

مطالعه آلودگی به روی، سرب، کادمیم و مس در خاک سطحی بوستان‌های شهر همدان

شیرین حضرتزاده و سهیل سبحان اردکانی¹

دانش‌آموخته کارشناسی ارشد محیط‌زیست، واحد همدان، دانشگاه آزاد اسلامی، همدان، ایران؛ shirin.hazratzadeh@iauh.ac.ir

دانشیار گروه محیط‌زیست، واحد همدان، دانشگاه آزاد اسلامی، همدان، ایران؛ s_sobhan@iauh.ac.ir

دریافت: 96/11/29 و پذیرش: 97/5/24

چکیده

امروزه آلودگی خاک به فلزات سنگین یک تهدید جدی برای سلامت محیط و شهروندان است. این آلودگی می‌تواند از طریق بلع و یا استنشاق تصادفی خاک و گردوغبار آلوده به‌ویژه در اماکن عمومی همچون فضای سبز شهری (که افراد بخشی از اوقات فراغت خود را در آن‌جا می‌گذرانند)، انسان را در معرض خطر قرار دهد. لذا، این پژوهش با هدف تعیین غلظت کل فلزات سنگین روی، سرب، کادمیم و مس در خاک سطحی پنج بوستان شهر همدان در سال 1396 انجام شد. 60 نمونه خاک سطحی از بوستان‌های باباطاهر، ارم، مدنی، شهروند و پردیس جمع‌آوری شد. نمونه‌ها در آزمایشگاه آماده‌سازی شد و بعد از هضم آن‌ها توسط اسید کلریدریک و اسید نیتریک، غلظت عناصر در نمونه‌ها به روش طیف‌سنجی نشری پلاسمای جفت شده القایی (ICP-OES) خوانده شد. نقشه‌های توزیع مکانی عناصر در خاک توسط نرم‌افزار ArcGIS با استفاده از روش وزن‌دهی معکوس فاصله (IDW) تهیه شد و همچنین پردازش آماری داده‌ها توسط نرم‌افزار SPSS انجام یافت. نتایج نشان داد که میانگین غلظت فلزات سنگین روی، سرب، کادمیم و مس در نمونه‌های خاک به ترتیب برابر با $4/30 \pm 7/95$ ، $1/10 \pm 2/34$ ، $0/07 \pm 0/06$ و $3/10 \pm 1/10$ میلی‌گرم در کیلوگرم و برای همه عناصر کم‌تر از غلظت‌های مجاز آژانس حفاظت محیط‌زیست آمریکا و اتحادیه اروپا بود. یافته دیگر این که به‌جز در مورد عنصر سرب، میانگین غلظت سایر عناصر در نمونه‌های خاک سطحی بوستان‌های واقع در نیمه شمالی شهر از بوستان‌های واقع در نیمه جنوبی کم‌تر بود. هرچند نتایج محاسبه شاخص‌های زمین‌انباشتی (Igeo)، آلودگی (CF) و بار آلودگی (PLI) بیان‌گر کیفیت قابل قبول خاک بوستان‌های شهری مورد مطالعه بود، ولی افزایش روزافزون تخلیه آلاینده‌ها به محیط و احداث بوستان‌های شهری در مجاورت جاده‌ها و یا نواحی پرتراфик، می‌تواند منجر به آلودگی خاک سطحی این اماکن شود.

واژه‌های کلیدی: سیستم اطلاعات جغرافیایی، فلزات سنگین، آلودگی خاک، عوارض بهداشتی، توزیع مکانی

¹ نویسنده مسئول، آدرس: همدان، دانشگاه آزاد اسلامی، گروه محیط‌زیست، کدپستی: 65181-15743

مقدمه

آلودگی و تخریب محیط‌زیست در سال‌های اخیر جزء نگرانی‌های رایج در بیش‌تر کشورهای دنیا محسوب می‌شود. رشد جمعیت، گسترش شهرها، رشد فعالیت‌های صنعتی، معدنی و کشاورزی، استفاده روزافزون از وسایل نقلیه موتوری، کاربرد کودهای آلی و لجن فاضلاب، استعمال فاضلاب شهری در آبیاری زمین‌های کشاورزی و فضای سبز شهری، دفع پسماند، فرونشست‌های جوی و نظایر آن، آلودگی محیط‌زیست در شهرها، به‌خصوص کلان‌شهرها را افزایش داده است، که این آلودگی در شکل‌های مختلف در خاک، آب و هوا ممکن است نمود یابد (محمدی روزبهانی و همکاران، 2015؛ سبحان اردکانی و قوچیان، 2016). در این خصوص آلودگی خاک توسط فلزات سنگین به‌ویژه در شهرها به‌عنوان یکی از شایع‌ترین مشکلات محیط‌زیستی فراروی بشر مورد توجه بسیاری از محققین قرار گرفته است (چن و همکاران، 2005).

فلزات سنگین از جمله مهم‌ترین آلاینده‌های غیر آلی محیط‌زیستی محسوب می‌شوند که به‌ویژه در محیط‌زیست جوامع صنعتی یافت شده و می‌توانند سلامت محیط و زیست‌مندان را با مخاطرات جدی مواجه کنند (روان‌خواه و همکاران، 1395؛ لاسات، 2002). به‌طوری‌که امروزه تجمع و سمیت فلزات سنگین در زنجیر غذایی یکی از اصلی‌ترین معضلات محیط‌زیستی و بهداشتی جوامع محسوب می‌شوند (آدریانو، 2001). در این خصوص، آلودگی خاک توسط فلزات سنگین با آلودگی آب و هوا متفاوت است، چرا که فلزات سنگین در داخل خاک به‌مدت طولانی‌تر نسبت به سایر بخش‌های زیست‌سپهر باقی مانده و دوام و بقای بیش‌تری دارند (لاسات، 2002). معضل اصلی مربوط به این عناصر در مقایسه با آلاینده‌های آلی را می‌توان به عدم تجزیه‌پذیری زیستی، نیم‌عمر طولانی، سمیت، قابلیت سرطان‌زایی، قابلیت تجمع‌پذیری و انباشت در بافت‌های زنده مرتبط دانست. لذا، این واقعیت، فلزات سنگین را به یکی از خطرناک‌ترین گروه آلاینده‌های محیط‌زیستی مبدل ساخته است (کاباتا-پندپاس، 2001؛ میکو و همکاران، 2006؛ قوش و همکاران، 2012؛ سبحان اردکانی و جمشیدی، 2015).

عنصر روی به‌عنوان یک عنصر ضروری کارکردی-ساختاری در سیستم‌های زیستی به‌ویژه در واکنش‌های اکسایش-کاهش (Redox)، در مقایسه با سایر فلزات سنگین مسمومیت حاد کم‌تری ایجاد کرده و در مقادیر مازاد بر احتیاج باعث افزایش سلول‌های پیشرو مغز استخوان و کاهش تکثیر لنفوسیت‌های B و همچنین کاهش پاسخ آنتی‌بادی‌های سلول‌های T می‌شود (سبحان اردکانی و همکاران، 1393الف؛ سبحان اردکانی و جعفری، 2014؛ سبحان اردکانی، 2016).

سرب به‌عنوان یک فلز سنگین غیرضروری سمی با پراکنش گسترده در جوامع شهری و صنعتی، کارکرد زیستی مشخصی نداشته و از قابلیت ایجاد مخاطره و مسمومیت برای انسان از طریق تنفس هوای آلوده و یا ورود به زنجیر غذایی، گیاهان و سایر موجودات زنده و همچنین محیط برخوردار است. به‌همین دلیل وجود این عنصر در بوم‌سازگان منشأ بروز نگرانی برای انسان شده است. سرب از طریق تحت تأثیر قرار دادن فعالیت ریز جانداران خاک، باعث از دست رفتن حاصل‌خیزی خاک، بروز تغییر در شاخص‌های فیزیولوژیکی گیاهان و در نهایت کاهش عملکرد آن‌ها می‌شود (رحمانی و همکاران، 1374؛ سنجر و همکاران، 1388). سرب در فهرست ترکیبات سرطان‌زای موسسه IARC در گروه 2B طبقه‌بندی شده است و آثار سمی آن بستگی به ویژگی‌های متابولیکی افراد و رژیم غذایی دارد. این آثار را به‌خصوص در دستگاه گوارش، دستگاه عصبی مرکزی، اعصاب محیطی، سیستم خون‌ساز، سیستم کلیوی و سیستم تولیدمثل می‌توان یافت (سبحان اردکانی و همکاران، 1393ب، ج؛ محمد و همکاران، 2011).

