مجله مهندسی بهداشت محیط، زمستان ۱۳۹۸، سال ۷، شماره ۲: ۱۷۹-۱۹٤

آلودگی فلزات سنگین در ذرات غبار خیابانی شهر تهران در سال ۱۳۹۷: ارزیابی غنای فلزی و درجه آلودگی

محمدصالح علی طالشی[۱]، مظاهر معین الدینی[۲*]، سادات فیض نیا[۳]، استفانیا اسکوئیزاتو[٤]

[۱] دانشجوی دکتری آلودگی محیط‌زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران، کرج، ایران
[۲] استادیار گروه محیط‌زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران، کرج، ایران
[۳] استاد گروه احیای مناطق خشک و کوهستانی، دانشگاه تهران، کرج، ایران
[٤] انستیتو علوم مهندسی شیمی، سازمان تحقیقات و تکنولوژی، هالاس، یونان
[*] نویسنده مسئول: گروه محیط‌زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران

تاریخ دریافت مقاله: ۱۳۹۸/۶/۲۶ ؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۸/۱۰/۱٤

چکیده

زمینه و هدف: غبار خیابانی یک واسطه زیست‌محیطی با ترکیب پیچیده در مناطق شهری است. فلزات سنگین در غبار خیابانی برای مدت طولانی باقی مانده و در اتمسفر بازتعلیق می‌شوند. هدف از مطالعه حاضر، ارزیابی غنای فلزی و درجه آلودگی فلزات سنگین در غبار خیابانی شهر تهران بود.

مواد و روش‌ها: نمونه‌های غبار از ۹ نقطه از شهر تهران در سال ۱۳۹۷ برداشت شد. فلزات سنگین (کادمیوم، کروم، سرب، روی، آهن و آلومینیوم) در غبار خیابانی با استفاده از دستگاه ICP-MS آنالیز شد. غنای فلزات و درجه آلودگی با استفاده از شاخص‌های فاکتور غنی‌شدگی (EF)، انباشت زمینی (I_{geo})، درجه آلودگی (C_d) و درجه آلودگی اصلاح‌شده (mC_d) تعیین شد. از آزمون‌های همبستگی پیرسون (PC) و تجزیه خوشه‌ای سلسله مراتبی (HCA) نیز برای تحلیل استفاده شد.

یافته‌ها: روند میانگین غلظت عناصر به صورت آلومینیوم ($\bar{x}$=۵۳٤۸٦/۵٤)> آهن ($\bar{x}$=٤٦۵۳۵/۰۷)> روی ($\bar{x}$=٦۳۸/۱٤)> سرب ($\bar{x}$=۲۰۰/۳۳)> کروم ($\bar{x}$=۱۱۱/۹٤)> کادمیوم ($\bar{x}$=۰/٤۹) میلی‌گرم بر کیلوگرم بود. بالاترین غنی‌شدگی فلزی ناشی از عناصر سرب و روی بود. شاخص انباشت زمینی عناصر در ذرات غبار خیابانی نیز نشان داد که عناصر کادمیوم و سرب بالاترین مقادیر را دارا بودند. شاخص‌های درجه آلودگی نیز سطوح بالای آلودگی را در غبار خیابانی نشان دادند. همبستگی معنی‌داری بین عناصر روی با کروم و سرب و عناصر سرب با کادمیوم مشاهده شد. همبستگی منفی معنی‌داری نیز بین رطوبت نسبی با غلظت عناصر سرب و روی مشاهده شد. خوشه‌بندی عناصر نیز نشان داد که عناصر سرب، روی، کروم و کادمیوم دارای منابع انسانی و عناصر آهن و آلومینیوم دارای منابع طبیعی انتشار هستند.

نتیجه‌گیری: نتایج این مطالعه نشان داد که غبار خیابانی شهر تهران دارای درجه آلودگی بالایی است. لذا این محیط واسطه می‌تواند آثار منفی قابل توجهی داشته باشد. بنابراین پایش مداوم غبار خیابانی ضروری است.

کلمات کلیدی: غبار خیابانی، فلزات سنگین، غنای فلزی، درجه آلودگی، تهران

[*] **نویسنده مسئول:** استادیار گروه محیط‌زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران، کرج، ایران
ایمیل: moeinaddini@ut.ac.ir - تلفن تماس: ۰۲۶-۳۲۲۲۳۰٤۴

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-10-31]

[DOI: 10.29252/jehe.7.2.179]

مقدمه

شهرها به دلیل فعالیت‌های اقتصادی و صنعتی پویا و فرصت‌های شغلی فراوان مناطق متراکم جمعیتی هستند[۱]. مصرف شدید منابع و انتشار وسیع مواد زائد تعادل زیست‌محیطی را در شهرها بر هم می‌زند[۳،۲]. از طرفی افزایش جمعیت و رشد مناطق شهری منجر به افزایش سطوح غیرقابل نفوذ (خیابان‌ها، پارکینگ‌ها و سقف‌ها) و کاهش فضای باز (جنگل‌ها، چمن‌زارها و تالاب‌ها) می‌شود[٤]. فعالیت‌های انسانی آلاینده‌های قابل توجهی را به محیط‌زیست رهاسازی می‌نمایند[٥]، بطوری‌که ظرفیت خودپاکسازی سیستم اکولوژیکی دور از ذهن است[٧،٦]. فلزات سنگین یکی از آلاینده‌های دارای اولویت زیست‌محیطی هستند و در بسیاری از شهرها منجر به ایجاد آلودگی شده‌اند [۹،۸]. سمیت، انباشت زیستی، ثبات و ماند فلزات سنگین آلودگی را در محیط‌زیست تشدید نموده و برای ساکنین شهرها تهدید به حساب می‌آید[۱۱،۱۰]. غبار خیابانی یک نوع خاص از واسطه زیست‌محیطی با ترکیب پیچیده در مناطق شهری است که می‌تواند به طور بالقوه سبب اثرات مضر بر جمعیت‌های در معرض گردد [۱۲]. ترسیب ذرات اتمسفری روی سطوح بر کیفیت زیست‌محیطی خاک و آب اثر می‌گذارد. گرد و غبار خیابانی از منابع انسانی معمولی همچون ترافیک ناشی از وسایل نقلیه، احتراق سوخت‌های فسیلی، کارخانجات ذوب فلز، پالایش‌گاه‌ها، کارخانجات سیمان و زباله‌سوزها مشتق می‌گردد[۱۳]. این ذرات اغلب حاوی سطوح بالایی از فلزات سمی و آلاینده‌های آلی همچون هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای هستند [۱۵،۱٤]. آلاینده‌ها در غبار می‌توانند به آسانی از طریق استنشاق، بلع و جذب پوستی به درون بدن انسان انتقال یابند[١٦]که همراه با اثراتی مضر بر بهداشت انسان است[۱۷]. فلزات سنگین موجود در غبار خیابانی می‌توانند برای مدت طولانی در محیط‌های شهری باقی مانده و یا در اتمسفر بازتعلیق شوند. ذرات غبار خیابانی همچنین می‌توانند از طریق بازتعلیق ذرات وارد اتمسفر شده و سبب آلودگی هوا گردند [۱۸]. این ذرات و ترکیبات موجود در آنها همچنین می‌توانند از طریق رواناب‌های سطحی طی فصول بارانی وارد بدنه آبی شوند و منجر به آلودگی رسوب شوند و در نهایت نیز وارد زنجیره غذایی گردند [۱۹]. سطوح آلودگی همراه با فلزات سنگین موجود در غبار خیابانی توجهات زیادی را در سال‌های اخیر جلب نموده است که همراه با روش‌های متعدد مورد استفاده برای ارزیابی‌شان بوده است. در میان این روش‌ها، شاخص‌های غنای فلزی و درجه آلودگی به طور گسترده مورد استفاده قرار گرفته‌اند. Kamani و همکاران (۲۰۱۷) در مطالعه‌ای به بررسی غلظت فلزات سنگین در غبار خیابانی شهر اسلامشهر پرداختند[۲۰]. نتایج این مطالعه نشان داد که ذرات غبار خیابانی با فلزات کادمیوم، کروم، سرب و روی به طور متوسط تا شدید آلوده شده‌اند. این محققین منابع انسانی را عامل غنی‌شدگی این فلزات در ذرات غبار نسبت دادند. آنالیز آماری چندمتغیره آلودگی فلزات سنگین در غبار اتمسفری کرمانشاه در فصول بهار و تابستان توسط Ahmadi Doabi و همکاران (۲۰۱۷) بررسی شد[۲۱] و نتایج این مطالعه نشان داد که عناصر آهن و منگنز عمدتاً ناشی از منابع طبیعی و عناصر روی و مس عمدتاً از منابع ترافیکی و بخشی احتمالاً از منابع صنعتی هستند. بررسی شاخص‌های محیط‌زیستی در این مطالعه نیز نشان داد که عناصر آهن و منگنز فاقد آلودگی هستند درحالی‌که عناصر روی و مس آلودگی متوسطی را ایجاد می‌نمایند. Keshavarzi و همکاران (۲۰۱۵) در مطالعه‌ای در شهر شیراز گونه‌زایی شیمیایی و سطوح آلودگی فلزات سنگین منتخب را در ذرات غبار شهری بررسی نمودند[۲۲]. نتایج این مطالعه نشان داد که ترافیک، ذرات طبیعی خاک و فعالیت‌های صنعتی احتمالاً منابع عمده فلزات سنگین در غبارهای شهری شیراز هستند. Soltani و همکاران (۲۰۱۵) نیز در مطالعه‌ای به بررسی فلزات سنگین در غبار خیابانی شهر اصفهان پرداختند[۲۳]. نتایج این مطالعه بالاترین شاخص غنی‌شدگی فلزات سنگین را در

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-10-31]

[DOI: 10.29252/jehe.7.2.179]

