -۱۴۳
	حومه شهر	۸۵۰	-۳۴۹	-۱۳/۲	۲۱	۰/۰۰۰	-۴۰۴ / -۲۹۴
	روستایی	۸۵۰	-۳۴۱	-۵/۸۱	۱۰	۰/۰۰۰	-۳۴۱ / -۱۵۲
	میانگین	۸۵۰	-۲۷۹	-۱۳/۹	۴۹	۰/۰۰۰	-۳۱۹ / -۲۳۹
مولیبدن	مرکز شهر	۲/۶۰	-۱/۵۱	-۱۳/۳	۱۶	۰/۰۰۰	-۱/۷۵ / -۱/۲۷
	حومه شهر	۲/۶۰	-۱/۶۹	-۱۹/۹	۲۱	۰/۰۰۰	-۱/۸۷ / -۱/۵۲
	روستایی	۲/۶۰	-۱/۵۳	-۱۷/۹	۱۰	۰/۰۰۰	-۱/۷۲ / -۱/۳۴
	میانگین	۲/۶۰	-۱/۶۰	-۲۷/۹	۴۹	۰/۰۰۰	-۱/۷۲ / -۱/۴۸

بحث

است (جدول ۲). از دیگر سو، ترتیب نزولی مقادیر میانگین عناصر به صورت آهن < منگنز < روی < مس < مولیبدن < کادمیم بود. همچنین، بررسی نتایج تعیین محتوی فلزات سنگین خاک سطحی منطقه مورد مطالعه در امتداد شیب شهرنشینی نشان داد که بیشینه میانگین محتوی عناصر آهن، مس، منگنز و

بررسی نتایج تعیین محتوی عناصر کمیاب در خاک سطحی نشان داد که میانگین محتوی عناصر آهن، روی، کادمیم، مس، منگنز و مولیبدن در منطقه مورد مطالعه به ترتیب برابر با ۰/۳۰۲، ۳۳/۸، ۵۷۰ و ۰/۹۹۹ mg/kg بوده

ترافیکی و صنعتی و محتوی آهن، منگنز و نیکل تحت کنترل عوامل طبیعی و انسانی بوده است (۴۷). نتایج پژوهش Bibi و همکاران (۲۰۲۳) نیز که با هدف ارزیابی آلودگی فلزات سنگین خاک سطحی وین اتریش در امتداد شیب شهرنشینی انجام یافت، نشان داد که بیشینه غلظت عناصر مس، سرب و روی مربوط به مناطق مرکزی شهر و متاثر از انتشارات ترافیکی بوده است (۱۶). از طرفی، Sidikjan و همکاران (۲۰۲۲) با ارزیابی محتوی و آلودگی فلزات سنگین خاک سطحی در امتداد شیب شهرنشینی ارومچی چین، بیشینه انباشت عنصر مس در خاک سطحی شهر ارومچی را در مناطق روستایی و متاثر از فعالیت‌های کشاورزی گزارش کردند (۴۸). همچنین، Xie و همکاران (۲۰۱۹) و Streeter و همکاران (۲۰۱۹) تغییرات محتوی فلزات سنگین خاک سطحی در امتداد شیب شهرنشینی را با کاربری‌های مختلف در مناطق مرکزی شهر، حومه شهر و روستایی و انتشارات انسان‌زاد مرتبط دانستند (۴۹، ۵۰).

با استناد به نتایج آزمون تی تک‌نمونه‌ای، میانگین محتوی عناصر آهن، منگنز و مولیبدن به‌طور معنی‌داری کوچک‌تر از محتوی زمینه این عناصر بود. این در حالی است که محتوی عناصر روی، کادمیم و مس به‌ترتیب در ۱۰۰، ۷۶ و ۸۴ درصد نمونه‌ها به‌طور معنی‌داری بزرگ‌تر از مقادیر زمینه این عناصر بود. در این خصوص، مقادیر بیش‌تر از غلظت زمینه عناصر روی، کادمیم و مس در نمونه‌های خاک سطحی منطقه مورد مطالعه می‌تواند بیانگر آلودگی خاک به این عناصر و نقش عمده منابع انسان‌زاد بر محتوی عناصر روی، کادمیم و مس باشد. در مطالعه مشابه، Soltani-Gerdefaramarzi و همکاران (۲۰۲۱) نیز محتوی عناصر آرسنیک، روی و کادمیم در خاک سطحی شهر یزد را بیشتر از مقادیر زمینه و متاثر از فعالیت‌های انسانی گزارش کردند (۵۱). از طرفی، Shakeri و همکار (۲۰۲۴) گزارش کردند که میانگین محتوی عناصر آهن، منگنز، مولیبدن و نیکل در خاک سطحی شهر شاهرود کمتر از مقادیر زمینه این عناصر و متاثر از فرآیندهای طبیعی بوده است (۲۴).