کادمیم به‌عنوان یک عنصر غیرضروری و سمی، از مهم‌ترین و متحرک‌ترین عناصر خاک محسوب شده و مسمومیت با این فلز باعث اختلال در عملکرد کلیه‌ها به‌دلیل پیوند با متالوتونین، پوکی استخوان از طریق جایگزین شدن با کلسیم، اثر بر سیستم عصبی، اختلالات ریوی و بروز فشار خون بالا می‌شود. از طرفی این عنصر از قابلیت تجمع در کبد و پانکراس نیز برخوردار است (سبحان اردکانی و همکاران، 1393ج؛ سبحان اردکانی و تیزهوش، 1395؛ کیان‌پور و سبحان اردکانی، 1396؛ اوزکان و ال جوهمی، 2012).

مس به‌عنوان یک عنصر غذایی ضروری برای گیاهان و حیوانات و کوفاکتور بسیار مهم در مصرف مؤثر چندین عنصر به‌ویژه آهن، در فعال کردن آنزیم‌های واکنش اکسایش در گیاهان نقش اساسی دارد (کرمی و همکاران، 1387؛ سبحان اردکانی و همکاران، 1393الف؛ باکیدر و یمن، 2008). ترکیبات مس از جمله نمک‌ها و یا سولفات این عنصر به‌عنوان کود مکمل و یا عامل ضد قارچی و ضد باکتریایی کاربرد گسترده‌ای در کشاورزی دارند. بیش از 90% انتشار فلز مس ناشی از ترافیک جاده‌ای و به‌علت سیستم ترمز فرسوده، نشر از آگزوز خودروها و تخریب یا فرسایش آلیاژها، لوله‌ها، سیم‌ها و تایرها در وسایل نقلیه موتوری است (یانگ و همکاران، 2002). از اثرات تجمع بیش‌تر از حد مجاز مس در بافت‌های بدن می‌توان به ناراحتی‌های شدید مخاطی، صدمات مویرگی، صدمات کلیوی-کبدی، اختلال در سیستم اعصاب مرکزی، کم‌خونی، افزایش کلسترول بروز بیماری ویلسون و نیز گاهی مرگ اشاره کرد (سبحان اردکانی و همکاران، 1393الف؛ سبحان اردکانی و تیزهوش، 1395؛ باکیدر و یمن، 2008).

عرصه‌های عمومی به‌عنوان مهم‌ترین بخش از بافت‌های شهری که مردم بدان دسترسی فیزیکی و بصری دارند و بیش‌ترین تماس و تعامل بین انسان‌ها در این عرصه‌ها رخ می‌دهد، شناخته می‌شوند. در این بین بوستان‌ها و فضاهای سبز شهری علی‌رغم این‌که به‌عنوان بخشی از فضاهای عمومی و باز شهری و یکی از مهم‌ترین عرصه‌های کاربری زمین شهری با پوشش گیاهی انسان‌ساخت برای گذران اوقات فراغت و تفریح شهروندان، نقش مهمی در حفظ کیفیت محیط‌زیست شهری و سلامتی شهروندان ایفا کرده و دارای بازدهی اجتماعی - اقتصادی و بوم‌شناختی هستند، اما می‌توانند به‌عنوان یک منبع برای جذب آلاینده‌های تهدیدکننده سلامت انسان‌ها از جمله فلزات سنگین، محسوب شوند (پوراحمد و همکاران، 1388؛ مهرآرا و لاهیجانیان، 1393؛ صادقی و همکاران، 1395؛ وحدت و سجاذاده، 1395؛ محمدمرادی و همکاران، 1396). هرچند خاک بوستان‌های شهری برای کشت محصولات کشاورزی مورد استفاده قرار نمی‌گیرد، ولی از آن‌جا که شهروندان بخش اعظم اوقات فراغت خود را در بوستان‌ها و فضاهای سبز شهری سپری می‌کنند، محتوی فلزات سنگین در خاک این اماکن ناشی از احتراق سوخت‌های فسیلی توسط وسایل نقلیه، فعالیت‌های صنعتی، خوردگی

رنگ، فرسایش و استهلاک قطعات خودروها و نظایر آن برای سلامتی انسان‌ها و به‌ویژه کودکان زیان‌آور است (مهرآرا و همکاران، 1393؛ مولر و همکاران، 2005). در این خصوص، نرخ جذب فلزات سنگین در کودکان به‌دلیل جذب پوستی، استنشاق، بلع غبار، خاک یا ذرات معلق و همچنین استفاده بیش از حد از دست‌ها، بسیار بالاست و سلامت آن‌ها را به‌واسطه سیستم هضم فعال، اندازه کوچک بدن، سیستم عصبی در حال توسعه و سیستم ایمنی ضعیف با مخاطره مواجه می‌کند (سلگی و یاراحمدی، 1394؛ یزدی و بهزاد، 2009).

از جمله پژوهش‌هایی که در خصوص ارزیابی محتوی فلزات سنگین در خاک سطحی بوستان‌های شهری در ایران و سایر کشورها انجام یافته است، می‌توان به مطالعه‌ای که با هدف بررسی محتوی برخی فلزات سنگین در خاک سطحی بوستان‌های شهر برهوف در غرب اوکراین انجام یافت و طی آن مشخص شد که کمینه و بیشینه میانگین غلظت کل عناصر با $0/56 \pm 0/8$ میلی‌گرم در کیلوگرم و 17053 ± 3537 میلی‌گرم در کیلوگرم به‌ترتیب مربوط به عناصر کادمیم و آهن بود (وینس و همکاران، 2014) و همچنین پژوهشی که طی آن غلظت کل فلزات سنگین روی، سرب و مس در خاک سطحی بوستان‌های شهری بر حسب میلی‌گرم در کیلوگرم برای سویا اسپانیا به‌ترتیب برابر با 138، 150 و 73؛ برای تورین ایتالیا به‌ترتیب برابر با 242، 158 و 111 و برای گلاسکو اسکاتلند به‌ترتیب برابر با 364، 971 و 140 گزارش شد (هورثوز و همکاران، 2004). اشاره کرد.

از طرفی در پژوهشی دیگر میانگین غلظت کل عناصر روی، سرب و مس بر حسب میلی‌گرم در کیلوگرم در خاک سطحی بوستان‌های شهری پکن به‌ترتیب برابر با $31/2 \pm 87/6$ ، $44/2 \pm 66/2$ و $74/7 \pm 71/2$ گزارش شد (چن و همکاران، 2005). لی و همکاران (2006) غلظت کل عناصر روی، سرب، کادمیم و مس بر حسب میلی‌گرم در کیلوگرم در خاک بوستان‌های هنگ‌کنگ را به‌ترتیب در دامنه 136-25/3، 124-11/2، 58-0/2 و 20/2-1/99 گزارش کردند (لی و همکاران، 2006). از طرفی میانگین غلظت کل عناصر روی و مس بر حسب میلی‌گرم در کیلوگرم در خاک سطحی بوستان‌های شهری بلغراد به‌ترتیب 121/25 و 59/33 گزارش شد (کوزمانوسکی و همکاران، 2014). سلگی (2016) نیز غلظت کل فلزات سرب و کادمیم بر حسب میلی‌گرم در کیلوگرم در خاک سطحی بوستان‌های شهری اسدآباد در استان همدان را به‌ترتیب در دامنه 27/5-7/5 و 0/22-

رطوبت اضافی آن تیخیر شود. پس از کوبیدن نمونه‌ها در هاون چینی، به منظور یکنواخت شدن دانه‌بندی، ذرات خاک به ترتیب از الک 2 میلی‌متری و سپس 63 میکرومتر عبور داده شدند. برای هضم نمونه‌ها، به 3 گرم از هر نمونه خاک، 21 میلی‌لیتر اسید کلریدریک و 7 میلی‌لیتر اسید نیتریک اضافه شد. نمونه‌ها پس از 16 ساعت نگهداری در دمای اتاق، به مدت دو ساعت بر روی هیتر با ملایمت حرارت داده شدند. در نهایت نمونه‌ها با استفاده از کاغذ صافی واتمن 42 صاف و با 100 میلی‌لیتر آب دوبار تقطیر به حجم رسانده شدند (دوآشی و همکاران، 1392؛ کریشنا و گوپل، 2007). در نهایت پس از ساخت محلول مادر (استوک) و استاندارد نمک فلزات و کالیبره کردن دستگاه نشر اتمی Varian مدل ES-710، غلظت عناصر روی، سرب، کادمیم و مس در عصاره خاک به ترتیب در طول موج 206/2 نانومتر، 220/353 نانومتر، 226/502 نانومتر و 324/754 نانومتر در 3 تکرار خوانده شد. همچنین برای تضمین و کنترل کیفیت (Quality Assurance/Quality Control) از مرجع استاندارد خاک RTC، SQC-014 خریداری شده از شرکت Sigma-Aldrich استفاده شد. بر این اساس، مقادیر بازیابی بر حسب درصد برای روی (96-99)، برای سرب (94-102)، برای کادمیم (92-101) و برای مس (94-99) حاصل شد.