فلزات کادمیوم، سرب و آنتیموان نشان داد. این محققین انتشارات ترافیک جاده‌ای و بازتعلیق ذرات خاک را منابع عمده عناصر کمیاب در ذرات غبار خیابانی معرفی نمودند. Men و همکاران (۲۰۱۸) در مطالعه‌ای به بررسی خصوصیات آلودگی، شناسایی منبع غبار خیابانی در شهر پکن در چین پرداختند[۲۴]. شاخص زمین‌انباشت در این مطالعه نشان داد که فلزات کادمیوم و سرب آلودگی متوسطی را در غبار خیابانی ایجاد می‌نمایند و منشأ عمده ترافیک شهری و در گام دوم احتراق زغال سنگ است. تغییرات فصلی و ارزیابی مکانی عناصر سنگین در غبار خیابانی در صربستان در مطالعه‌ای بررسی شد [۲۵]. نتایج این مطالعه نشان داد که عناصر سرب، کروم و مس دارای منشأ انسانی هستند و آلودگی نهایتاً شدیدی را بر بهداشت انسانی ایجاد می‌نمایند. درجه انباشت و تعیین سهم فلزات کمیاب در ذرات کوچکتر از ۶۳ میکرون در مناطقی با قابلیت‌های استفاده از زمین مختلف در مطالعه‌ای بررسی شد[۲۶]. نتایج نشان داد که فلزات سرب، مس، روی، کروم به طور عمده غلظت‌هایی بالاتر از زمینه دارند که به طور عمده دارای منشأ ترافیکی هستند. همچنین این مطالعه عنصر سرب را دارای بالاترین سطح انباشت در غبار خیابانی نشان داد. این مطالعات به طور کلی نشان دادند که عناصر کمیاب به خصوص فلزات سنگین می‌توانند منابع عمده آلودگی در غبار خیابانی باشند. در تمامی مطالعات اشاره‌شده، جهت سنجش میزان آلودگی غبار خیابانی با فلزات سنگین از شاخص‌های آلودگی استفاده شده بود. شاخص‌های آلودگی می‌توانند به عنوان یک ابزار و راهنما برای ارزیابی جامع ژئوشیمیایی وضعیت زیست‌محیطی خاک، آب و غبار استفاده شوند[۲۸،۲۷]. طبیعت جامع ارزیابی کیفیت غبار از طریق استفاده از این شاخص‌ها همچنین فرصتی را برای تخمین ریسک‌های زیست‌محیطی فراهم می‌نماید[۲۹]. علاوه بر این شاخص‌های آلودگی در تعیین علت انباشت فلزات سنگین کمک می‌کنند. بطوری‌که مشخص می‌نمایند که آیا فرایندهای طبیعی عامل انباشت فلزات سنگین هستند یا فعالیت‌های انسانی[۳۰].

در حالی که مطالعات متعددی از غبار خیابانی در کشورهای توسعه‌یافته صورت گرفته است [۳۱]، تنها اطلاعات محدودی در رابطه با فلزات کمیاب غبار خیابانی در کشورهای در حال توسعه از جمله ایران صورت گرفته است. کلان‌شهر تهران در سال‌های اخیر به عنوان بستری برای رشد جمعیت گردیده است که این عامل ناشی از وجود صنایع متعدد کوچک و بزرگ و امکانات و تأسیسات زیربنایی متعدد بوده است. شرایط جغرافیایی و توپوگرافیکی نیز از جمله عوامل مؤثر بر تجمع بیشتر آلاینده‌ها از جمله فلزات سنگین در اجزای مختلف محیط‌زیست است. با این حال مطالعات اندکی در رابطه با گرد و غبار و اجزای تشکیل‌دهنده آن در شهر تهران به عنوان یکی از عوامل تاثیرگذار بر آلودگی خاک، آب و به خصوص هوای این شهر صورت گرفته است. از این رو تحقیق حاضر با هدف تعیین غلظت برخی از فلزات سنگین (شامل کادمیوم، سرب، روی، کروم، آهن و آلومینیوم) جهت بررسی غنای فلزی و درجه آلودگی با فلزات منطقه مورد مطالعه و ارزیابی منابع انتشار این فلزات در غبار خیابانی صورت گرفت. نتایج این مطالعه، امکان ارزیابی مناسب اثرات ناشی از ورود فلزات به ذرات غبار خیابانی را فراهم ساخته و پیشنهادهای موثری جهت ارزیابی محیط اطراف به منظور جلوگیری از مخاطرات زیست‌محیطی بر ساکنین فراهم می‌نماید.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

شهر تهران پایتخت ایران و مرکز استان تهران محسوب می‌شود. این شهر بزرگترین شهر ایران و از بزرگترین شهرهای خاورمیانه به حساب می‌آید که تراکم جمعیتی بیش از ۱۱۰۰۰ نفر در هر کیلومتر مربع دارد [۳۲]. اقلیم تهران خشک و نیمه خشک است. بارندگی سالانه بیش از ۲۴۰ میلی‌متر در سال و

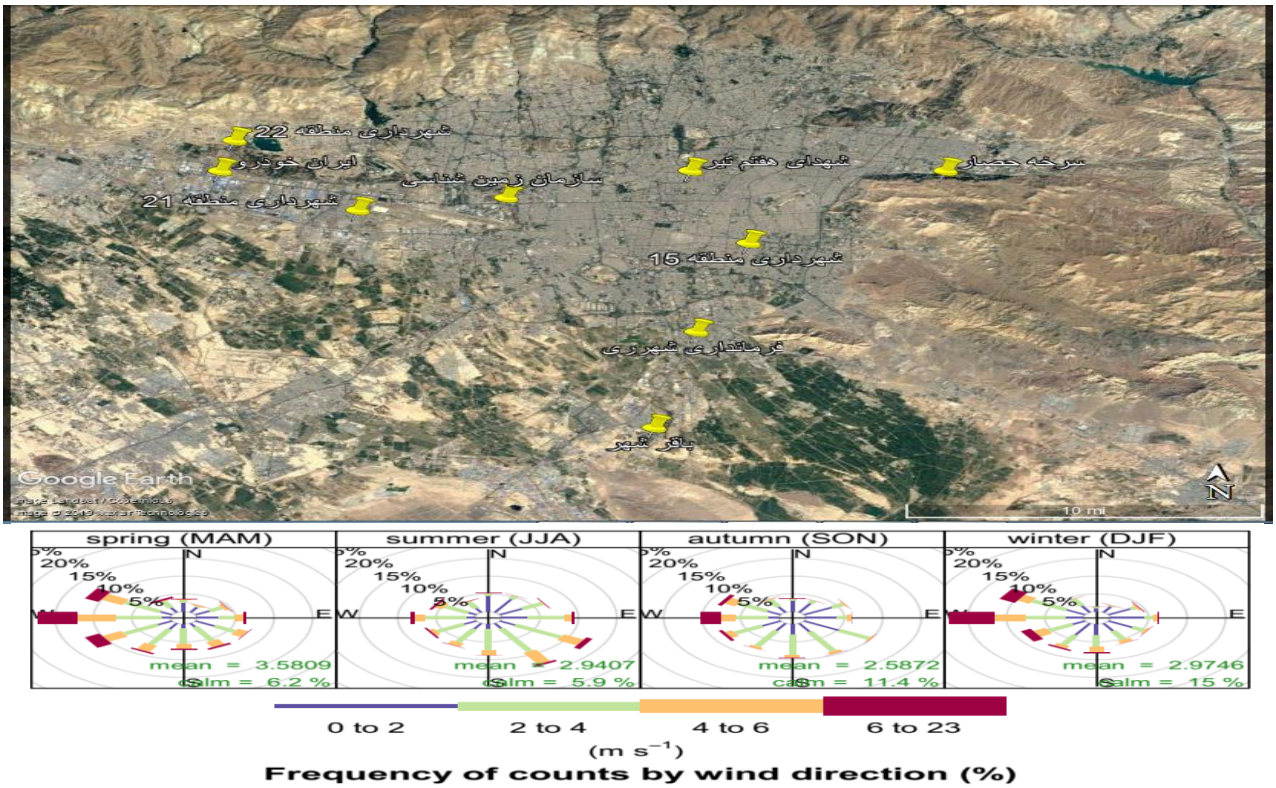
[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-10-31]

[DOI: 10.29252/jehe.7.2.179]

بیشتر در فصول سرد سال است. شرایط جغرافیایی ناهمگن و پارامترهای هواشناسی شامل تهویه ضعیف، وجود باد آرام و اثر شدید وارونگی دمایی با فراوانی زیاد (بخصوص در فصول سرد) باعث تجمع آلاینده‌ها در جو شهر تهران می‌شوند [۳۳].

روش نمونه‌برداری و آنالیز شیمیایی

نمونه‌برداری گرد و غبار خیابانی در ۹ منطقه شهر تهران از خیابان‌های اصلی در فصل تابستان (ماه شهریور) سال ۱۳۹۷ صورت گرفت. با توجه به مطالعات گذشته در شهر تهران مشخص شده بود که غلظت ذرات معلق در دامنه جنوبی شهر بالاتر از دامنه شمالی شهر بوده است[۳۴]. همچنین تنوع فعالیت‌های انسانی در دامنه جنوبی فراتر از دامنه شمالی شهر بوده است[۳۵]. از سوی دیگر بررسی شرایط باد به عنوان مهمترین پارامتر هواشناسی موثر در پراکنش ذرات در شهر تهران نیز جهت‌های جنوبی به خصوص جنوب شرقی را در فصل تابستان و جهت‌های غربی را در سایر فصول به عنوان جهت‌های باد غالب نشان داد. لذا نقاط نمونه‌برداری به صورت تصادفی به طور عمده از دامنه جنوبی و غربی شهر انتخاب شد. تمام نقاط نمونه‌برداری کنار خیابان بود بطوری که در هر ایستگاه حدود ۲۰۰ گرم گرد و غبار در مساحتی حدود یک مترمربع به‌وسیله یک برس و خاک‌انداز پلاستیکی و در کیسه پلی‌اتیلنی (از هر ایستگاه به تعداد سه نمونه) جمع‌آوری شد. نمونه‌ها به مدت ۲۴ ساعت در دمای محیط خشک شدند[۲۴]. سپس از الک نایلونی ۶۳ میکرومتر (۲۳۰ مِش) عبور داده شد. ذرات با قطر کوچک‌تر از ۶۳ میکرون به آسانی معلق و در هوا پخش می‌شوند و احتمال ورودشان به سیستم تنفسی و ایجاد خطر برای سلامتی انسان بیشتر است [۲۶] مورد آنالیز و ارزیابی قرار گرفتند.