مولیبدن مربوط به نمونه‌های مرکز شهر بوده است. این در حالی است که بیشینه میانگین محتوی عناصر روی و کادمیم به‌ترتیب به نمونه‌های خاک جمع‌آوری شده از مناطق روستایی و حومه شهر تعلق داشت. در این خصوص، می‌توان اذعان داشت که تنوع منشا عناصر، عامل اصلی احتمالی محتوی متمایز عناصر در خاک سطحی منطقه مورد مطالعه بوده است. در مطالعات مشابه و در تایید نتایج حاصل، Li و همکاران (۲۰۲۲) و Tardani و همکاران (۲۰۲۳) نیز غلظت و تغییرات متمایز محتوی عناصر آهن، روی، سرب، کادمیم، کروم، مس و نیکل در خاک سطحی نانجینگ (چین) و والدیویا (شیلی) را با تنوع منابع انتشار عناصر و شدت و تمرکز فعالیت‌های شهری مرتبط دانستند (۴۳، ۴۴). اگرچه، آهن و منگنز به‌عنوان عناصری با فراوانی زیاد در پوسته به‌طور عمده از فرآیندهای طبیعی نشأت می‌گیرند، اما فعالیت‌های شهری (احتراق سوخت فسیلی، انتشارات صنعتی و ترافیکی) نیز از منابع مهم انسان‌زاد انتشار این عناصر محسوب می‌شوند (۲۱، ۲۳). از طرفی، فعالیت‌های کشاورزی، انتشارات صنعتی و ترافیکی (فرسایش بدنه و قطعات خودرو و نش‌روان‌کننده‌ها) از منابع عمده و مهم انتشار عناصر روی، کادمیم، مس و مولیبدن در زیست‌بوم شهری هستند (۴۵، ۴۶). از این‌رو، بیشینه محتوی عناصر آهن، مس، منگنز و مولیبدن در مناطق مرکزی شهر با کاربری عمده مسکونی و ترافیکی را می‌توان با انتشارات خانگی (احتراق سوخت فسیلی) و ترافیکی مرتبط دانست. از طرفی، افزایش محتوی عنصر روی در مناطق روستایی با کاربری عمده کشاورزی را می‌توان با نهاده‌های کشاورزی (کود و آفت‌کش‌ها) مرتبط دانست. همچنین، بیشینه میانگین محتوی عنصر کادمیم در مناطق حومه شهر با کاربری عمده صنعتی (صنایع کوچک محلی نظیر فعالیت‌های ذوب و فرآوری فلزات، مراکز تعمیر و نگهداری خودرو) می‌تواند ناشی از انتشارات صنعتی باشد. نتایج پژوهش Saedpanah و همکاران (۲۰۱۸) نیز نشان داد غلظت عناصر روی و مس در خاک سطحی شهر سنندج به‌طور عمده متاثر از کاربری‌های شهری و ناشی از انتشارات

به مناطق مرکزی شهر و برای عناصر روی و کادمیم به ترتیب مربوط به مناطق روستایی و حومه شهر بود. در این خصوص، Bibi و همکاران (۲۰۲۳) نیز با استناد به مقادیر محاسبه شده PI، سطح آلودگی عناصر روی، سرب، کادمیم، مس، منگنز و نیکل در خاک سطحی شهر وین اتریش را "کم" تا "متوسط" و ناشی از انتشارات ترافیکی گزارش کردند (۱۶). از طرفی، نتایج مقادیر محاسبه شده شاخص PI، آلودگی "کم" خاک سطحی به عناصر آهن، روی، کادمیم، مس، منگنز و مولیبدن در همه مناطق مورد مطالعه را نشان داد. همچنین، بیشینه میانگین مقادیر شاخص PI به مناطق روستایی تعلق داشت. یافته‌های حاصل، مؤید تاثیر فعالیتهای شهری (صنعت، ترافیک و کشاورزی) بر آلودگی خاک به عناصر مورد مطالعه در شهر القاسم است. از این رو، اقدامات کنترلی و تمهیدات مدیریتی به منظور کاهش انتشار منابع انسان‌زاد و اثرات نامطلوب محیط‌زیستی فلزات سنگین مورد مطالعه ضروری است.