از طرفی هدایت الکتریکی (EC) نمونه‌ها در عصاره 1 به 5 توسط دستگاه هدایت‌سنج Jenway مدل 4520 و pH آن‌ها نیز در گل اشباع با استفاده از pH متر Jenway مدل 3520 قرائت شد (کلپرتسیس و همکاران، 2001).

محاسبه شاخص‌های زمین‌انباشتگی (Igeo)، آلودگی (CF) و بار آلودگی (PLI)

برای محاسبه شاخص‌های Igeo، CF و PLI به ترتیب از روابط 1 تا 3 استفاده شد (ترکیان و ویدی‌پل، 1961؛ گوهر و همکاران، 2014).

$$Igeo = \log_2 [Cn/1.5Bn] \quad (1)$$

$$CF = [C_{heavy\ metal}/C_{background}] \quad (2)$$

$$PLI = (CF_1 \times CF_2 \times CF_3 \times \dots \times CF_n)^{1/n} \quad (3)$$

در رابطه 1؛ C_n و B_n به ترتیب بیان‌گر غلظت قرائت شده فلز سنگین در نمونه خاک بر حسب میلی‌گرم در کیلوگرم و غلظت زمینه زمین-شیمیایی فلز سنگین در شیل برابر با 0.95، 20، 0/3 و 45 میلی‌گرم در کیلوگرم به ترتیب برای عناصر روی، سرب، کادمیم و مس با استناد به مقادیر ارایه شده در مطالعات مشابه (نوروزی و پورخباز، 2014؛ سبجان اردکانی و همکاران، 2016)

0/15 گزارش کرد (سلگی، 2016). این در حالی است که میانگین غلظت کل عنصر سرب در خاک سطحی بوستان‌های شهری خرم‌آباد $7/94 \pm 7/38$ میلی‌گرم در کیلوگرم گزارش شد (سلگی و کونانی، 2016).

از آنجا که در کلان‌شهر همدان به‌عنوان پایتخت تاریخ و تمدن ایران جاذبه‌های فراوانی برای جذب گردشگران وجود دارد، احداث بوستان‌های شهری برای گذران اوقات فراغت شهروندان و همچنین بهره‌برداری گردشگران از اولویت‌های متولیان مدیریت شهری همدان محسوب می‌شود. از این رو با توجه به احتمال آلودگی خاک بوستان‌های شهری به فلزات سنگین و احتمال انتقال آن به بدن از طریق بلع به‌ویژه توسط کودکان، این مطالعه با هدف بررسی محتوی فلزات سنگین روی، سرب، کادمیم و مس در خاک سطحی تعدادی بوستان‌های باباطاهر، ارم، مدنی، شهروند و پردیس همدان در سال 1396 انجام یافت.

مواد و روش‌ها

معرفی منطقه مورد مطالعه

کلان‌شهر همدان به‌عنوان مرکز شهرستان و استان همدان در منطقه غربی ایران در دامنه کوه الوند و در بلندای 1741 متری از سطح دریا در گستره‌ای به وسعت تقریبی 63 کیلومترمربع واقع شده است (فرزان و سبجان اردکانی، 1395). متوسط بارش سالانه استان 331 میلی‌متر و متوسط درجه حرارت سالیانه آن نیز 11/1 درجه سانتی-گراد ثبت شده است.

نمونه‌برداری، آماده‌سازی نمونه‌ها و قرائت غلظت عناصر

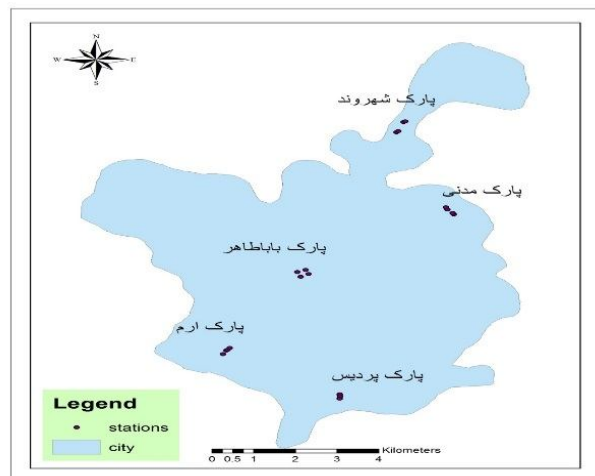
و مقادیر برخی پارامترهای شیمیایی

در این پژوهش توصیفی با درنظر گرفتن محدودیت‌های زمانی و اعتباری، پنج بوستان شهری پر مخاطب شامل باباطاهر (A)، ارم (B)، مدنی (C)، شهروند (D) و پردیس (E) به ترتیب واقع در نواحی مرکز، غرب، شرق، شمال و جنوب همدان به عنوان ایستگاه نمونه‌برداری انتخاب و موقعیت جغرافیایی هر یک از آن‌ها توسط GPS ثبت شد. برای نمونه‌برداری از خاک، از هر بوستان چهار نمونه خاک سطحی از عمق 0-25 سانتی‌متری توسط بیلچه باغبانی در سه تکرار برداشت شد (تعداد کل نمونه‌ها 60 عدد بود). تمام نمونه‌های خاک پس از برداشت، در کیسه‌های پلی‌اتیلنی ذخیره و برچسب‌گذاری شده و برای مطالعات بعدی به آزمایشگاه منتقل شدند. موقعیت استقرار ایستگاه‌های نمونه‌برداری در شکل 1 ارایه شده است.

نمونه‌های خاک بعد از انتقال به آزمایشگاه به مدت 72 ساعت در هوای آزاد قرار داده شدند تا

طبقه‌بندی مقادیر این شاخص در جدول 1 ارائه شده است.

هستند. عدد 1/5 نیز از حیث لحاظ کردن تغییرات لیتوسفری غلظت فلز سنگین در نظر گرفته شده است.



شکل 1- نقشه موقعیت استقرار ایستگاه‌های نمونه‌برداری

جدول 1- طبقات آلودگی بر اساس شاخص‌های زمین‌انباشتی، آلودگی و بار آلودگی

شاخص Igeo		شاخص CF		شاخص PLI	
رده	مقدار (ارزش)	طبقه توصیفی	مقدار (ارزش)	طبقه توصیفی	مقدار (ارزش)
0	< 0	غیرآلوده	$CF < 1$	مطلوب	0
1	0-1	غیرآلوده تا آلودگی متوسط	$1 \leq CF < 3$	تراز پایه آلودگی	< 1
2	1-2	آلودگی متوسط	$3 \leq CF < 6$	آلوده	> 1
3	2-3	آلودگی متوسط تا شدید	$CF > 6$		
4	3-4	آلودگی شدید			
5	4-5	آلودگی شدید تا خیلی شدید			
6	> 5	آلودگی خیلی شدید			

پردازش آماری داده‌ها

پردازش آماری داده‌ها توسط نسخه 19 نرم‌افزار SPSS در سطح معنی‌داری 5% انجام یافت. بدین صورت که از آزمون شاپیرو-ویلک (Shapiro-Wilk test) برای بررسی نرمال بودن توزیع داده‌ها، از آزمون‌های تحلیل واریانس یک‌طرفه (One-Way ANOVA) و تی تک‌نمونه‌ای (One Sample T-Test) نیز به ترتیب برای مقایسه میانگین غلظت فلزات سنگین خاک بین بوستان-های شهری مورد مطالعه و همچنین مقایسه میانگین غلظت کل فلزات سنگین خاک با رهنمود EPA بر حسب میلی‌گرم در کیلوگرم (برابر با 140، 200، 10 و 63 به ترتیب برای روی، سرب، کادمیم و مس) (دانتو، 2010) و رهنمود اتحادیه اروپا بر حسب میلی‌گرم در کیلوگرم (برابر با 300، 300، 3 و 140 به ترتیب برای روی، سرب، کادمیم و مس) (ملکی و همکاران، 2014) استفاده شد.

در رابطه 2؛ $C_{background}$ و $C_{heavy\ metal}$ به ترتیب نشان‌دهنده غلظت قرائت شده فلز سنگین در نمونه خاک و غلظت زمینه فلز سنگین در پوسته زمین هستند. طبقه‌بندی مقادیر این شاخص در جدول 1 ارائه شده است.