شکل ۱: نقاط نمونه‌برداری غبار خیابانی و گلباد منطقه مورد مطالعه در فصول مختلف

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-10-31]

[DOI: 10.29252/jehe.7.2.179]

جهت آماده‌سازی نمونه‌ها مطابق روش USEPA هضم اسیدی صورت گرفت [۳۶]. در این روش، ۰/۱ تا ۰/۵ گرم وزن خشک نمونه با چهار اسید HNO_3، HCl، HF و $HCLO_4$ به نسبت‌های معین در روش USEPA به وسیله هات پلیت (Hot Plate) هضم شد. غلظت فلزات سنگین شامل کادمیوم، کروم، سرب، روی، آهن و آلومینیوم به وسیله دستگاه ICP-MS (Agilent مدل ۷۵۰۰cx، ساخت ایالات متحده) اندازه‌گیری شد. در کنار نمونه‌ها، تمام مراحل آنالیز برای نمونه شاهد نیز انجام شد. جهت تجزیه و تحلیل داده‌ها از نرم‌افزارهای IBM SPSS Statistics 25 و SigmaPlot 14.0 استفاده شد. به دلیل عدم وجود استانداردهای زمینه خاصی برای ارزیابی درجه آلودگی خاک در ایران، از میانگین غلظت فلزات سنگین در پوسته زمین به عنوان غلظت زمینه استفاده شد[۳۷]. در این مطالعه عنصر آلومینیوم به عنوان عنصر مرجع استفاده شد. جهت انجام آنالیزهای آماری ابتدا نرمال‌بودن داده‌ها با آزمون کولموگروف اسمیرنوف (Kolmogorov-Smirnov) و شاپیروویلک (Shapiro-Wilk) تست شد و سپس با توجه به نرمال بودن یا نبودن داده‌ها از آماری مناسب در این مطالعه استفاده شد. در این مطالعه برای بررسی همبستگی بین عناصر از آزمون همبستگی پیرسون (Pearson) استفاده شد. همچنین از آزمون آماری تجزیه خوشه‌ای سلسله مراتبی (Hierarchical Cluster Analysis) برای گروه‌بندی اشیای مشابه استفاده شد. هدف از این تحلیل تقسیم مشاهدات به گروه‌های متجانس بود تا مشاهداتی با بیشترین تشابه در یک گروه قرار گیرند. به عبارتی این گروه از مشاهدات دارای منشاء آلودگی یکسانی هستند و سایر گروه‌ها کمترین شباهت با هم را دارا می‌باشند. در این مطالعه از روش Ward که براساس میانگین‌های متغیرها در درون هر یک از خوشه‌ها است و تعیین مربع فاصله اقلیدسی میانگین خوشه‌ها برای خوشه‌بندی مشاهدات استفاده شد. در این مطالعه جهت ارزیابی آلودگی از شاخص‌های فاکتور غنی‌شدگی، زمین انباشت، درجه آلودگی و درجه آلودگی اصلاح‌شده استفاده شد که به اختصار شرح داده شده است.

فاکتور غنی‌شدگی (Enrichment Factor, EF)

اساس این روش مقایسه غلظت فلز مورد نظر در نمونه‌ها با غلظت همان فلزات در ناحیه غیرآلوده است[۵]. در این مطالعه عنصر آلومینیوم به عنوان غلظت عنصر مرجع استفاده شد. مطالعات متعددی این عنصر را به عنوان نرمال‌ساز مناسب غلظت عناصر پیشنهاد نمودند و مورد استفاده قرار دادند [۲۳]. معادله ۱ چگونگی محاسبه شاخص غنی‌سازی را نشان می‌دهد.

$$EF = \frac{(C_m / C_s)x}{(C_m / C_s)c} \quad (۱)$$

در این معادله، C_m غلظت فلز سنگین مورد نظر (mg/kg)، C_s غلظت عنصر مرجع زمینی (mg/kg) در پوسته زمین، c و x به ترتیب غلظت‌های مورد اشاره در پوسته زمین و نمونه هستند. Sutherland (۲۰۰۰) درجه‌بندی سطوح آلودگی را بر مبنای این شاخص انجام داد [۳۸]. این طبقه بندی به صورت EF<۲ (عدم وجود الودگی یا درجه غنای حداقل)، ۵> EF ≥۲ (درجه غنای متوسط)، ۲۰> EF ≥۵ (غنای قابل توجه)، ٤۰> EF ≥۲۰ (غنای شدید) و EF≥٤۰ (غنای بسیار شدید) است.

شاخص زمین انباشت (Geoaccumulation Index, I_{geo})

روش متداول دیگر برای ارزیابی آلودگی ذرات غبار خیابانی با فلزات سنگین، مقایسه غلظت اندازه‌گیری شده هر فلز سنگین در نمونه با غلظت پس‌زمینه ژئوشیمیایی آن با استفاده از شاخص I_{geo} است که توسط Muller (۱۹۷۹) پیشنهاد شده است[۳۹].

$$I_{geo} = Log_2(Cn / 1.5B_n) \quad (۲)$$

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-10-31]

[DOI: 10.29252/jehe.7.2.179]

در این معادله I_{geo} شاخص زمین انباشت، C_n غلظت فلز سنگین در غبار خیابانی و B_n غلظت پس‌زمینه فلز سنگین در پوسته زمین است. ضریب ثابت ۱/۵ به منظور به حداقل رساندن اثر تغییرات احتمالی در غلظت‌های پس‌زمینه است که معمولاً این اختلافات بدلیل تغییرات سنگ‌شناسی است. درجه‌بندی سطح آلودگی خاک‌ها براساس این شاخص بوسیله Forstner و همکاران (۱۹۹۰) انجام شد و به صورت $I_{geo} \leq$ ۰ (نسبتا غیر آلوده)، ۰ < $I_{geo} \leq$ ۱ (غیر آلوده تا آلودگی متوسط)، ۱ < $I_{geo} \leq$ ۲ (آلودگی متوسط)، ۲ < $I_{geo} \leq$ ۳ (آلودگی متوسط تا شدید)، ۳ < $I_{geo} \leq$ ٤ (آلودگی شدید)، ٤ < $I_{geo} \leq$ ۵ (آلودگی شدید تا بسیار شدید) و I_{geo} > ۵ (آلودگی بسیار شدید) مشخص شد[٤٠].

شاخص‌های درجه آلودگی (degree of Contamination, C_d) و درجه آلودگی اصلاح شده (Modified degree of Contamination,mC_d)

شاخص درجه آلودگی در سال ۱۹۸۰ توسط Hakanson به عنوان روشی برای محاسبه فاکتورکلی آلودگی بر مبنای ۷ فلز سنگین (Pb، Hg، As، Cr، Zn، Cu، Cd) و یک آلاینده آلی (PCBs) معرفی شد. برای محاسبه پارامترهای انفرادی آلودگی (C_f) به عنوان جزء اصلی معادله شاخص درجه آلودگی، غلظت میانگین فلز در نمونه ها با سطح پس‌زمینه در پوسته زمین مطابق با معادله زیر مقایسه می‌گردد [٤١]:

$$C_f = \frac{C_m}{C_s} \qquad (۳)$$

در این معادله، C_m و C_s به ترتیب میانگین غلظت فلز در غبار خیابانی و پوسته زمین هستند. از آنجایی که در مطالعات متعدد همچون این مطالعه تمامی این ۸ آلاینده ممکن است محاسبه نگردد، Qingjie and jun (۲۰۰۸) طبقه‌بندی خاصی را برای توصیف شاخص استفاده کردند[٤٢].

$$C_d = \sum_{i=1}^{m} C_f^i \qquad (٤)$$

درجه‌بندی آلودگی غبار با این شاخص به صورت C_d < m (آلودگی با شدت پایین)، m ≤ C_d < ۲m (آلودگی با شدت متوسط)، ۲m ≤ C_d < ٤m (آلودگی با شدت قابل توجه) و C_d > ٤m (آلودگی با شدت بسیار بالا) است.

Abrahim و Parker در سال ۲۰۰۸ معادله شاخص درجه کلی آلودگی را بصورت زیر اصلاح نمودند[٤٣]

$$mC_d = \frac{\sum_{i=1}^{n} C_f^i}{n} \qquad (۵)$$

در این معادله C_f، فاکتور آلودگی برای هر آلاینده منفرد؛ n، تعداد آلاینده‌های مورد بررسی و mC_d ، میانگین فاکتورهای آلودگی محاسبه شده همه آلاینده‌ها است. درجه‌بندی سطوح آلودگی با استفاده از این شاخص بصورت mC_d < ۱/۵ (سطوح بسیار پایین آلودگی)، ۱/۵ ≤ mC_d < ۲ (سطوح پایین آلودگی) ، ۲ ≤ mC_d < ٤ (سطوح متوسط آلودگی)، ٤ ≤ mC_d < ۸ (سطوح بالای آلودگی)، ۸ ≤ mC_d < ۱٦ (سطوح بسیار بالای آلودگی) ، ۱٦ ≤ mC_d < ۳۲ (سطوح شدید آلودگی) و ۳۲ ≤ mC_d (سطوح بی نهایت شدید آلودگی) تعریف شده است.