ارزیابی خطر سلامت رویکردی مناسب برای تخمین خطر ابتلای انسان به عوارض سرطان‌زا و غیرسرطان‌زای ناشی از مواجهه با آلاینده‌های سمی است (۵۴). نتایج محاسبه خطر غیرسرطان‌زایی نشان داد که بلع با اختصاص ۹۵/۹ و ۹۰/۲ درصد از کل شاخص خطر تجمعی غیرسرطان‌زایی، به ترتیب برای کودکان و بزرگسالان، مسیر اصلی مواجهه شهروندان با خاک آلوده به عناصر کمیاب بوده است. Dehghani و همکاران (۲۰۱۷)، Jiang و همکاران (۲۰۲۰)، Lestiani و همکاران (۲۰۲۳) و Zhang و همکاران (۲۰۲۴) نیز با ارزیابی مخاطره سلامت مواجهه با خاک سطحی آلوده به عناصر کمیاب به ترتیب در شهرهای تهران (ایران)، جیدونگ (چین)، جاوا (اندونزی) و شانکسی (چین) اذعان داشتند که بلع مسیر اصلی مواجهه شهروندان با ذرات خاک آلوده به عناصر آهن، آرسنیک، روی، کادمیم، مس، منگنز، مولیبدن و نیکل بوده است (۵۵-۵۸). همچنین، مقادیر محاسبه شده HI برای عناصر آهن، روی، کادمیم، مس، منگنز و مولیبدن در هر دو گروه کودکان و بزرگسالان کوچک‌تر از یک و بیانگر عدم

شاخص‌های EF، PI و PLI به‌عنوان رویکردهای مناسب برای تعیین سطوح آلودگی عناصر کمیاب خاک، برآوردی جامع از کیفیت خاک را ارائه می‌دهند. مقادیر محاسبه شده شاخص EF بیانگر غنی‌شدگی "کم" عناصر روی، کادمیم، مس و منگنز در خاک سطحی همه مناطق نمونه‌برداری بود (نمودار ۱-الف). این در حالی است که مقادیر شاخص EF برای عنصر مولیبدن، سطح عدم غنی‌شدگی خاک به این عنصر را نشان داد. از طرفی، میانگین مقادیر EF برای عناصر روی، کادمیم و مس بزرگ‌تر از ۲ بود که افزون بر این که آلودگی خاک به این عناصر را تایید می‌کند، می‌تواند بیانگر منشا انسان‌زاد عناصر روی، کادمیم و مس در منطقه مورد مطالعه باشد. این در حالی است که میانگین مقادیر EF کوچک‌تر از ۲ برای عناصر منگنز و مولیبدن را می‌توان با منشا طبیعی (فرآیندهای زمین‌زایی) آن‌ها مرتبط دانست. در مطالعه مشابه، Vaziri و همکاران (۲۰۲۱) نیز با استناد به میانگین مقادیر شاخص EF در خاک‌های سطحی استان خوزستان، اذعان داشتند که غنی‌شدگی عناصر مس، کادمیم و روی در محدوده "متوسط" تا "زیاد" و ناشی از منابع انسان‌زاد (انتشارات ترافیکی و صنعتی) بوده است (۵۲). همچنین، Al-Swadi و همکاران (۲۰۲۲) با استناد به میانگین مقادیر EF بزرگ‌تر از ۲ برای عناصر روی و مس در خاک سطحی شهر ریاض (عربستان)، غنی‌شدگی این عناصر را به‌طور عمده ناشی از فعالیتهای انسانی (صنعتی و شهری) گزارش کردند (۵۳). از طرفی، بیشینه میانگین مقادیر EF برای عناصر روی، کادمیم و مولیبدن مربوط به مناطق حومه شهر و برای عناصر مس و منگنز به ترتیب مربوط به مناطق روستایی و مرکز شهر بود. از سوی دیگر، میانگین مقادیر محاسبه شده شاخص PI، سطح آلودگی کم خاک به عناصر آهن، منگنز و مولیبدن در همه مناطق مورد مطالعه را نشان داد (نمودار ۱-ب). در همین حال، مقادیر شاخص PI برای عناصر روی، کادمیم و مس بیانگر شرایط آلودگی "متوسط" خاک به این عناصر بود. همچنین، بیشینه میانگین مقادیر شاخص PI برای عناصر آهن، مس، منگنز و مولیبدن مربوط