در رابطه 3؛ CF نشان‌دهنده شاخص آلودگی و n بیان‌گر تعداد فلزات مورد بررسی است. طبقه‌بندی مقادیر این شاخص در جدول 1 ارائه شده است.

آماده‌سازی نقشه توزیع مکانی عناصر

در این پژوهش برای تهیه نقشه توزیع مکانی فلزات سنگین در نمونه‌های خاک از روش وزن‌دهی معکوس فاصله (Inverse Distance Weighting) و نسخه 10.2.2 نرم‌افزار ArcGIS استفاده شد (سبحان اردکانی، 2018).

نتایج

همچنین برای بررسی همبستگی بین میانگین غلظت تجمع یافته عناصر در نمونه‌ها با یکدیگر و با پارامترهای شیمیایی خاک از آزمون ضریب همبستگی پیرسون (Pearson Correlation Coefficient) استفاده شد.

نتایج قرائت غلظت کل فلزات سنگین روی، سرب، کادمیم و مس در نمونه‌های خاک بوستان‌های مورد مطالعه و برخی از پارامترهای شیمیایی خاک و همچنین نتایج محاسبه شاخص‌های مورد ارزیابی به ترتیب در جداول 2 تا 4 ارایه شده است.

جدول 2- آمار توصیفی محتوی فلزات سنگین (میلی گرم در کیلوگرم) و برخی خصوصیات شیمیایی نمونه‌های خاک* به تفکیک ایستگاه

ایستگاه	روی	سرب	کادمیم	مس	pH	خصوصیات شیمیایی خاک	
						هدایت الکتریکی (میکروزیمنس در سانتی‌متر)	عنصر (انحراف معیار \pm میانگین غلظت)
A	8/49 \pm 1/69b**	3/17 \pm 0/64b	0/06 \pm 0/07a	2/84 \pm 0/56ab	8/43 \pm 0/09	365 \pm 40/90	
B	10/46 \pm 9/40b	1/98 \pm 0/31a	0/04 \pm 0/02a	2/46 \pm 0/33a	8/07 \pm 0/35	274 \pm 95/64	
C	4/96 \pm 0/98a	1/17 \pm 0/38a	0/03 \pm 0/01a	2/41 \pm 0/20a	8/20 \pm 0/42	347 \pm 243/23	
D	7/22 \pm 1/33b	3/46 \pm 1/37b	0/06 \pm 0/07a	3/48 \pm 1/33ab	8/15 \pm 0/28	465 \pm 255/04	
E	8/60 \pm 1/08b	1/90 \pm 0/53a	0/12 \pm 0/12a	4/29 \pm 1/44b	8/43 \pm 0/34	319 \pm 98/65	
کمینه	3/85	0/94	0/02	2/06	7/57	92	
بیشینه	24/55	4/46	0/30	6/39	8/88	807	
میانگین غلظت	7/95	2/34	0/06	3/10	8/26	354	
انحراف معیار	4/30	1/10	0/07	1/10	0/32	164/50	

* اعداد مربوط به میانگین غلظت 3 تکرار است.

** حروف غیر مشترک (a و b) در هر ستون بیانگر تفاوت معنی‌دار آماری میانگین غلظت فلزات سنگین در نمونه‌های خاک بر اساس نتایج آزمون تحلیل واریانس یک طرفه (آزمون چند دامنه‌ای دانکن) است.

جدول 3- نتایج محاسبه شاخص‌های زمین‌انباشتی و آلودگی

ایستگاه	شاخص Igeo							
	روی		سرب		کادمیم		مس	
	مقدار	طبقه	مقدار	طبقه	مقدار	طبقه	مقدار	طبقه
	توصیفی	توصیفی	توصیفی	توصیفی	توصیفی	توصیفی	توصیفی	توصیفی
A	-4/06	غیر آلوده	-3/18	غیر آلوده	-2/94	غیر آلوده	-4/64	غیر آلوده
B	-3/84	غیر آلوده	-3/84	غیر آلوده	-3/47	غیر آلوده	-4/79	غیر آلوده
C	-5/06	غیر آلوده	-4/64	غیر آلوده	-3/84	غیر آلوده	-4/79	غیر آلوده
D	-4/32	غیر آلوده	-3/18	غیر آلوده	-2/94	غیر آلوده	-4/32	غیر آلوده
E	-4/06	غیر آلوده	-4/06	غیر آلوده	-1/89	غیر آلوده	-4/06	غیر آلوده

ایستگاه	شاخص CF							
	روی		سرب		کادمیم		آلودگی کم	
	مقدار	توصیفی	مقدار	توصیفی	مقدار	توصیفی	مقدار	توصیفی
A	0/09	آلودگی کم	0/16	آلودگی کم	0/20	آلودگی کم	0/06	آلودگی کم
B	0/11	آلودگی کم	0/10	آلودگی کم	0/13	آلودگی کم	0/05	آلودگی کم
C	0/05	آلودگی کم	0/06	آلودگی کم	0/10	آلودگی کم	0/05	آلودگی کم
D	0/08	آلودگی کم	0/17	آلودگی کم	0/20	آلودگی کم	0/08	آلودگی کم
E	0/09	آلودگی کم	0/09	آلودگی کم	0/40	آلودگی کم	0/09	آلودگی کم

جدول 4- نتایج محاسبه شاخص بار آلودگی

ایستگاه	مقدار	طبقه توصیفی
A	0/11	تراز پایه آلودگی
B	0/09	تراز پایه آلودگی
C	0/06	تراز پایه آلودگی
D	0/12	تراز پایه آلودگی
E	0/13	تراز پایه آلودگی

عنصر روی در نمونه‌های خاک اختلاف معنی‌دار آماری با هم نداشتند ($p > 0/05$). از نظر میانگین غلظت عنصر سرب در نمونه‌های خاک نیز ایستگاه‌های A، B، C و E و ایستگاه‌های A و D اختلاف معنی‌دار آماری با هم نداشتند ($p > 0/05$). از طرفی از نظر میانگین غلظت عنصر کادمیم در نمونه‌های خاک نیز بین هیچ‌کدام از ایستگاه‌ها اختلاف معنی‌دار آماری وجود نداشت ($p > 0/05$). این در حالی بود که ایستگاه‌های A، B، C و D، ایستگاه‌های A و E و همچنین D و E از حیث میانگین غلظت عنصر مس در نمونه‌های خاک اختلاف معنی‌دار آماری با هم نداشتند ($p > 0/05$).

نتایج آزمون همبستگی پیرسون نشان داد که بین میانگین غلظت فلزات سنگین مورد مطالعه با یکدیگر و همچنین بین میانگین مقادیر پارامترهای شیمیایی خاک با میانگین غلظت فلزات سنگین در نمونه‌ها همبستگی معنی‌دار آماری وجود نداشت.

نتایج مربوط به مطالعه توزیع مکانی فلزات سنگین روی، سرب، کادمیم و مس در خاک بوستان‌های شهری همدان به ترتیب در شکل‌های 2 تا 5 ارایه شده است.

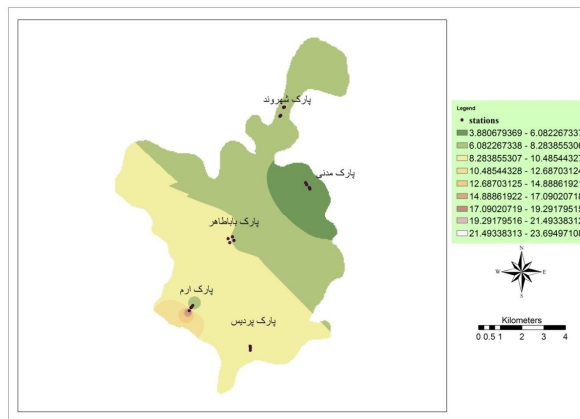
نتایج قرائت غلظت فلزات سنگین در نمونه‌های خاک (جدول 2) بیان‌گر آن بود که روند نزولی میانگین غلظت فلزات سنگین در نمونه‌ها به شرح روی $< \text{مس} < \text{سرب} < \text{کادمیم}$ است.

نتایج محاسبه شاخص‌های Igeo، CF و PLI بیان‌گر کیفیت قابل قبول خاک بوستان‌های شهری مورد مطالعه بود. بدین صورت که با استناد به نتایج حاصل، نمونه‌های خاک مورد ارزیابی در طبقات غیر آلوده و یا با آلودگی کم بودند.