یافته‌ها

آماره‌های توصیفی غلظت فلزات سنگین در غبار خیابانی شهر تهران به صورت حداقل، حداکثر، میانگین، میانه، انحراف استاندارد، ضریب تغییرات، چولگی و کشیدگی در جدول ۱ خلاصه شده است.

غلظت‌های شش فلز سنگین مطالعه شده کادمیوم، کروم، سرب، روی، آهن و آلومینیوم به ترتیب بین ۰/۱۷ تا ۱/۰٦ (۰/٤۹=$\bar{x}$)، ٦۵/۳۹ تا ۲٤۹/۲۳ (۱۱۱/۹٤=$\bar{x}$)، ۳٦/۰٦ تا ٦۰٤/۳٤ (۲۰۰/۳۳=$\bar{x}$)، ۲۰۰/۲٤ تا ۱۱۰۵/۵٦ (٦۳۸/۱٤=$\bar{x}$)، ٦٤٦٤٤/۱٤ تا ۳۲۷۳۸/۲٤ (٤٦۵۳۵/۰۷=$\bar{x}$)، ٤۵۹۵۵/۵۷ تا ٦۷۹٤٦/٦٤ (۵۳٤۸٦/۵٤=$\bar{x}$) میلی‌گرم بر کیلوگرم متغیر بود.

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-10-31]

[DOI: 10.29252/jehe.7.2.179]

جدول ۱: آماره‌های توصیفی غلظت فلزات سنگین در غبار خیابانی منطقه مورد مطالعه

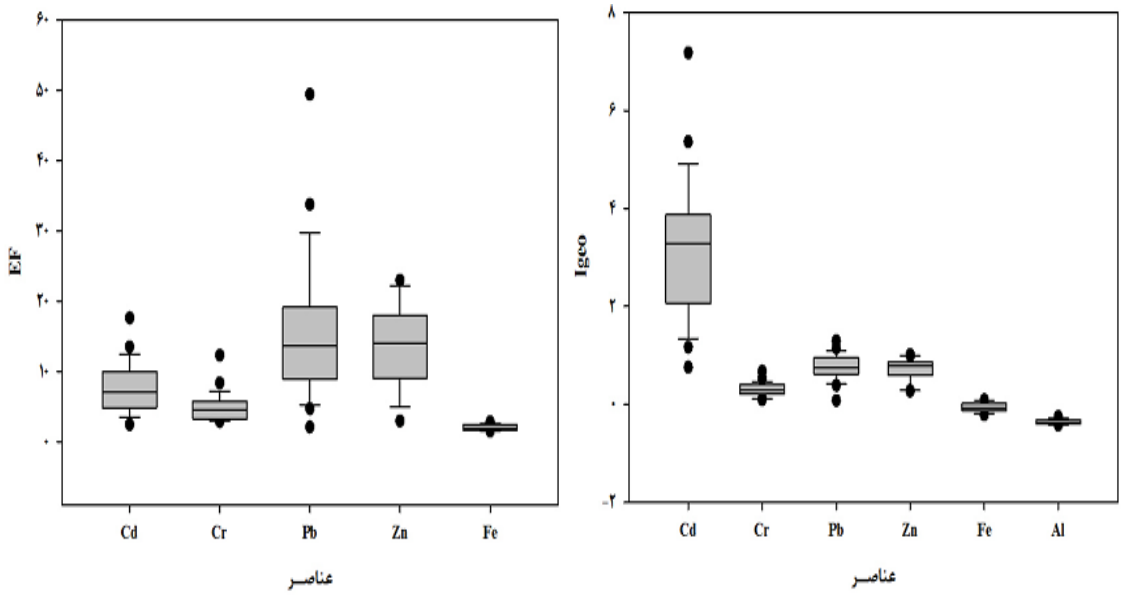
عناصر	کادمیوم	کروم	سرب	روی	آهن	آلومینیوم
تعداد نمونه	۲۷	۲۷	۲۷	۲۷	۲۷	۲۷
حداقل	۰/۱۷	٦٥/۳۹	۳٦/۰٦	۲۰۰/۲٤	٦٤٦٤٤/۱٤	٤٥۹٥٥/٥۷
حداکثر	۱/۰٦	۲٤۹/۲۳	٦۰٤/۳٤	۱۱۰٥/٥٦	۳۲۷۳۸/۲٤	٦۷۹٤٦/٦٤
میانگین	۰/٤۹	۱۱۱/۹٤	۲۰۰/۳۳	٦۳۸/۱٤	٤٦٥۳٥/۰۷	٥۳٤۸٦/٥٤
میانه	۰/٤۹	۱۰۲/۰۹	۱٦۷/٦۸	٦٥۹/۸۹	٤٤٥۳٦/۰۸	٥۱۳٤۱/٤۳
انحراف استاندارد	۰/۲۱	۳۹/۳۹	۱۲٤/۱٥	۲٦٦/٤۱	۹۲۸۲/۸٥	٥۸٥۳/٥٤
ضریب تغییرات (CV%)	٤۲/٥۰	۳٥/۱۹	٦۱/۹۷	٤۱/۷٥	۱۹/۹٥	۱۰/۹٤
چولگی	۰/۷۱	۱/۷٥	۱/٥۷	-۰/۱۷	۰/٥۲	۰/۷٤
کشیدگی	۰/۷۳	٤/٦۱	۳/۱۲	-۰/٦٦	-۰/٦۲	-۰/۲۲
میانگین پوسته زمین[۳۷]	۰/۰۹۸	۳٥/۰۰	۲۰/۰۰	۷۱/۰۰	۳٥۰۰۰	۸۰٤۰۰

ضریب تغییرات (CV)، درجه تغییرپذیری غلظت‌های یک فلز را در غبار خیابانی نشان می‌دهد. اگر ٪۲۰ ≥ CV باشد، نشان‌دهنده تغییرپذیری اندک؛ ٪ ۵۰ > CV ≥ ٪۲۱ تغییرپذیری متوسط و ۱۰۰٪≥ CV >٪۵۰ تغییرپذیری بالا است، در حالیکه ضرایب تغییر بالاتر از ٪۱۰۰ نشان‌دهنده تغییرپذیری بی نهایت بالا است[٤٤]. ضرایب تغییرات غلظت فلزات در غبار خیابانی منطقه مورد مطالعه به ترتیب؛ سرب (٦۱/۹۷) > کادمیوم (٤۲/٥۰) > روی (٤۱/۷٥) > کروم (۳٥/۱۹) > آهن (۱۹/۹٥) > آلومینیوم (۱۰/۹٤) کاهش یافت. مقادیر بالای ضرایب تغییرات برای فلز سرب نشان‌دهنده این است که غلظت این فلز به طور قابل توجهی در مکان‌های مختلف نمونه‌برداری متفاوت است و همچنین نمایانگر توزیع ناهمگن آن بدلیل فعالیت‌های انسانی است. ضرایب تغییرات فلزات کادمیوم، روی و کروم، تغییرپذیری متوسطی را نشان داد که بازتاب‌کننده توزیع نسبتا غیرهمگن این سه عنصر در غبار خیابانی منطقه مورد مطالعه است. این تغییرپذیری برای عنصر آهن و آلومینیوم نیز اندک برآورد شد. انحراف استاندارد غلظت فلزات در غبار خیابانی منطقه مورد مطالعه با روند نزولی آهن>آلومینیوم>روی>سرب>کروم>کادمیوم کاهش یافت. مقادیر زیاد انحراف استاندارد نشان‌دهنده گستره تغییراتی وسیع غلظت‌های فلزی در غبارات خیابانی در منطقه مورد مطالعه است که این موضوع برای عناصر آهن و آلومینیوم در این مطالعه مشاهده شد. میزان چولگی همه فلزات به‌جز روی مثبت بود که نمایانگر این است که این فلزات چولگی مثبتی به سمت غلظت‌های پایین‌تر دارند. میزان کشیدگی فلزات کادمیوم، کروم و سرب مثبت بود که نشان‌دهنده شیب بیشتر نمودار توزیع این عناصر نسبت به منحنی توزیع نرمال است. با در نظر گرفتن عنصر آلومینیوم به عنوان عنصر مرجع، محدوده EF از ۲/٤٦ تا ۱۷/٦۳ ($\bar{x}$=۷/۷۰) برای کادمیوم، ۲/۸۷ تا ۱۲/۳۳ ($\bar{x}$=٤/۹۱) برای کروم، ۲/۱۳ تا ٤۹/٤٥ ($\bar{x}$=۱٥/٥۲) برای سرب، ۳/۳۹ تا ۲۲/۹٦ ($\bar{x}$=۱۳/۷۰) برای روی، ۱/٥۲ تا ۲/۸٦ ($\bar{x}$=۲/۰۱) برای آهن متغیر بود. متوسط میزان EF به صورت سرب> روی> کادمیوم >کروم > آهن کاهش یافت (شکل ۱). محدوده I_{geo} از ۰/۷٦ تا ۷/۱۸ ($\bar{x}$=۳/۱٥) برای کادمیوم، ۰/۱۰ تا ۰/٦۸ ($\bar{x}$=۰/۳۱) برای فلز کروم، ۰/۰۸ تا ۱/۳۰ ($\bar{x}$=۰/۷٥) برای سرب، ۰/۲۷ تا ۱/۰۲ ($\bar{x}$=۰/۷۳) برای روی، ۰/۲۱- تا ۰/۰۹ ($\bar{x}$=-۰/۰٦) برای آهن، ۰/٤۲- تا ۰/۲٥- ($\bar{x}$=-۰/۳٦) برای آلومینیوم متغیر بود.