اقدامات نظارتی و کنترلی به منظور کاهش خطر بهداشتی و انتشار عناصر به‌ویژه آهن و منگنز در مناطق مرکزی شهر و عنصر کادمیم در مناطق حومه شهر ضروری است.

نتیجه‌گیری

این مطالعه با هدف تعیین محتوی، ارزیابی آلودگی و خطر سلامت برخی فلزات سنگین در خاک سطحی شهر القاسم در استان بابل عراق انجام شد. نتایج تعیین محتوی عناصر در امتداد شیب شهرنشینی نشان داد که محتوی عناصر آهن، مس، منگنز و مولیبدن تحت تاثیر انتشارات خانگی و ترافیکی بوده است؛ با این حال، عنصر روی به‌طور عمده ناشی از فعالیت‌های کشاورزی و عنصر کادمیم نیز تحت تاثیر انتشارات صنعتی بوده است. همچنین، میانگین مقادیر بیش‌تر از غلظت زمینه عناصر روی، کادمیم و مس در نمونه‌های خاک سطحی مؤید آلودگی خاک به این عناصر و نقش عمده منابع انسان‌زاد بر محتوی عناصر روی، کادمیم و مس بود. از سوی دیگر، نتایج محاسبه شاخص EF نشان داد که غنی‌شدگی عناصر روی، کادمیم، مس، منگنز و مولیبدن در منطقه مورد مطالعه در محدوده "بدون غنی‌شدگی" تا "غنی‌شدگی کم" بوده است. همچنین، نتایج حاصل از مقادیر شاخص PI، سطح آلودگی "کم" تا "متوسط" خاک سطحی به عناصر آهن، روی، کادمیم، مس، منگنز و مولیبدن را نشان داد. میانگین مقدار شاخص PLI نیز با ۰/۸۱۷ بیانگر سطح آلودگی "کم" خاک در منطقه مورد مطالعه بود. از طرفی، مقادیر محاسبه شده شاخص خطر غیرسرطان‌زایی همه عناصر برای هر دو گروه سنی کودک و بزرگسال بیانگر عدم بروز خطر غیرسرطان‌زایی قابل توجه بود. در همین حال، میانگین مقادیر TCR عنصر کادمیم نشان‌دهنده سطح خطر سرطان‌زایی قابل توجه و تهدیدی بالقوه برای سلامت کودکان بود. به‌علاوه، مشخص شد که بلع مسیر اصلی مواجهه شهروندان با ذرات خاک آلوده به فلزات سنگین است. به‌طور کلی، نتایج حاصل از این پژوهش بیانگر تاثیر فعالیت‌های شهری (ترافیک، صنعت و کشاورزی) بر آلودگی خاک