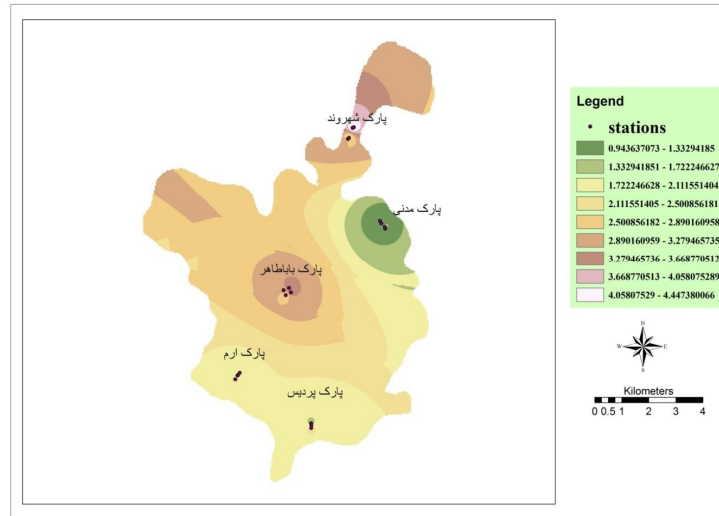
نتایج آزمون شاپیرو-ویلک بیان‌گر آن بود که داده‌های مربوط به غلظت کل فلزات سنگین و همچنین پارامترهای شیمیایی در نمونه‌های خاک از توزیع نرمال برخوردار هستند.

نتایج آزمون تی تک‌نمونه‌ای به منظور مقایسه میانگین غلظت عناصر در نمونه‌های خاک با بیشینه حد مجاز بیان‌گر اختلاف معنی‌دار آماری میانگین غلظت همه فلزات سنگین از حد مجاز بود ($P < 0/05$). به طوری که میانگین غلظت عناصر روی، سرب، کادمیم و مس در نمونه‌های خاک از رهنمود EPA و اتحادیه اروپا کم‌تر بود.

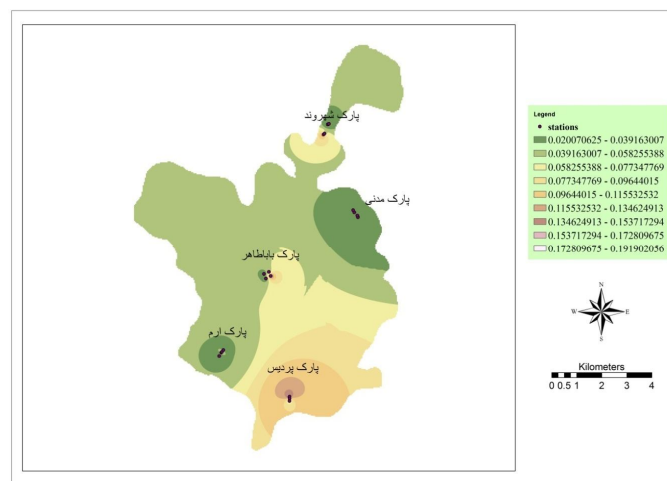
نتایج آزمون تحلیل واریانس یک‌طرفه بیان‌گر آن بود که ایستگاه‌های A، B، D و E از حیث میانگین غلظت



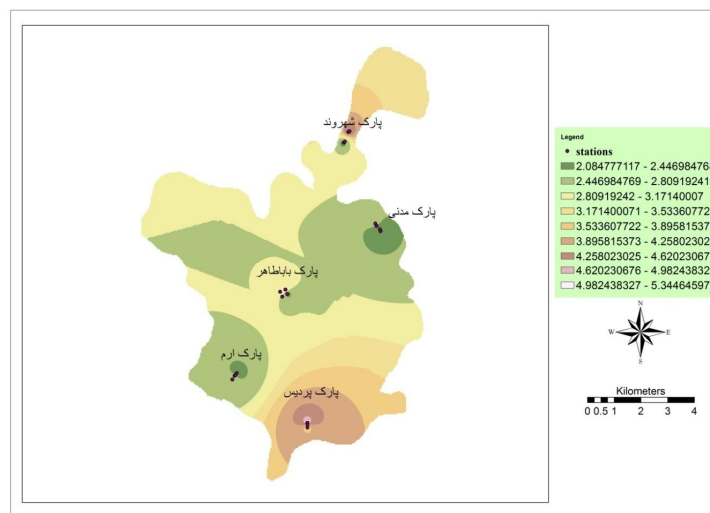
شکل 2- نقشه پهنه‌بندی آلودگی خاک به روی



شکل 3- نقشه پهنه‌بندی آلودگی خاک به سرب



شکل 4- نقشه پهنه‌بندی آلودگی خاک به کادمیم



شکل 5- نقشه پهنه‌بندی آلودگی خاک به مس

بوستان‌ها را نیز می‌توان با شیب زیاد خیابان‌های مجاور بوستان و به تبع آن استهلاک بیش‌تر قطعات خودرو به‌ویژه لاستیک، لنت ترمز و قطعات حاوی رنگ مرتبط دانست. البته در این راستا نباید از نقش ساختار زمین‌شناختی همدان یعنی سنگ‌های اسلیتی و شیل واجد عناصر روی، سرب، کادمیم و مس (فرزان و سبحان اردکانی، 1395) که فرسایش آن‌ها نقش بسزایی در تجمع فلزات سنگین خاک دارد، غافل شد. از دیگر سو، اختصاص بیشینه میانگین غلظت عناصر مس و به‌ویژه روی به ترتیب به نمونه‌های خاک بوستان‌های پردیس و ارم را به‌جز ساختار زمین‌شناختی منطقه، احتمالاً بتوان با کاربرد کودهای آلی و کودهای شیمیایی حاوی ریزمغذی‌ها، کاربرد سموم و قارچ‌کش‌های شیمیایی و همچنین استهلاک لنت ترمز وسایل نقلیه و فرسایش تایلر خودروها (باتجارگال و همکاران، 2010؛ چن و همکاران، 2010؛ صیادی، 2011) در این بوستان‌ها مرتبط دانست.

بررسی آلودگی خاک فضای سبز شهری اوکلند، نیوزلند بیان‌گر آن بود که میانگین غلظت عناصر روی، سرب، کادمیم و مس (میلی‌گرم در کیلوگرم) در نمونه‌های مربوط به عمق 0-10 سانتی‌متری به ترتیب برابر با 58، 36، 0/18 و 20 و در نمونه‌های مربوط به عمق 10-30 سانتی‌متری نیز به ترتیب برابر با 55، 49، 0/16 و 21 و در همه نمونه‌ها کم‌تر از رهنمود EPA بود (کوران-کورنان و همکاران، 2015). در پژوهشی دیگر، میانگین غلظت عناصر روی، سرب و مس (میلی‌گرم در کیلوگرم) در نمونه‌های خاک سطحی بوستان‌های شهری گوانگژو، چین به ترتیب برابر با $56/5 \pm 105/9$ ، $18/1 \pm 49/0$ و $5/4 \pm 13/7$ گزارش شد (دانگ-شنگ و پئارت، 2006). نتایج مربوط به برخی از پژوهش‌های مشابه در مقایسه با یافته‌های پژوهش حاضر در جدول 5 ارایه شده است.

بر اساس نتایج محاسبه شاخص‌های Igeo، CF، PLI و نمونه‌های خاک مورد ارزیابی از نظر کیفی غیر آلوده و یا با آلودگی کم بودند، که این موضوع با نتایج آزمون آماری تی تک‌نمونه‌ای مطابقت دارد. در این خصوص، سلگی (2016) با بررسی آلودگی خاک سطحی بوستان‌های شهر اسداباد همدان به فلزات سنگین نتیجه گرفت که بر اساس مقادیر شاخص Igeo کیفیت خاک مورد مطالعه از حیث عنصر سرب در طبقه کیفی غیرآلوده تا آلودگی متوسط و از حیث عنصر کادمیم در طبقه کیفی غیرآلوده قرار داشت. از طرفی سلگی و کونانی (2016) با استناد به نتایج محاسبه شاخص CF گزارش کردند که آلودگی خاک سطحی بوستان‌های شهری خرم‌آباد به عنصر سرب در طبقه کیفی کم تا متوسط قرار داشت.