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-10-31]

[DOI: 10.29252/jehe.7.2.179]

متوسط میزان I_{geo} دارای روند نزولی کادمیوم> سرب> روی> کروم> آهن> آلومینیوم بود (شکل ۲). توزیع طبقه‌بندی شاخص‌های I_{geo}، EF برای فلزات سنگین براساس روش‌های طبقه بندی بیان شده شاخص‌های مدنظر انجام گرفته است. نتایج نشان داد که مقادیر شاخص I_{geo} برای عنصر سنگین کادمیوم برای ۳/۷۰٪ نمونه‌ها در طبقه غیرآلوده تا آلودگی متوسط، ۱۸/۵۱٪ در طبقه آلودگی متوسط، ۲۲/۲۲٪ در طبقه آلودگی متوسط تا قویاً آلوده، ۳۳/۳۳٪ در طبقه آلودگی قویاً آلوده، ۱٤/۸۱٪ در طبقه قویاً آلوده تا آلودگی شدید و ۷/٤۰٪ در طبقه شدیداً آلوده قرار داشتند. به عبارتی بالاترین طبقه آلودگی مربوط به طبقه آلودگی متوسط تا قویاً آلوده بود. برای عنصر کروم ۱۰۰٪ نمونه‌ها در طبقه فاقد آلودگی تا آلودگی متوسط قرار داشت. برای عنصر سرب ۸۱/٤۸٪ نمونه‌ها در طبقه فاقد آلودگی تا آلودگی متوسط و ۱۸/۵۱٪ در طبقه آلودگی متوسط قرار داشت. ۹٦/۲۹٪ نمونه‌ها برای عنصر روی در طبقه فاقد آلودگی تا آلودگی متوسط و تنها ۳/۷۰٪ دارای آلودگی متوسط بودند. برای عنصر آهن ۷٤/۰۷٪ نمونه‌ها فاقد آلودگی و ۲۵/۹۲٪ فاقد آلودگی تا آلودگی متوسط بودند. همچنین ۱۰۰ ٪ نمونه‌ها فاقد آلودگی به عنصر آلومینیوم بودند. نتایج بررسی طبقات آلودگی توسط شاخص EF نیز نشان داد که برای عنصر کادمیوم ۲۵/۹۲٪ نمونه‌ها غنی‌شدگی متوسط و ۷٤/۰۷ ٪ دارای غنی‌شدگی معنی‌دار بودند. برای عنصر کروم، ۵۹/۲۵٪ نمونه‌ها دارای غنی‌شدگی متوسط و ٤۰/۷٤٪ دارای غنی‌شدگی قابل توجه بودند. برای عنصر سرب، ۷/٤۰٪ نمونه‌ها دارای غنی‌شدگی متوسط، ۷۰/۳۷٪ دارای غنی‌شدگی معنی‌دار، ۱۸/۵۱٪ دارای غنی‌شدگی بسیار بالا و ۳/۷۰٪ دارای غنی‌شدگی شدیداً بالا بودند. برای عنصر روی، ۱٤/۸۱٪ دارای غنی‌شدگی متوسط، ٦٦/٦٦٪ دارای غنی‌شدگی قابل توجه و ۱۸/۵۱٪ دارای غنی‌شدگی بسیار بالا بودند. ٦٦/٦٦٪ نمونه‌ها غنی‌شدگی اندک با عنصر آهن داشته و ۳۳/۳۳٪ دارای غنی‌شدگی متوسط با عنصر آهن بودند. چگونگی پراکنش شاخص‌های EF و I_{geo} محاسبه شده برای هر یک از فلزات در نمودارهای جعبه‌ای نشان داده شده است.



شکل ۲: نمودار جعبه‌ای پراکنش شاخص‌های EF و I_{geo}

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-10-31]

[DOI: 10.29252/jehe.7.2.179]

جدول ۲: ضرایب همبستگی پیرسون بین عناصر کمیاب غبار خیابانی و متغیرهای آب و هوایی

عنصر	کادمیوم	کروم	سرب	روی	آهن	آلومینیوم	جهت باد	سرعت باد	دما	رطوبت نسبی
کادمیوم	۱									
کروم	۰/۳۶۷	۱								
سرب	۰/۶۰۰**	۰/۴۸۰*	۱							
روی	۰/۴۵۱*	۰/۶۰۳**	۰/۶۶۰**	۱						
آهن	۰/۲۳۸	۰/۴۷۵*	۰/۴۶۹*	۰/۶۰۵**	۱					
آلومینیوم	-۰/۳۱۷	-۰/۲۷۶	-۰/۴۸۹**	-۰/۱۱۴	۰/۲۷۰	۱				
جهت باد	-۰/۱۶۵	-۰/۱۳۴	-۰/۳۵۰	-۰/۲۱۸	-۰/۰۸۲	۰/۰۴۱	۱			
سرعت باد	-۰/۰۷۶	۰/۱۲۰	۰/۰۸۳	-۰/۰۷۲	-۰/۰۲۳	-۰/۱۸۹	۰/۰۷۵	۱		
دما	۰/۰۴۱	۰/۳۱۵	۰/۳۵۲	۰/۳۷۲	۰/۱۸۸	-۰/۰۴۷	-۰/۲۰۸	۰/۲۴۶	۱	
رطوبت نسبی	-۰/۱۴۶	-۰/۳۲۲	-۰/۵۱۲**	-۰/۳۸۱*	-۰/۲۴۴	۰/۱۵۱	۰/۲۳۴	-۰/۱۹۶	-۰/۹۵۵**	۱

** همبستگی معنی‌دار در سطح ۰/۰۱ (دو طرفه)

* همبستگی معنی‌دار در سطح ۰/۰۵ (دو طرفه)

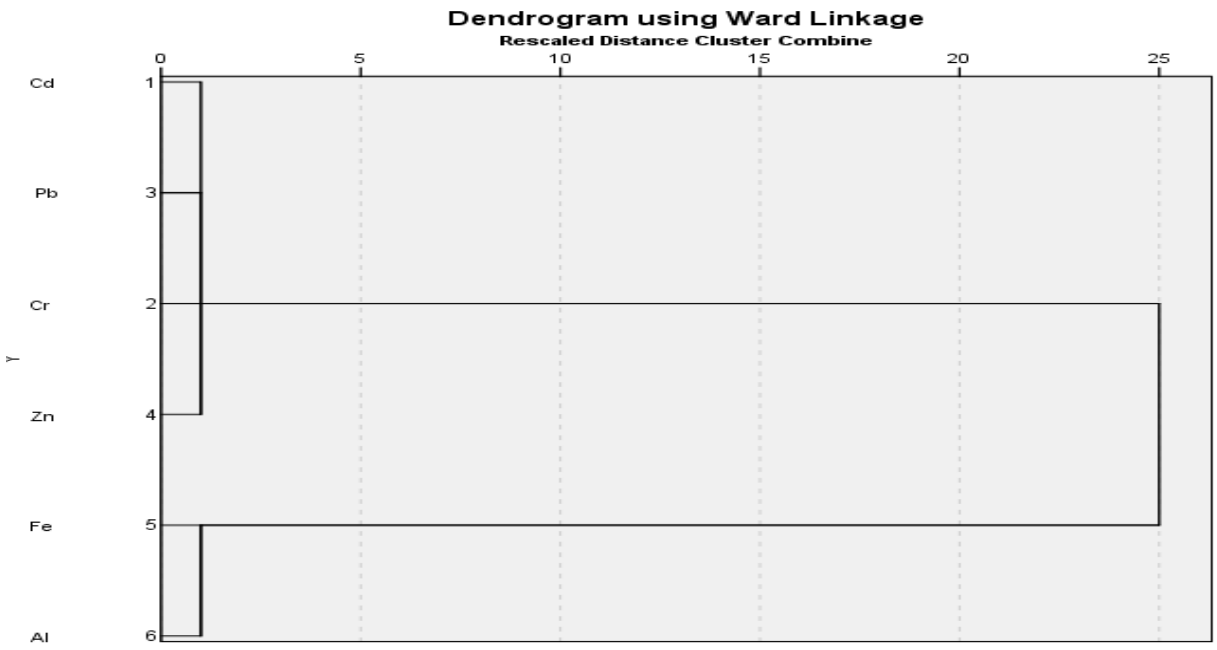
میانگین شاخص C_f نیز برای عناصر مورد مطالعه به ترتیب به صورت سرب (۱۰/۰۲)> روی (۸/۹۹)> کادمیوم (۵/۰۰)> کروم (۳/۲۰)> آهن (۱/۳۳)> آلومینیوم (۰/۶۷) تعیین شد. شاخص درجه آلودگی (C_d) و mC_d مربوط به عناصر مورد نظر در منطقه مورد مطالعه به ترتیب ۲۹/۲۱ و ٤/٨٦ بود. به عبارتی شاخص‌های C_d و mC_d به ترتیب درجه آلودگی بسیار بالا و سطوح بالا آلودگی را در ذرات غبار خیابانی در شهر تهران نشان دادند.

همبستگی بین غلظت فلزات سنگین در ذرات غبار خیابانی شهر تهران با استفاده از ضریب همبستگی پیرسون در جدول ۲ خلاصه شده است. نتایج نشان داد که همبستگی معنی‌داری در سطح ۱ درصد بین عناصر سرب با آلومینیوم و کادمیوم و همچنین عنصر روی با کروم، سرب و آهن وجود دارد. علاوه بر این بررسی همبستگی غلظت فلزات سنگین با متغیرهای آب و هوایی نشان داد که همبستگی معنی‌داری بین غلظت عناصر سنگین با متغیرهای سرعت و جهت باد و دما وجود ندارد.