بروز خطر غیرسرطان‌زایی ناشی از مواجهه با خاک آلوده به این عناصر بود. نتایج همچنین نشان داد که آهن و منگنز به‌طور متوسط ۹۵/۲ و ۹۶/۸ درصد از کل مقادیر HI به‌ترتیب برای کودکان و بزرگسالان را به‌خود اختصاص داده‌اند و از این‌رو، می‌توان ادعان داشت که این عناصر عامل اصلی کنترل خطرات غیرسرطان‌زایی هستند. در همین حال، بیشینه میانگین مقادیر محاسبه شده HI کل در هر دو گروه سنی کودک و بزرگسال مربوط به مناطق مرکزی شهر بود. نظر به تراکم زیاد جمعیتی در منطقه مرکزی شهر و بیشینه محتوی عناصر آهن و منگنز در این منطقه، افزایش غلظت این عناصر در آینده می‌تواند به‌عنوان تهدید بالقوه مضر برای سلامت ساکنان محلی به‌ویژه کودکان منجر به افزایش بروز خطر غیرسرطان‌زایی شود. Gopal و همکاران (۲۰۲۴) نیز با ارزیابی خطر سلامت مواجهه با آلودگی عناصر بالقوه سمی در خاک شهر چنای هند، عناصر کروم و آهن را به‌عنوان عوامل اصلی بروز خطر غیرسرطان‌زایی معرفی کردند (۵۹). از دیگر سو، نتایج محاسبه خطر سرطان‌زایی نشان داد که میانگین مقادیر CR_{inh} و CR_{der} همگی کوچک‌تر از حد آستانه (1×10^{-6}) بودند؛ لذا، هیچ خطر سرطان‌زایی از طریق استنشاق و تماس پوستی با ذرات خاک آلوده به کادمیم برای کودکان و بزرگسالان حادث نشده است. از طرفی، کودکان در معرض خطر سرطان‌زایی قابل توجه ناشی از بلع خاک آلوده به عنصر کادمیم بودند ($1 \times 10^{-4} < CR \leq 1 \times 10^{-6}$). این درحالی است که میانگین مقادیر CR_{ing} برای بزرگسالان بیانگر عدم بروز خطر سرطان‌زایی از طریق بلع با ذرات خاک آلوده به کادمیم بود. به‌علاوه، میانگین مقادیر TCR برای کودکان و بزرگسالان به‌ترتیب برابر با $1/04 \times 10^{-6}$ و $4/45 \times 10^{-7}$ و نشان‌دهنده سطوح خطر سرطان‌زایی قابل توجه و ایمن بود. در همین حال، بیشینه میانگین مقادیر TCR برای کودکان و بزرگسالان مربوط به مناطق حومه شهر بود. به‌طور کلی، نتایج ارزیابی خطر غیرسرطان‌زا و سرطان‌زا نشان می‌دهد که خطر سلامتی عناصر در منطقه مورد مطالعه از الگوی محتوی عناصر در امتداد شیب شهرنشینی تبعیت کرده است. از این‌رو،

ملاحظات اخلاقی

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

تشکر و قدردانی

این مقاله حاصل (بخشی از) رساله دکتری با عنوان "تعیین محتوا، منشا و توزیع جغرافیایی عناصر بالقوه سمی در گردوغبار خیابانی در شهر بابل، عراق" در مقطع دکتری تخصصی در سال ۱۴۰۳ و کد ۱۶۲۸۹۴۱۶۳ است که با حمایت دانشگاه آزاد اسلامی، واحد اصفهان (خوراسگان) اجرا شده است.

شهر القاسم به عناصر آهن، روی، کادمیم، مس، منگنز و مولیبدن بود. از این‌رو، اقدامات کنترلی و تمهیدات مدیریتی با هدف کاهش انتشار منابع انسان‌زاد و اثرات نامطلوب محیط‌زیستی و بهداشتی عناصر در منطقه مورد مطالعه باید مدنظر قرار گیرند. در این خصوص، پایش منظم و دوره‌ای نمونه‌های خاک می‌تواند مفید واقع شود. در نهایت، با توجه به عدم تعیین ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی خاک (به‌عنوان عوامل مهم تاثیرگذار بر محتوی فلزات سنگین خاک) و شناسایی و تعیین منشا عناصر از یک‌سو، و مطالعه تعداد محدودی از فلزات سنگین، نسبت به انجام پژوهش برای تعیین ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی خاک، محتوی سایر فلزات سنگین و تعیین منابع تولید و انتشار عناصر توصیه می‌شود.

References

1. 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.
2. 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;27:13301-14.
3. Shahradian H, Chamani A, Zamanpoore M, Jalalizand A. Heavy metal pollution in surface sediments of Ghareh-Aghaj River, one of the longest perennial rivers in Iran. *Environmental Earth Sciences*. 2021;80(3):80-91.
4. 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.
5. Hammood MA, Chamani A, Sobhanardakani S. Health risk assessment of heavy metal exposure