نتایج مطالعه توزیع مکانی فلزات سنگین در نمونه‌های خاک بوستان‌های شهری همدان نشان داد که میانگین غلظت عنصر روی در بوستان‌های واقع در محدوده شمالی شهر با 6/09 میلی‌گرم در کیلوگرم کم‌تر از بوستان‌های واقع در محدوده جنوبی شهر با 9/53 میلی‌گرم در کیلوگرم بود (شکل 2). غلظت عناصر کادمیم و مس نیز از این روند تبعیت کرده است. به طوری‌که میانگین غلظت عنصر کادمیم در بوستان‌های واقع در محدوده شمالی شهر با 0/05 میلی‌گرم در کیلوگرم کم‌تر از بوستان‌های واقع در محدوده جنوبی شهر با 0/08 میلی‌گرم در کیلوگرم بود (شکل 4). همچنین میانگین غلظت عنصر مس نیز در بوستان‌های واقع در محدوده شمالی شهر با 2/95 میلی‌گرم در کیلوگرم کم‌تر از بوستان‌های واقع در محدوده جنوبی شهر با 3/38 میلی‌گرم در کیلوگرم بود (شکل 5). این در حالی است که میانگین غلظت عنصر سرب در بوستان‌های واقع در محدوده شمالی شهر با 2/32 میلی‌گرم در کیلوگرم بیش‌تر از بوستان‌های واقع در محدوده جنوبی شهر با 1/94 میلی‌گرم در کیلوگرم بود (شکل 3).

بحث

نتایج تعیین غلظت کل فلزات سنگین در نمونه‌های خاک سطحی بوستان‌های شهری همدان به‌روش طیف‌سنجی نشری پلاسمای جفت‌شده القایی نشان داد که میانگین غلظت عناصر روی، سرب، کادمیم و مس بر حسب میلی‌گرم در کیلوگرم به ترتیب برابر با $4/30 \pm 7/95$ ، $1/10 \pm 2/34$ ، $0/07 \pm 0/06$ و $3/10 \pm 1/10$ و برای همه عناصر کم‌تر از رهنمود EPA و اتحادیه اروپا بود. از طرفی بیشینه میانگین غلظت فلزات برای عنصر روی با $10/46 \pm 9/40$ میلی‌گرم در کیلوگرم مربوط به بوستان ارم، برای عنصر سرب با $3/46 \pm 1/37$ میلی‌گرم در کیلوگرم مربوط به بوستان شهروند و برای کادمیم و مس نیز به ترتیب با $0/12 \pm 0/12$ میلی‌گرم در کیلوگرم و $4/29 \pm 1/44$ میلی‌گرم در کیلوگرم مربوط به بوستان پردیس بود. در این رابطه بیشینه میانگین غلظت سرب و همچنین مقادیر قابل توجه کادمیم ($0/07 \pm 0/06$) در نمونه‌های خاک بوستان شهروند را می‌توان با حجم بالای ترافیک جاده مواصلاتی مجاور آن که محل تردد روزانه تعداد قابل توجه وسایل نقلیه سنگین و سبک است و به تبع آن نرخ بالای احتراق سوخت‌های فسیلی و استهلاک لنت ترمز این وسایل و انتشار کادمیم ناشی از آن (فرزان و سبحان اردکانی، 1395؛ مک کنزی و همکاران، 2009) مرتبط دانست. از طرفی بیشینه میانگین غلظت کادمیم در نمونه‌های خاک بوستان پردیس در مقایسه با سایر

بیشینه میانگین غلظت عناصر سرب و کادمیم به ترتیب مربوط به نمونه‌های رواناب سطحی برداشت شده از ایستگاه‌های واقع در شمال و جنوب شهر همدان بود (فرزان و سبحان اردکانی، 1395).

pH از جمله مهم‌ترین ویژگی‌های شیمیایی خاک است، که بر ظرفیت تبادل کاتیونی خاک، دسترس‌پذیری مواد مغذی، فعالیت میکروبی و ساختار فیزیکی خاک تأثیرگذار است. در این راستا، تغییر در مقادیر pH خاک می‌تواند از طریق کنترل انتقال فلزات بین فازهای مختلف خاک، بر تحرک عناصر تأثیرگذار باشد (سلگی و یاراحمدی، 1394). نتایج مطالعه خصوصیات شیمیایی خاک (جدول 2) بیان‌گر آن بود که pH قلیایی نمونه‌های خاک با افزایش رسوب عناصر فلزی به صورت هیدروکسیدها، کربنات‌های نامحلول و کمپلکس‌های آلی، می‌تواند منجر به کاهش قابلیت دسترسی فلزات سنگین موجود در خاک برای گیاهان شود (واقعی و همکاران، 1382؛ لقامینی و همکاران، 1390)

همچنین میرزایی و همکاران (2015) نیز با ارزیابی آلودگی خاک سطحی فضای سبز شهری سمنان به فلزات سنگین و بر اساس مقادیر محاسبه شده شاخص زمین انباشتگی گزارش کردند که نمونه‌های خاک از حیث فلزات روی، کادمیم و مس در طبقه کیفی غیرآلوده و از حیث فلز سرب در طبقه کیفی غیرآلوده تا آلودگی متوسط قرار گرفتند.

نتایج مطالعه توزیع مکانی فلزات سنگین در نمونه‌های خاک بوستان‌های شهری همدان نشان داد که میانگین غلظت عناصر روی، کادمیم و مس در بوستان‌های واقع در محدوده شمالی شهر کم‌تر از بوستان‌های واقع در محدوده جنوبی شهر بود (شکل‌های 2، 4 و 5). در حالی که میانگین غلظت عنصر سرب در بوستان‌های واقع در محدوده شمالی شهر بیش‌تر از بوستان‌های واقع در محدوده جنوبی شهر بود (شکل 3). در این خصوص، فرزان و سبحان اردکانی (1395) با مطالعه آلودگی رواناب سطحی حاصل از بارندگی به فلزات سنگین در شهر همدان به نتایجی مشابه دست یافتند. بدین صورت که

جدول 5- مقایسه غلظت فلزات سنگین در خاک سطحی بوستان‌های شهری نقاط مختلف دنیا

منبع	عنصر (میلی‌گرم در کیلوگرم)				محل مطالعه
	مس	کادمیم	سرب	روی	
(میرزایی و همکاران، 2015)	24/90	0/10	22/10	82/1	ایران (سمنان)
(لیول و چن، 2016)	28/50	-	29/30	77/5	چین (پکن)
(لو و همکاران، 2012)	26/0	0/3	36/0	100/0	چین (ژیامن)
(سوارز دی مورا و همکاران، 2010)	5/4	-	7/7	29/8	برزیل (ترسینا)
(شی و همکاران، 2007)	44/57	0/40	55/06	198/54	چین (شانگهای)
(مادرید و همکاران، 2002)	72/7	-	150/0	138/0	اسپانیا (سویا)
پژوهش حاضر	3/10	0/06	2/34	7/95	ایران (همدان)

نتیجه‌گیری

تخلیه ترکیبات آلاینده به محیط‌زیست به‌ویژه از منابع انسان‌ساخت همچون احتراق سوخت‌های فسیلی و فعالیت‌های صنعتی و کشاورزی، اهمیت پایش خاک سطحی فضای سبز و بوستان‌های شهری از نظر مقادیر باقی‌مانده آلاینده‌ها و تا حد امکان پرهیز از احداث این اماکن در حاشیه جاده‌ها و نواحی پرتراфик را نمایان می‌نماید. همچنین، با توجه به محدودیت‌های این پژوهش از نظر زمان اجرا و اعتبار مورد نیاز، بررسی آلودگی خاک بوستان‌های شهری همدان به سایر عناصر سمی از جمله آرسنیک، کروم، جیوه، نیکل و وانادیوم و باقی‌مانده هیدروکربن‌های آروماتیک چند حلقه‌ای (PAH) و ترکیبات پلی کلره بی‌فنیل (PCBs) نیز در مطالعات آتی پیشنهاد می‌شود.