با این حال همبستگی منفی معنی‌داری بین غلظت عناصر سنگین سرب و روی با رطوبت نسبی به ترتیب در سطح ۱ درصد (p=۰/۰۰٦) و در سطح ۵ درصد (p= ۰/۰۵) مشاهده شد. در این مطالعه جهت تقسیم متغیرها به گروه‌های متجانس از روش خوشه‌بندی سلسله مراتبی (HCA) استفاده گردید. در این روش متغیرهای هر گروه بیشترین شباهت و متغیرهای گروه‌های مختلف کمترین شباهت را با هم دارند. کمینه متوسط فاصله بین زوج متغیرها (فلزات) در این مطالعه جهت این آزمون مدنظر قرار گرفت. با توجه به شکل ۳ در گام اول عناصر کادمیوم، کروم، سرب و روی و در گام دوم عناصر آهن و آلومینیوم جدا شدند. با توجه به این خوشه‌بندی می‌توان اینگونه استدلال کرد که عناصر خوشه اول دارای منشأ انسانی و عناصر خوشه دوم دارای منشأ طبیعی هستند.

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-10-31]

[DOI: 10.29252/jehe.7.2.179]



شکل ۳: دندروگرام خوشه‌بندی عناصر سنگین در غبار خیابانی

بحث

بررسی غلظت فلزات سنگین در ذرات غبار خیابانی نسبت به غلظت این فلزات در پوسته زمین نشان داد که میانگین غلظت فلزات بجز آلومینیوم بالاتر از غلظت آنها در پوسته زمین است که این مسئله می‌تواند مؤید این نکته باشد که نقش فعالیت‌های انسانی در تغلیظ فلزات سنگین در غبار خیابانی قابل توجه است. مطالعات متعددی وجود عناصر کادمیوم، سرب، روی و کروم را به منابع انسانی و علی‌الخصوص ترافیک جاده‌ای نسبت داده‌اند که نتایج این مطالعه نیز این موضوع را اثبات نمود. انتشارات ترافیک جاده‌ای تنها انتشارات اگزوز وسایل نقلیه نمی‌باشد بلکه همچنین ناشی از گرد و غبار پوشش تایر، سایش ترمز و باز تعلیق گرد و غبار است[۴۵]. غلظت‌های بالای فلزات آهن و آلومینیوم می‌تواند ناشی از خاک‌های اطراف خیابان باشد در حالی‌که فلزات کروم، روی و کادمیوم به میزان بسیار اندکی ناشی از خاک‌های اطراف خیابان گزارش شده‌اند[۴۶]. منشأ کادمیوم در گرد و غبار خیابانی در مطالعه McKenzie و همکاران (۲۰۰۹) به گرد و غبار ناشی از سایش ترمز نسبت داده شد[۴۷] که در مطالعه حاضر نیز صدق می‌کند. غلظت‌های بالای روی و کروم معمولاً ناشی از منابع انسانی است و ارتباط نزدیکی با پوشش آسفالت خیابان دارد[۴۶]. مطالعه حاضر نیز نشان داد که این دو عنصر دارای همبستگی معنی‌داری در سطح ۰/۰۱ هستند. علاوه بر این، Adachi and Tainosho (۲۰۰۴) در مطالعه خود نشان دادند که رنگ‌های خیابان می‌توانند همچنین منشاء سرب و کروم باشد[۴۸]. Qing و همکاران (۲۰۱۵)[۴۴] و سیستانی و همکاران (۱۳۹۶)[۴۹] نیز در مطالعات ارزیابی آلودگی فلزات سنگین، عنصر کروم را دارای منشأ انسانی معرفی نمودند که نتیجه مطالعه حاضر نیز همسو با این نتایج است. لازم به ذکر است که مطالعات مختلفی نیز بر نقش فعالیت‌های انسانی در ایجاد فلز سنگین کروم تأکید نموده‌اند. آلودگی فلز سنگین خاک سطحی اطراف منطقه گبز، ترکیه توسط Yaylali-Abanuz (۲۰۱۱) بررسی و بر نقش فلز کروم در آلودگی تأکید نمود[۵۰]. وجود روی در نمونه‌های گرد و غبار خیابانی در مطالعه Mummullage و همکاران (۲۰۱۶)

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-10-31]

[DOI: 10.29252/jehe.7.2.179]

به عنوان عنصر شاخص برای تایر خودروها معرفی شده است. بطوری‌که می‌توان پوشش تایر را به منبع روی در غبارهای خیابانی شهر تهران نیز نسبت داد. روی معمولاً به عنوان عامل استحکام (اکسید روی) در تولید تایر استفاده می‌شود[٤٦]. با این حال مقادیر اندکی از عناصر آهن و آلومینیوم نیز در پوشش تایرها وجود دارند که البته بستگی به فرایند تولید تایرها دارند[٤٦]. همچنین Li و همکاران (۲۰۰۱) نشان دادند که روی می‌تواند از فرسودگی مکانیکی وسایل نقلیه نیز حاصل شود. همچنین روغن‌های روان‌کننده به عنوان منشأ روی در گرد و غبار خیابانی معرفی شده‌اند[٥١]. در این مطالعه همبستگی بالایی در سطح ۰/۰۱ بین عناصر سرب با کادمیوم، روی و آلومینیوم نیز مشاهده شد. ترکیب این عامل به همراه سایر موارد ذکر شده از جمله خصوصیات وسایل نقلیه می‌تواند همبستگی بالای این عناصر را به عنوان عوامل انسانی آلودگی در گرد و غبار خیابانی اثبات نماید. همچنین همبستگی منفی بالای بین رطوبت نسبی و عناصر سرب و روی در این مطالعه مشاهده شد. Csavina و همکاران (۲۰۱٤) با بررسی اثر متغیرهای آب و هوایی بر غلظت‌های غبار در یک اقلیم شبه خشک به این نتیجه رسیدند که غلظت غبار با رطوبت نسبی تا حدود ۲۵ درصد افزایش می‌یابد ولی در نهایت با افزایش رطوبت نسبی غلظت‌های غبار کاهش می‌یابد[٥٢]. به عبارتی این محققین رابطه معکوسی بین غلظت‌های غبار با رطوبت نسبی مشاهده نمودند که مطالعه حاضر همسو با این مطالعه است. همچنین Abu-Allaban و همکاران (۲۰۰۳) در مطالعه خود نشان دادند که احتمال بازتعلیق غبار از سطح جاده به طور قابل توجهی در شرایط خشک‌تر بیشتر است[٥٣]. در این مطالعه رابطه معکوس غیر معنی‌داری نیز بین سرعت باد با غلظت عناصر در ذرات مشاهده شد. مطالعه Saha and Despiau (۲۰۰۹) نشان دادند که افزایش در سرعت باد منجر به افزایش در اثرات تهویه شده که در نتیجه سبب پراکنش ذرات غبار و کاهش غلظت ذرات آلاینده موجود در ذرات می‌گردد[٥٤]. یافته‌های مطالعه حاضر نیز همسو با این مطلب است. به عبارتی می‌توان عنوان نمود در فصل تابستان کاهش سرعت باد می‌تواند منجر به افزایش غلظت عناصر در غبار خیابانی گردد. سرعت باد اندک نشانگر اثر بیشتر منابع محلی نسبت به منابع دوردست در ایجاد آلودگی است. از سوی دیگر در این مطالعه رابطه مثبتی میان جهت باد با غلظت عناصر نیز مشاهده نشد. به عبارتی می‌توان عنوان نمود که همچون سرعت باد، جهت باد خاصی در افزایش غلظت فلزات موثر نیست و به طور عمده منابع محلی تحت تاثیر بادهای محلی در افزایش غلظت فلزات در ذرات غبار خیابانی نقش دارند. رابطه مستقیم بین دما و اکثر عناصر سنگین در این مطالعه نیز مشاهده شد. این یافته نیز همسو با مطالعه Wijngaard و همکاران (۲۰۱۷) بود که با بررسی اثر تغییر اقلیم بر انتقال فلزات به این نتیجه رسیدند که با تغییر اقلیم و افزایش رواناب احتمال آبشویی فلزات در خاک و غبار افزایش می‌یابد که منجر به کاهش غلظت این فلزات در ذرات غبار می‌گردد[٥٥]. به عبارتی می‌توان عنوان نمود افزایش دما در تابستان در منطقه مورد مطالعه می‌تواند منجر به کاهش احتمال آبشویی و افزایش غلظت این عناصر در خاک و غبار گردد. نتایج بررسی درصد تغییرپذیری غلظت عناصر سنگین در غبار خیابانی شهر تهران نیز نشان داد که بیشترین میزان تغییرپذیری مربوط به عنصر سرب است که می‌تواند نشانگر این موضوع باشد که این عنصر نسبت به سایر عناصر به طور قابل توجهی در مکان‌های مختلف نمونه‌برداری دارای غلظت متغیرتری است به عبارتی تراکم جمعیت و نوع فعالیت انسانی بر غلظت و حضور این عنصر نسبت به سایر عناصر تاثیر بیشتری می‌گذارند. نتایج بررسی شاخص غنی‌شدگی نیز در این مطالعه بالاترین میزان این شاخص را به عنصر سرب نسبت داد. پس از این عنصر، عنصر روی قرار داشت. بطوری‌که سرب در ۲۲/۲۱٪ نمونه‌ها غنی‌شدگی بسیار بالا و شدیداً بالا داشت و عنصر روی در ۱۸/۵۱٪ نمونه‌ها غنی‌شدگی بسیار بالا داشت. Lu و همکاران (۲۰۰۹) نشان

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-10-31]

[DOI: 10.29252/jehe.7.2.179]