- from indoor dust: A case study of residential buildings in Isfahan, Iran. *Environmental Health Engineering and Management Journal*. 2024;11(1):39-50.
6. Moradi B, Sobhanardakani S, Cheraghi M. Ecological risk of heavy metals in surface soils of urban parks. *Iranian Journal of Health and Environment* 2018;10(4):429-42 (in Persian).
 7. Mohebian M, Sobhanardakani S, Taghavi L, Ghoddousi J. Analysis and potential ecological risk assessment of heavy metals in the surface soils collected from various land uses around Shazand Oil Refinery Complex, Arak, Iran. *Arabian Journal of Geosciences*. 2021;14(19):2019.
 8. Jamshidian A, Chamani A, Ahmadi Nadoushan M. Soil and plant contamination with cadmium in Motteh National Park and Wildlife Refuge (Isfahan, Iran). *Environment and Interdisciplinary Development*. 2023;8(81):78-90 (in Persian).
 9. Nourouzi MM, Chamani A, Shirani M, Malekpouri P, Chuah AL. Effect of Cd and Pb pollutions on physiological growth: wavelet neural network (WNN) as a new approach on age determination of *Coenobita scaevola*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 2018;101:320-25.
 10. Mirtamizdoost M, Moghimi Kondolus A, Salavti M, Mortazavi Amiri SJ. Geochemical and environmental investigation of heavy metal contamination in the soils of the urban area of Esfahan. *Quaternary Journal of Iran*. 2023;9(1, 2):108-30 (in Persian).
 11. Sabet Aghlidi P, Cheraghi M, Lorestani B, Sobhanardakani S, Merrikhpour H. Analysis, spatial distribution and ecological risk assessment of arsenic and some heavy metals of agricultural soils, case study: South of Iran. *Journal of Environmental Health Science Engineering*. 2020;18:665-76.
 12. Abdu-Raheem Y, Oyebamiji A, Afolagboye L, Talabi A. Assessment of ecological and health risk impact of heavy metals contamination in stream sediments in Itapaji-Ekiti, SW Nigeria. *Journal of Trace Elements and Minerals*. 2024;8:100121.
 13. Chen X, Lu X. Contamination characteristics and source apportionment of heavy metals in topsoil from an area in Xi'an city, China. *Ecotoxicological and Environmental Safety*. 2018;151:153-60.
 14. Thakkar D, Valand M, Vachhrajani K. Assessment of seasonal variations in soil heavy metal concentrations and potential health risks in Gujarat, India. *Environmental Geochemistry and Health* 2024;46(10):391.
 15. Sellami S, Zeghouan O, Dhahri F, Mechi L, Moussaoui Y, Kebabi B. Assessment of heavy metal pollution in urban and peri-urban soil of Setif

- city (High Plains, eastern Algeria). *Environmental Monitoring and Assessment*. 2022;194(2):126.
16. Bibi D, Tozser D, Sipos B, Tothmeresz B, Simon E. Heavy metal pollution of soil in Vienna, Austria. *Water, Air, & Soil Pollution*. 2023;234(4):232.
17. Al-Hamzawi AA, Al-Gharabi MG. Heavy metals concentrations in selected soil samples of Al-Diwaniyah governorate, Southern Iraq. *SN Applied Sciences*. 2019;1(8):854.
18. 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.
19. Tepanosyan G, Sahakyan L, Belyaeva O, Maghakyan N, Saghatelyan A. Human health risk assessment and riskiest heavy metal origin identification in urban soils of Yerevan, Armenia. *Chemosphere*. 2017;184:1230-40.
20. 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.
21. Selahvarzi M, Sobhanardakani S, Hemmasi AH, Taghavi L, Ghoddousi J. Contamination and source apportionment of iron, zinc, cadmium and chromium elements in surface soil of Khorramabad county, Iran. *Iranian Journal of Health and Environment*. 2023;15(4):651-70 (in Persian).
22. Fallah A, Modabberi S, Sayyareh A, Tabakh Shabani AA. Assessment of heavy metal pollution in urban soil in Karaj (Iran). *Scientific Quarterly Journal of Geosciences*. 2020;29(114):231-40 (in Persian).
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. 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).
25. Jafer NA, Azeez AJ, Abojassim AA, Jassim AS. Natural radioactivity for some types of date in Al-Qasim subdistrict, Babylon Governorate. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*; 2023; Bristol. p. 012059.
26. Chabuk A, Al-Ansari N, Ezz-Aldeen M, Laue J, Pusch R, Hussain HM, et al. Two scenarios for landfills design in special conditions using the HELP model: a case study in Babylon Governorate,