نتایج محاسبه شاخص‌های Igeo، CF و PLI و از طرفی نتایج مقایسه میانگین غلظت فلزات (برابر با $4/30 \pm 7/95$ ، $1/10 \pm 2/34$ ، $0/07 \pm 0/06$ و $1/10 \pm 1/10$) 3/10 میلی‌گرم در کیلوگرم به‌ترتیب برای روی، سرب، کادمیم و مس) در نمونه‌های خاک سطحی بوستان‌های شهری همدان با رهنمود آژانس حفاظت محیط‌زیست آمریکا و اتحادیه اروپا بیان‌گر کیفیت قابل قبول خاک و به‌تبع آن عدم بروز مخاطره برای سلامت شهروندان مراجعه‌کننده به بوستان‌ها بود. در این خصوص، علی‌رغم آن‌که نوع پوشش گیاهی مورد استفاده در بوستان‌ها ممکن است خود از قابلیت انباشتگی زیستی، تثبیت و استخراج فلزات سنگین برخوردار باشند، ولی افزایش روزافزون

فهرست منابع:

1. پوراحمد، ا. م. اکبرپور سراسکانرود و س. ستوده. 1388. مدیریت فضای سبز شهری منطقه 9 شهری تهران. پژوهش‌های جغرافیای انسانی، دوره 41، شماره 69، 29-50.
2. دواشی، ل. ح. ر. عظیم‌زاده، ش. دادفرنیا و س. ر. دانیالی. 1392. بررسی آلودگی سرب خاک ناشی از تردد وسایل نقلیه در محدوده پناهگاه حیات وحش قمیشلو. محیط‌شناسی، دوره 39، شماره 3، 49-57.
3. رحمانی، ح. م. کلباسی و ش. حاج رسولیها. 1374. آلودگی گیاه بوسیده سرب حاصل از وسائط نقلیه در محدوده برخی بزرگراه‌های ایران. محیط‌شناسی، شماره 26، 78-83.
4. روان‌خواه، ن. ر. ا. میرزایی و س. معصوم. 1395. ارزیابی خطر فلزات سنگین بر سلامت انسان در خاک سطحی. مجله علمی دانشگاه علوم پزشکی مازندران، دوره 26، شماره 136، 109-120.
5. سبحان اردکانی، س. م. جمالی و م. معانی جو. 1393 الف. بررسی غلظت آرسنیک، روی، کروم و منگنز در منابع آب زیر-زمینی دشت رزن و تهیه نقشه پهنه‌بندی عناصر با استفاده از سیستم اطلاعات جغرافیایی. علوم و تکنولوژی محیط‌زیست، دوره 16، شماره 2، 25-38.
6. سبحان اردکانی، س. م. ش. رزبان و م. معانی جو. 1393 ب. ارزیابی غلظت برخی از فلزات سنگین در منابع آب زیر-زمینی دشت قهاوند همدان (1391). مجله دانشگاه علوم پزشکی کرمانشاه، دوره 18، شماره 6، 339-348.
7. سبحان اردکانی، س. م. معانی جو و ه. اسدی. 1393 ج. بررسی غلظت سرب، کادمیوم، مس و منیزیم در منابع آب زیرزمینی دشت رزن. دانشگاه علوم پزشکی و خدمات بهداشتی درمانی همدان، دوره 21، شماره 4، 319-329.
8. سبحان اردکانی، س. م. تیزهوش. 1395. بررسی عناصر روی، سرب، کادمیوم و مس در شیر خام تولیدی گاوداری‌های صنعتی خرم‌آباد. بهداشت مواد غذایی، دوره 6، شماره 2، 43-50.
9. سلگی، ع. و ف. یاراحمدی. 1394. ارزیابی خطر آفرینی اکولوژیک کادمیوم و سرب در خاک بوستان‌های شهری و جنگلی شهر اسدآباد. مجله دانشکده بهداشت و انستیتو تحقیقات بهداشتی، دوره 13، شماره 2، 79-94.
10. سنجر، ف. م. جواهری بابل و ا. عسکری ساری. 1388. اندازه‌گیری و مقایسه فلزات سنگین (سرب و کادمیوم) در عضله و پوست ماهی زمین‌کن دم‌نوراری (*Platycephalus indicus*) منطقه صیادی بندر ماهشهر. زیست‌شناسی دریا، سال 1، شماره 4، 35-46.
11. صادقی، ن. س. سبحان اردکانی و ک. ذاکر حقیقی. 1395. ارزیابی عوامل موثر بر تامین امنیت شهری به منظور افزایش حضور بانوان در فضاهای عمومی شهری (مطالعه موردی: پارک ساعی تهران). هویت شهر، دوره 10، شماره 3، 65-74.
12. فرزانه، م. و س. سبحان اردکانی. 1395. بررسی آلودگی رواناب سطحی حاصل از بارندگی در نقاط پر ترافیک شهر همدان به عناصر آهن، سرب و کادمیوم در سال 1392. تحقیقات نظام سلامت، دوره 12، شماره 2، 208-213.
13. کرمی، م. م. افیونی، ی. رضایی نژاد و ا. ح. خوشگفتارمنش. 1387. آثار تجمعی و باقیمانده لجن فاضلاب شهری بر غلظت روی و مس در خاک و گیاه گندم. علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی، دوره 12، شماره 46، 639-653.
14. کیان‌پور، س. و س. سبحان اردکانی. 1396. بررسی محتوی عناصر روی، سرب، کادمیوم و مس در محصول گندم و نان مصرفی برخی از مزارع و نانوایی‌های شهر همدان. بهداشت مواد غذایی، دوره 7، شماره 4، 83-93.
15. لقا امینی، ف. ن. میرغفاری. و ب. عشقی ملایری. 1390. بررسی غلظت نیکل در خاک و تعدادی از گونه‌های گیاهی طبیعی اطراف معدن سرب و روی آهنگران در استان همدان. علوم و تکنولوژی محیط‌زیست، دوره 13، شماره 2، 11-20.

16. محمدمرادی، ب.، س. سبحان اردکانی. و م. چراغی. 1396. ارزیابی شاخص مخاطره بوم‌شناختی فلزات سنگین در خاک سطحی بوستان‌های شهری تهران. سلامت و محیط‌زیست، دوره 10، شماره 4، 429-441.
17. مهرآرا، م. و ا. لاهیجانیان. 1393. بررسی وضعیت پارک‌های شهری در جهت حفظ محیط‌زیست و ارائه راهکارهای مدیریتی مناسب (مطالعه موردی: پارک‌های منطقه 7 شهر تهران). انسان و محیط‌زیست، دوره 12، شماره 2، 55-67.
18. واثقی، س.، م. افیونی، ح. شریعتمداری و م. مبلی. 1382. اثر لجن فاضلاب و pH خاک بر قابلیت جذب عناصر کم مصرف و فلزات سنگین. علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی (علوم آب و خاک)، دوره 7، شماره 3، 95-106.
19. وحدت، س. و ح. سجاذاده. 1395. بررسی و ارزیابی نقش هنر شهری در افزایش میزان حضورپذیری فضاهای عمومی با تأکید بر گرافیک شهری (نمونه موردی: پارک مردم همدان). پژوهش هنر، دوره 6، شماره 11، 25-38.
20. Adriano, D.C. 2001. Trace Elements in Terrestrial Environments; Biogeochemistry, Bioavailability and Risks of Metals. Springer-Verlag, New York, eBook ISBN: 978-0-387-21510-5, pp. 867.
21. Bakirdere, S., and M., Yaman. 2008. Determination of lead, cadmium and copper in roadside soil and plants in Elazig, Turkey. Environmental Monitoring and Assessment. 136(1-3):401-410.
22. Batjargal, T., E., Otgonjargal, K., Baek, J-S., Yang. 2010. Assessment of metals contamination of soils in Ulaanbaatar, Mongolia. Journal of Hazardous Materials. 184(1-3): 872-876.
23. Chen, T.B., Y.M., Zheng, M., Lei, Z.C., Huang, H.T., Wu, H., Chen, et al. 2005. Assessment of heavy metals pollution in surface soils of urban parks in Beijing China. Chemosphere. 60:542-551.
24. Chen, X., X., Xia, Y., Zhao, and P., Zhang. 2010. Heavy metal concentrations in roadside soils and correlation with urban traffic in Beijing, China. Journal of Hazardous Materials. 181(1-3): 640-646.
25. Curran-Cournane, F., G., Lear, L., Schwendenmann, and J., Khin. 2015. Heavy metal soil pollution is influenced by the location of green spaces within urban settings. Soil Research. 53: 306-315.
26. Dantu, S. 2010. Geochemical patterns in soils in and around Siddipet, Medak District, Andhra Pradesh, India. Environmental Monitoring and Assessment. 170(1-4):681-701.
27. Goher, M.E., H.I., Farhat, M.H., Abdo, and S.G., Salem. 2014. Metal pollution assessment in the surface sediment of Lake Nasser. Egypt Egyptian Journal of Aquatic Research. 40: 213-224.
28. Dong-sheng G., and M.R., Peart. 2006. Heavy metal concentrations in plants and soils at roadside locations and parks of urban Guangzhou. Journal of Environmental Sciences. 18(3): 495-502.
29. Ghosh, A.K., M.A., Bhatt, and H.P., Agrawal. 2012. Effect of longterm application of treated sewage water on heavy metal accumulation in vegetables grown in Northern India. Environmental Monitoring and Assessment. 184(2): 1025-1036.
30. Hursthouse, A., D., Tognarelli, P., Tucker, F.A., Marsan, C., Martini, L., Madrid, et al. 2004. Metal content of surface soils in parks and allotments from three European cities: initial pilot study results. Land Contamination & Reclamation. 12(3):189-196.
31. Kabata-Pendias, A. 2010. Trace Elements in Soils and Plants. Fourth Edition, CRC Press, Boca Raton, FL. Book ISBN: 9781420093681, pp. 548.
32. Kelepertsis, A., D., Alexakis, and I., Kita. 2001. Environmental geochemistry of soils and waters of Susaki Area, Korinthos, Greece. Environmental Geochemistry and Health. 23(2):117-135.