دادند[۵۶] که در صورتی که مقادیر شاخص غنی‌شدگی فراتر از ۱۰ باشد ناشی از فعالیت‌های انسانی است که در این مطالعه برای عنصر سرب و روی به طور میانگین بالاتر از ۱۰ بود که نقش این دو عنصر را در غنی‌شدگی بیشتر گرد و غبار خیابانی و ایجاد آلودگی اثبات می‌نماید. بررسی غلظت فلزات سنگین در ذرات غبار کف کارگاه‌های مکانیکی به عنوان یکی از مراکزی که با اجزای اتومبیل سروکار دارند نیز نشان داد که غلظت برخی فلزات سنگین همچون سرب و روی فراتر از غلظت مجاز این فلزات در پوسته زمین است[۵۷]. علاوه بر این Trujillo-González و همکاران (۲۰۱۶) نشان دادند[۵۸] که فرایندهای احتراق ثانویه صنعتی نیز در ایجاد آلودگی ذرات غبار خیابانی به سرب موثر هستند. در این بین نبایستی نقش استفاده از تایرهای فرسوده را در ایجاد آلودگی سرب در سطوح جاده‌ای مدنظر قرار نداد. بررسی شاخص انباشت زمینی عناصر در ذرات غبار خیابانی نیز نشان داد که عناصر کادمیوم و پس از آن سرب بالاترین شاخص انباشت زمینی را دارا بودند. بطوری‌که ۲۲/۲۲٪ از نمونه‌ها دارای آلودگی متوسط تا قویاً آلوده به عنصر کادمیوم بودند و ۱۸/۵۱٪ نمونه‌ها نیز دارای آلودگی متوسط با سرب بودند. Figi و همکاران (۲۰۱۰)[۵۹] با بررسی شاخص انباشت زمینی ترافیک شدید، سایش تایرها، فرسایش اجزای فلزی رنگ و اجزای موتوری وسایل نقلیه را عاملی مهم در ایجاد این آلودگی به عنصر سرب عنوان نمودند. بالاتربودن میزان شاخص انباشت زمینی عنصر کادمیوم نسبت به سایر عناصر در مطالعه Men و همکاران (۲۰۱۸) نیز مطرح شده بود[۲۴]. Foti و همکاران (۲۰۱۷) کادمیوم را به عنوان عنصری در سوخت گازوئیل ، روان‌کننده روغن و اجزای پوشش تایر مطرح نمودند. تحت شرایط آب و هوایی گرم و اصطحکاک بین پوشش تایر وسایل نقلیه و خیابان، کادمیوم می‌تواند از پوشش تایر رهاسازی گردد. همچنین تراوش سوخت دیزلی و روغن روان‌ساز نیز می‌تواند منجر به رهاسازی کادمیوم گردد[۶۰].

شاخص درجه آلودگی مربوط به عناصر مورد نظر نیز درجه آلودگی بسیار بالا و سطوح بالای آلودگی را در ذرات غبار خیابانی در شهر تهران نشان دادند. این شاخص‌های از جمله شاخص‌های تجمعی مورد استفاده در این مطالعه بودند. لذا به طور کلی می‌توان عنوان نمود که اثرات هم‌بیشی آلودگی یک عنصر منجر به آلودگی تمامی عناصر مورد مطالعه بر ذرات غبار خیابانی شهر تهران خواهد شد.

نتیجه‌گیری

با در نظر گرفتن غبار خیابانی به عنوان انعکاسی از شرایط محیط‌زیست موجود لذا مطالعه حاضر به صورت نمایی از شرایط محیط‌زیستی حاکم بر شهر تهران آلودگی بالایی را از عناصر کمیاب نشان داد. نتایج این تحقیق جهت تدوین رویکردهای مدیریتی کاهش آلودگی موثر است. بخصوص اینکه غبار خیابانی به عنوان حلقه مفقوده و کم اهمیت در ایجاد آلودگی آب و بخصوص هوا مدنظر قرار گرفته است. با این حال نتایج این مطالعه نشان داد که آلودگی غبار خیابانی به عناصر کمیاب نقش موثری در آلودگی سایر محیط‌ها خواهد داشت. با توجه به نتایج این مطالعه، محققین لزوم بررسی هر چه بیشتر این محیط واسطه به عنوان شاخص آلودگی آب، هوا و خاک را پیشنهاد می‌نمایند. استفاده از سایر ردیاب‌های آلی و معدنی آلودگی و بررسی اثرات و مخاطرات این ردیاب‌ها بر محیط‌زیست انسانی و طبیعی نیز در سایر مطالعاتی از این دست نیز پیشنهاد می‌شود.

تقدیر و تشکر

این مقاله حاصل بخشی از رساله در مقطع دکتری است که با حمایت دانشگاه تهران صورت گرفته است. این رساله همچنین مورد حمایت مالی مرکز مطالعات و برنامه‌ریزی شهر تهران با شماره قرارداد ۱۳۷/۶۲۵۲۲۹ است. بدین وسیله از

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-10-31]

[DOI: 10.29252/jehe.7.2.179]

مرکز مطالعات و برنامه‌ریزی شهر تهران جهت حمایـت مـالی این رساله قدردانی می‌شود. همچنین از نظرات ارزنـده داوران این مقاله که منجر به بهبود آن گردید تشکر می‌گردد.

References

1. Fang Y, Sun X, Yang W, et al. Concentrations and health risks of lead, cadmium, arsenic, and mercury in rice and edible mushrooms in China. Food Chem 2014; 147:147–151.
2. Wang J, Liu R, Wang H, Yu, et al. Identification and apportionment of hazardous elements in the sediments in the Yangtze River estuary. Environ Sci Pollut Res 2015; 22: 20215–20225.
3. Sha H, Koutb M, Nafady NA, et al. Potentiality of Neopestalotiopsis clavispora ASU1 in biosorption of cadmium and zinc. Chemosphere 2018; 202: 750–756.
4. Hwang HM, Fiala MJ, Park D, et al. Review of pollutants in urban road dust and stormwater runoff: part 1. Heavy metals released from vehicles. Int J Urban Sci 2016; 20:334-360.
5. Sistani N, Moeinaddini, Khorasani N, et al. Heavy Metal Pollution in Soils nearby Kerman Steel Industry: Metal Richness and Degree of Contamination Assessment. Iran J Health & Environ 2017; 10: 75-86. [In Persian]
6. Chang CY, Yu HY, Chen JJ, Li, et al. Accumulation of heavy metals in leaf vegetables from agricultural soils and associated potential health risks in the Pearl River Delta, South China. Environ Monit Assess 2014; 186: 1547–1560.
7. Egendorf SP, Cheng Z, Deeb M, et al. Constructed soils for mitigating lead (Pb) exposure and promoting urban community gardening: the New York City clean soil Bank pilot study. Landsc. Urban Plan 2018; 175.
8. Jayarathne A, Egodawatta P, Ayoko GA, et al. Geochemical phase and particle size relationships of metals in urban road dust. Environ Pollut 2017; 230: 218–226.
9. Sabouhi M, Nejadkoorki, F, Azimzadeh HR, et al. Heavy Metal Pollution in the Floor Dust of Yazd Battery Repairing Workshops in 2014. Iran J Health & Environ 2016; 9: 127-138. [In Persian]
10. Zhao Q, Wang Y, Cao Y, et al. Potential health risks of heavy metals in cultivated topsoil and grain, including correlations with human primary liver, lung and gastric cancer, in Anhui province, Eastern China. Sci Total Environ 2014; 470–471: 340–347.
11. Lyu Y, Su S, Wang B, et al. 2018. Seasonal and spatial variations in the chemical components and the cellular effects of particulate matter collected in northern China. Sci Total Environ2018; 15:1627-1637.
12. Sun G, Li Z, Liu T, et al. Metal Exposure and Associated Health Risk to Human Beings by Street Dust in a Heavily Industrialized City of Hunan Province, Central China. Int J Environ Res Public Health 2017; 14:261.
13. Thakur M, Deb MK, Imai S, et al. Load of heavy metals in the airborne dust particulates of an urban city of central India. Environ Monit Assess 2004; 95, 257–268.
14. Al-Khashman OA. Heavy metal distribution in dust, street dust and soil from the work place Karak Industrial Estate Jordan. Atmos. Environ 2004; 38, 6803–6812.
15. Al-Khashman OA. The investigation of metal concentrations in street dust samples in Aqaba city Jordan. Environ. Geochem. Health 2007; 29: 197–207.
16. Gurung A, Bell ML. The state of scientific evidence on air pollution and human health in Nepal. Environ Res 2013; 124:54–64.
17. Faiz Y, Tufail M, Javed MT, et al. Road dust pollution of Cd, Cu, Ni, Pb and Zn along Islamabad Expressway Pakistan. Microchem J 2009; 92:186–192.
18. Salo H, Paturi P, Mäkinen J. Moss bag (Sphagnum papillosum) magnetic and elemental properties for characterising seasonal and spatial variation in urban pollution. Int. J. Environ. Sci. Technol 2016; 13: 1515–1524.
19. Liang L, An L, Yang L, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons associated with road deposited solid and their ecological risk: implications for road stormwater reuse. Sci Total Environ 2016; 563–564:190–198.
20. Kamani H, Mirzaei N, Ghaderpoori M, et al. Concentration and ecological risk of heavy metal in street dusts of Eslamshahr, Iran. Hum. ecol. risk assess 2018; 24:961-970.
21. Ahmadi Doabi S, Afyuni M, Karami M. Multivariate statistical analysis of heavy metals contamination in atmospheric dust of Kermanshah province, western Iran, during the spring and summer 2013. J Geochem Explor 2017; 180:61-70.
22. Keshavarzi B, Tazarvi Z, Rajabzadeh MA, et al. Chemical speciation, human health risk assessment and pollution level of selected heavy metals in urban street dust of Shiraz, Iran. Atmos. Environ 2015; 119:1-10.
23. Soltani N, Keshavarzi B, Moore F, et al. Ecological and human health hazards of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in road dust of Isfahan metropolis, Iran. Sci Total Environ 2015; 505:712-723.