- Iraq. Sustainability. 2018;10(1):125.
27. Chen W, Cai Y, Zhu K, Wei J, Lu Y. Spatial heterogeneity analysis and source identification of heavy metals in soil: a case study of Chongqing, Southwest China. *Chemical and Biological Technologies in Agriculture*. 2022;9(1):50.
28. Lian Z, Zhao X, Gu X, Li X, Luan M, Yu M. Presence, sources, and risk assessment of heavy metals in the upland soils of northern China using Monte Carlo simulation. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2022;230:113154.
29. Laudino FAR, Agtong RJM, Jumawan JC, Fukuyama M, Elvira MV. Assessment of contamination and potential ecological risks of heavy metals in the bottom sediments of Lake Mainit, Philippines. *Journal of Hazardous Materials Advances*. 2024;15:100443.
30. Azimzadeh B, Khademi H. Estimation of background concentration of selected heavy metals for pollution assessment of surface soils of Mazandaran province, Iran. *Journal of Water and Soil*. 2013;27(3):548-59 (in Persian).
31. Elvira MV, Faustino-Eslava DV, De Chavez ERC, Losloso JAL, Fukuyama M. Human health risk associated with heavy metals from consumption of Asiatic Clam, *Corbicula fluminea*, from Laguna de Bay, Philippines. *Environmental Science and Pollution Research*. 2021;28:36626-39.
32. Hernandez L, Probst A, Probst JL, Ulrich E. Heavy metal distribution in some French forest soils: evidence for atmospheric contamination. *Science of the Total Environment*. 2003;312(1-3):195-219.
33. Kyowe H, Awotoye O, Oyekunle J, Olusola J. Index of heavy metal pollution and health risk assessment with respect to Artisanal Gold Mining operations in Ibodi-Ijesa, Southwest Nigeria. *Journal of Trace Elements and Minerals*. 2024;9:100160.
34. 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. *Oxics*. 2023;11(3):268.
35. Alam MS, Akter S, Shemul S, Chowdhury TR, Ara S. Assessing the quality and heavy metal contamination of soil in tea gardens around Magurchara gas blowout in Bangladesh using multivariate and soil quality index methods. *Journal of Hazardous Materials Advances*. 2022;7:100127.
36. Hazratzadeh S, Sobhanardakani S. Assessment of Zn, Pb, Cd, and Cu contamination in surface soils of urban parks in city of Hamedan. *Journal of Soil Research*. 2018;32(3):417-30 (in Persian).
37. Kavsar N, Eziz M, Sidikjan N. Pollution

- and health risk assessment of hazardous elements in surface dust along an urbanization gradient. *Sustainability*. 2023;15(15):11842.
38. 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*. 2022:1-24.
39. Abidin AU, Maziya FB, Susetyo SH, Yoneda M, Matsui Y. Heavy metal air pollution in an Indonesian landfill site: Characterization, sources, and health risk assessment for informal workers. *Environmental Advances*. 2024;15:100512.
40. Ma J, Chu L, Sun J, Wang S, Ge M, Deng L. Health risk assessment of trace metal (loid) s in agricultural soils based on Monte Carlo simulation coupled with positive matrix factorization model in Chongqing, southwest China. *Journal of Mountain Science*. 2024;21(1):100-12.
41. 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.
42. 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.
43. 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.
44. Tardani D, Vera F, Alvarez-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.
45. Farzan M, Sobhanardakani S. Analysis of Fe, Pb, and Cd content of surface runoff in regions with high traffic intensity in Hamedan, Iran, in 2014. *Health System Research* 2016;12(2):208-13 (in Persian).
46. Hu NW, Yu HW, Deng BL, Hu B, Zhu GP, Yang XT, et al. Levels of heavy metal in soil and vegetable and associated health risk in peri-urban areas across China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2023;259:115037.
47. Saedpanah M, Ghorbani F, Amanoallahi J. Source determination, contamination level and predicting of some inorganic contaminants concentration in the top soils of Sanandaj city. *Journal of Environmental Health Engineering*. 2018;5(3):233-50 (in Persian).
48. Sidikjan N, Eziz M, Li X, Wang Y. Spatial distribution, contamination levels, and