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-10-31]

[DOI: 10.29252/jehe.7.2.179]

24. Men C, Liu R, Wang Q, et al. Pollution characteristics, risk assessment, and source apportionment of heavy metals in road dust in Beijing, China. Sci Total Environ 2018; 612:138-147.

25. Skrbi BD, Buljovcic M, Jovanovic G, et al. Seasonal, spatial variations and risk assessment of heavy elements in street dust from Novi Sad, Serbia. Chemosphere; 205: 452-462.

26. Shi D, Lu X. Accumulation degree and source apportionment of trace metals in smaller than 63 μm road dust from the areas with different land uses: A case study of Xi'an, China. Sci Total Environ; 636:1211-1218.

27. Kowalska J, Mazurek R, Gąsiorek M, et al. Soil pollution indices conditioned by medieval metallurgical activity: A case study from Krakow (Poland). Environmental Pollutionc2016; 218:1023–1036.

28. Mazurek R, Kowalska J, Gąsiorek M, et al. Assessment of heavy metals contamination in surface layers of Roztocze National Park forest soils (SE Poland) by indices of pollution. Chemosphere 2017; 168: 839–850.

29. Adamu CL, Nganje, TN. Heavy metal contamination of surface soil in relationship to land use patterns: A case study of Benue State, Nigeria. Materials Sciences and Applications 2010; 1: 127–134.

30. Elias P, Gbadegesin A. Spatial relationships of urban land use, soils and heavy metal concentrations in Lagos Mainland Area. Journal of Applied Sciences and Environmental Management 2011, 15: 391–399.

31. Elom NI, Entwistle J, Dean JR. Human health risk from Pb in urban street dust in northern UK cities. Environ. Chem Lett 2014; 12: 209-218.

32- Mazloomi S, Esmaeili-Sari A, N Bahramifar, et al. Assessment of the metals and metalloids level in street dust of the east and west of Tehran. Iran J Health & Environ 2017; 10:281-292. [In Pesian]

33. Moeinaddini M, Esmaili Sari A, Riyahi Bakhtiari AR, et al. Sources and Health risk of organic compounds in respirable particlesin Tehran, Iran. Polycycl Aromat Comp 2014; 34:469-492.

34. Alizadeh-Choobari A, Bidokhti AA, Ghafarian P, et al. Temporal and spatial variations of particulate matter and gaseous pollutants in the urban area of Tehran. Atmospheric Environment 2016;141:443-453.

35. Shahbazi H, Taghvaee S, Hosseini V, et al. A GIS based emission inventory development for Tehran. Urban Climate 2016; 17:216-229.

36. APHA, AWWA, WEF .Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21st ed. American Public Health Association, Washington, DC, USA, 2005.

37. Taylor SR, McLennan SM. The Geochemical Evolution of the continental crust. Reviewo of Geophysics 1995; 32:241-265.

38. Sutherland R. Bed sediment-associated trace metals in an urban stream, Oahu, Hawaii. J. Environ Geol. 2000; 39(6):611-27.

39. Muller G. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. Geo Journal. 1979; 2:108-18.

40. Heling D, Rothe P, Förstner U, Stoffers P. Sediments and Environmental Geochemistry. Berlin:Springer; 1990.

41. Hakanson L. Ecological risk index for aquatic pollution control, a sediment logical approach. Water Res. 1980; 14:975-1001.

42. Qingjie G, Jun D. Calculating pollution indices by heavy metals in ecological geochemistry assessment and a case study in parks of Beiging. Journal of China University of Geosciences 2008; 19:230-241.

43. Abrahim GMS. Holocene Sediment of Tamaki Estuary: characteristion and impact of recent human activity on an urban estuary in Auckland, New Zealand [dissertation]. Aukland, New Zealand: University of Auckland; 2005.

44. Qing X, Yutong Z, Shenggao L. Assessment of heavy metal pollution and human health risk in urban soils of steel industrial city (Anshan), Liaoning, Northeast China. Ecotoxicol Environ Saf. 2015; 120:377-85.

45. Huang S, Tu J, Liu H, et al. Multivariate analysis of trace element concentrations in atmospheric deposition in the Yangtze River Delta, East China. Atmos Environ 2009; 43:5781–90.

46. Mummullage S, Egodwatta P, Ayoko GA, et al. Use of physiochemical signatures to assess the sources of metals in urban road dust. Sci Total Environ 2016; 541:1303-1309.

47. McKenzie ER, Money JE, Green PG, et al. Metals associated with stormwater relevant brake and tire samples. Sci. Total Environ 2009; 407 (22): 5855–5860.

48. Adachi K, Tainosho Y. Characterization of heavy metal particles embedded in tire dust. Environ Int 2004; 30 (8), 1009–1017.

49. Sistani N, Moeinaddini M, Ali-Taleshi MS, et al. Source identification of heavy metal pollution nearby Kerman steel industries. J Natu Env 2017; 70:627-641. [In Persian]

50. Yaylalı-Abanuz G. Heavy metal contamination of surface soil around Gebze industrial area, Turkey. Microchem J 2011; 99: 82-92.

51. Li XD, Poon CS, Hui PS. Heavy metal contamination of urban soils and street dust in Hong Kong. Appl. Geochem 2001; 16: 1361-1368.

52. Csavina J, Field J, Felix O, et al. Effect of wind speed and relative humidity on atmospheric dust concentrations in semi-arid climates. Science of the Total Environment 2014; 487: 82-90.

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-10-31]

[DOI: 10.29252/jehe.7.2.179]

53. Abu-Allaban M, Gillies JA, Gertler AW, et al. Tailpipe, resuspended road dust, and brake-wear emission factors from on-road vehicles. Atmos Environ 2003;37:5283–93.

54. Saha A, Despiau, S. Seasonal and diurnal variations of black carbon aerosols over a Mediterranean coastal zone. Atmos. Res 2009; 92 (1): 27-41.

55. Wijngaard RR, van der Perk M, van der Grift B, et al. The impact of climate change on metal transport in a Lowland Catchment. Water, Air, & Soil Pollution 2017; 228:107.

56. Lu X, Li LY, Wang L, et al. Contamination assessment of mercury and arsenic in roadway dust from Baoji China. Atmos. Environ 2009; 43: 2489–2496.

57. Saboohi M, Azimzadeh HR, Nejadkoorki F, et al. Assessment of Heavy Metal Pollution in Floor Dust of Yazd Mechanical Workplaces. Health Develop J 2018; 7:10-22. [In Persian]

58. Trujillo-González JM, Torres-Mora MA, Keesstra S, et al. Heavy metal accumulation related to population density in road dust taken from urban sites under different land uses. Sci Total Environ 2016; 553:636-642.

59. Figi R, Nagel O, Tuchschmid M, et al. Quantitative analysis of heavy metals in automotive brake linings: a comparison between wet-chemistry based analysis and in-situ screening with a handheld X-ray fluorescence spectrometer. Anal. Chim. Acta 2010; 676 (1–2): 46–52.

60. Foti L, Dubs F, Gignoux J, et al. Trace element concentrations along a gradient of urban pressure in forest and lawn soils of th paris region (France). Sci. Total Environ 2017; 598: 938–948.

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-10-31]

[DOI: 10.29252/jehe.7.2.179]

Journal of Environmental Health Engineering, February 2020; Vol. 7, No. 2: 179-194

Heavy Metal Pollution in Street Dust from Tehran in 2018: Metal Richness and Degree of Contamination Assessment

Mohammad Saleh Ali-Taleshi[1], Mazaher Moeinaddini[2*], Sadat Feiznia[3], Stefania Squizzato[4]

1. PhD Student of Environmental Pollution, Department of Environment, Faculty of Natural Resources, University of Tehran, Karaj, Iran
2. Assistant Professor, Department of Environment, Faculty of Natural Resources, University of Tehran, Karaj, Iran
3. Professor, Department of Arid Restoration, Faculty of Natural Resources, University of Tehran, Karaj, Iran
4. Institute of Chemical Engineering Sciences, Foundation of Research and Technology-Hellas, Greece

**** E-mail: moeinaddini@ut.ac.ir***

Received: 17 Sep. 2019 ; Accepted: 4 Jan. 2020

ABSTRACT

Background: Street dust is an environmental medium with complex composition in urban environment. Heavy metals remain in urban dust for a long time and re-suspended in the atmosphere. This study aimed to evaluate the metal richness and degree of contamination in Tehran street dust.
Methods: Dust samples were collected from nine locations in Tehran in 2018. Heavy metals (Cd, Cr, Pb, Zn, Fe, and Al) were analyzed in street dust using ICP-MS. Metal richness and degree of contamination were determined using Enrichment Factor (EF), Geoaccumulation Index (Igeo), degree of Contamination (Cd) and modified degree of contamination (mCd). Pearson correlation (PC) and Hierarchical cluster analysis (HCA) were also used for analysis.
Results: The mean concentration trend of elements was as Al (53486.54)> Fe (46535.07)> Zn (638.14)> Pb (200.33)> Cr (111.94), Cd (0.49) mg/kg. The highest metal enrichment was due to Pb and Zn. The geoaccumulation index also showed that Cd and Pb had the highest values. Degree of contamination indices also showed high levels of contamination in street dust. Significant correlation was observed between Zn-Cr-Pb and Pb-Cd. Significant negative correlation was also observed between relative humidity-Pb-Zn. Elemental clustering also showed that Pb, Zn, Cr, and Cd had anthropogenic sources and Fe and Al had natural sources of diffusion.
Conclusion: The results of this study showed that the street dust of Tehran is highly polluted. Therefore, this environmental medium can have significant negative effects. Therefore, continuous monitoring of street dust is essential.

Keywords: Street dust, Heavy metal, Metal richness, Degree of contamination, Tehran

[Downloaded from jehe.abzums.ac.ir on 2026-10-31]

[DOI: 10.29252/jehe.7.2.179]