- health risks of trace elements in topsoil along an urbanization gradient in the city of Urumqi, China. *Sustainability*. 2022;14(19):12646.
49. Streeter MT, Schilling KE, Demanett Z. Soil health variations across an agricultural–urban gradient, Iowa, USA. *Environmental Earth Sciences*. 2019;78:691.
50. Xie T, Wang M, Chen W, Uwizeyimana H. Impacts of urbanization and landscape patterns on the accumulation of heavy metals in soils in residential areas in Beijing. *Journal of Soils and Sediments*. 2019;19:148-58.
51. Soltani Gerdefaramarzi S, Ghasemi M, Ghanbarian B. Geogenic and anthropogenic sources identification and ecological risk assessment of heavy metals in the urban soil of Yazd, central Iran. *Plos One*. 2021;16(11):260418.
52. Vaziri A, Ghanavati N, Nazarpour A, Babaenejad T. Status, source and environmental pollution assessment of some heavy metals in surface soils of Khuzestan Province. *Journal of Health*. 2021;11(5):664-78 (in Persian).
53. Al-Swadi HA, Usman AR, Al-Farraj AS, Al-Wabel MI, Ahmad M, Al-Faraj A. Sources, toxicity potential, and human health risk assessment of heavy metals-laden soil and dust of urban and suburban areas as affected by industrial and mining activities. *Scientific Reports*. 2022;12(1):8972.
54. Yang Q, Zhang L, Wang H, Martin 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.
55. Dehghani S, Moore F, Keshavarzi B, Beverley AH. Health risk implications of potentially toxic metals in street dust and surface soil of Tehran, Iran. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2017;136:92-103.
56. Jiang HH, Cai LM, Wen HH, Hu GC, Chen LG, Luo J. An integrated approach to quantifying ecological and human health risks from different sources of soil heavy metals. *Science of the Total Environment*. 2020;701:134466.
57. 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 and Assessment* 2023;195(10):1165.
58. 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.
59. 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.



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

Original Article



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

Jawad Kadhim Noor¹, Atefeh Chamani^{2*}, Ahmed Najm Abdalh Al-Mosawy³, Narges Kargari⁴

1- Environmental Science and Engineering Department, College of Agriculture and Natural Resources, Isfahan (Khorasgan) Branch, Islamic Azad University, Isfahan, Iran

2- Environmental Science and Engineering Department, Waste and Wastewater Research Center, Isfahan (Khorasan) Branch, Islamic Azad University, Isfahan, Iran

3- Environmental Science Department, College of Agriculture, University of Karbala, Karbala, Iraq

4- Environmental Science Department, College of Agriculture, Takestan Branch, Islamic Azad University, Takestan, Iran

ARTICLE INFORMATION:

Received: 27 July 2024

Revised: 01 October 2024

Accepted: 06 October 2024

Published: 11 December 2024

Keywords: Heavy metals, Urban soil, Pollution indices, Health risk

***Corresponding Author:**
atefehchamani@yahoo.com

ABSTRACT

Background and Objective: The pollution of trace elements in urban soil has attracted wide attention due to its detrimental environmental and health effects. Therefore, this research was conducted to evaluate of the content, pollution levels, and health risks associated with trace elements (Fe, Zn, Pb, Cd, Cu, Mn, and Mo) in the surface soil of Al-Qasim City in Babylon Governate in 2024.

Materials and Methods: This descriptive cross-sectional study involved, a total of 50 surface soil samples from a depth of 0-20 cm. The elemental content of the samples was determined using inductively coupled plasma optical spectroscopy (ICP-OES). Additionally,, the enrichment factor (EF), pollution index (PI), pollution load index (PLI), hazard index (HI), and carcinogenic risk (CR) were calculated. Statistical data analyses were done using SPSS software.

Results: The average concentrations of Fe, Zn, Cd, Cu, Mn, and Mo in the soil were 27240, 62.7, 0.302, 33.8, 570 and 0.999 mg/kg, respectively. The highest average concentrations of Fe (30,331 mg/kg), Cu (37.3 mg/kg), Mn (639 mg/kg), and Mo (1.08 mg/kg) were found in downtown areasm whilefor the highest concentrations of Zn (65.3 mg/kg) and Cd (0.332 mg/kg) were observed in rural and midtown areas.

Conclusion: The results of this research demonstrate the impact of urban activities—such astraffic, industry, and agriculture—on the trace element pollution in the soil of Al-Qasim City. Therefore, regular monitoring of trace element concentrations and identification of their pollution sources are recommended to reduce and manage associated environmental and health risks.

Please cite this article as: Kadhim Noor J, Chamani A, Najm Abdalh 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.