33. Krishna, A.K., and P.K., Govil. 2007. Soil contamination due to heavy metals from an industrial area of Surat, Gujarat, Western India. *Environmental Monitoring and Assessment*. 124(1-3):263-275.
34. Kuzmanoski, M.M., M.N., Todorović, M.P., Aničić Urošević, and S.F., Rajšić. 2014. Heavy metal content of soil in urban parks of Belgrade. *Hemijaska Industrija*. 68(5):643-651.
35. Lasat, M.M. 2002. Phytoextraction of toxic metals: A review of biological mechanisms. *Journal of Environmental Quality*. 31(1): 109-120.
36. Lee, C.S.L., X., Li, W., Shi, and S.C.N., Cheung. 2006. Thornton I. Metal contamination in urban, suburban, and country park soils of Hong Kong: A study based on GIS and multivariate statistics. *Science of the Total Environment*. 356(1-3):45-61.
37. Luo, X.S., J., Ding, B., Xu, Y.J., Wang, H.B., Li, and S., Yu. 2012. Incorporating bioaccessibility into human health risk assessments of heavy metals in urban park soils. *Science of the Total Environment*. 424: 88-96.
38. Lyu1, S., and W., Chen. 2016. Soil quality assessment of urban green space under long-term reclaimed water irrigation. *Environmental Science and Pollution Research*. 23(5): 4639-4649.
39. Madrid, L., E., Diaz-Barrientos, and F., Madrid. 2002. Distribution of heavy metal contents of urban soils in parks of Seville. *Chemosphere*. 49: 1301-1308.
40. Maleki, A., H., Amini, S., Nazmara, S., Zandi, and A.H., Mahvi. 2014. Spatial distribution of heavy metals in soil, water, and vegetables of farms in Sanandaj, Kurdistan, Iran. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*. 12:136.
41. McKenzie, E.R., J.E., Money, P.G., Green, and T.M., Young. 2009. Metals associated with stormwater-relevant brake and tire samples. *Science of the Total Environment*. 407:5855-5860.
42. Micó, C., L., Recatalá, M., Peris, and J., Sánchez. 2006. Assessing heavy metal sources in agricultural soils of an European Mediterranean area by multivariate analysis. *Chemosphere*. 65(5): 863-872.
43. Mirzaei, R., S., Teymourzade, M., Sakizadeh, and H., Ghorbani. 2015. Comparative study of heavy metals concentration in topsoil of urban green space and agricultural land uses. *Environmental Monitoring and Assessment*. 187: 741.
44. Mohammadi Roozbahani, M., S., Sobhanardakani, H., Karimi, and R., Sorooshnia. 2015. Natural and anthropogenic source of heavy metals pollution in the soil samples of an industrial complex; a case study. *Iranian Journal of Toxicology*. 29:1336-1341.
45. Möller, A., H.W., Müller, A., Abdullah, G., Abdelgawad, and J., Utermann. 2005. Urban soil pollution in Damascus, Syria: concentrations and patterns of heavy metals in the soils of the Damascus Ghouta, *Geoderma*. 124(1-2): 63-71.
46. Muhammad, S., M., Tahir Shah, and S., Khan. 2011. Health risk assessment of heavy metals and their source apportionment in drinking water of Kohistan region, northern Pakistan. *Microchemical Journal*. 98(2):334-343.
47. Nowrouzi, M, and A., Pourkhabbaz. 2014. Application of geoaccumulation index and enrichment factor for assessing metal contamination in the sediments of Hara Biosphere Reserve, Iran. *Chemical Speciation and Bioavailability*. 26(2):99-105.
48. Özcan, M.M., and F.Y., AL Juhaimi. 2012. Determination of heavy metals in bee honey with connected and not connected metal wires using inductively coupled plasma atomic emission spectrometry (ICP–AES). *Environmental Monitoring and Assessment*. 184:2373-5.
49. Sayadi, M.H., and M.R.G., Sayyed. 2011. Comparative assessment of baseline concentration of the heavy metals in the soils of Tehran (Iran) with the comparable reference data. *Environmental Earth Sciences*. 63(6): 1179-1188.

50. Shi, G.T., Z.L., Chen, S.Y., Xu, L., Wang, J., Zhang, H.W., Li, et al. 2007. Characteristics of heavy metal pollution in soil and dust of urban parks in Shanghai. *Chinese Journal of Environmental Science*. 28(2): 238-242.
51. Soares de Moura, M.C.S., G.C., Moita, and J.M., Moita Neto. 2010. Analysis and assessment of heavy metals in urban surface soils of Teresina, Piauí State, Brazil: a study based on multivariate analysis. *Comunicata Scientiae*. 1(2): 120-127.
52. Sobhanardakani, S. 2016. Health risk assessment of As and Zn in canola and soybean oils consumed in Kermanshah, Iran. *Journal of Advances in Environmental Health Research*. 4(2):62-67.
53. Sobhanardakani, S. 2018. Assessment of Pb and Ni contamination in the topsoil of ring roads' green spaces in the city of Hamedan. *Pollution*. 4(1): 43-51.
54. Sobhanardakani, S., and M., Ghoochian. 2016. Analysis of heavy metals in surface sediments from Agh Gel Wetland, Iran. *Iranian Journal of Toxicology*. 34:41-46.
55. Sobhanardakani, S., M., Ghoochian, and L., Taghavi. 2016. Assessment of heavy metal contamination in surface sediment of the Darreh-Morad Beyg River. *Iranian Journal of Health Sciences*, 4(3):22-34.
56. Sobhanardakani, S., and S.M., Jafari. 2014. Assessment of heavy metals (Cu, Pb and Zn) in different tissues of common carp (*Cyprinus carpio*) caught from Shirinsu Wetland, Western Iran. *Journal of Chemical Health Risks*. 4(2):47-54.
57. Sobhanardakani, S., and K., Jamshidi. 2015. Assessment of metals (Co, Ni and Zn) content in the sediments of Mighan Wetland using geo-accumulation index. *Iranian Journal of Toxicology*. 30: 1386-1390.
58. Solgi, E. 2016. Contamination of two heavy metals in topsoils of the urban parks Asadabad, Iran 2013. *Archives of Hygiene Sciences*. 5(2):92-101.
59. Solgi, E., and R., Konani. 2016. Assessment of lead contamination in soils of urban parks of Khorramabad, Iran. *Health Scope*. 5(4):e36056.
60. Turekian, K.K., and K.H., Wedepohl. 1961. Distribution of the elements in some major units of the earth's crust. *Geological Society of America Bulletin*. 72:175-192.
61. Vince, T., G., Szabó, Z., Csoma, G. Sándor, and S., Szabó. 2014. The spatial distribution pattern of heavy metal concentrations in urban soils - a study of anthropogenic effects in Berehove, Ukraine. *Central European Journal of Geosciences*. 6(3):330-343.
62. Yang, X.E., X.X., Long, W.Z., Ni, Z.Q., Ye, Z.L., He, P.J., Stoffella, et al. 2002. Assessing copper thresholds for phytotoxicity and potential dietary toxicity in selected vegetable crops. *Journal of Environmental Science and Health, Part B*. 37(6):625-635.
63. Yazdi, M., and N., Behzad. 2009. Heavy metal contamination and distribution in the parks city of Islam Shahr, SW Tehran, Iran. *The Open Environmental Pollution & Toxicology Journal*. 1(1): 49-53.

Assessment of Zn, Pb, Cd, and Cu Contamination in Surface Soils of Urban Parks in City of Hamedan

Sh. Hazratzadeh and S. Sobhanardakani¹

MSc in Environmental Science, Dept. of the Environment, Hamedan Branch, Islamic Azad University, Hamedan, Iran; E-mail: shirin.hazratzadeh@iauh.ac.ir

Associate Professor, Dept. of the Environment, Hamedan Branch, Islamic Azad University, Hamedan, Iran; E-mail: s_sobhan@iauh.ac.ir

Received: February, 2018 and Accepted: August, 2018

Abstract

Nowadays, soil contamination with heavy metals is a serious threat to the environmental and human health, which can lead to adverse effects on human health through accidental ingestion or breathing contaminated dust, particularly in public spaces where citizens spend most of their leisure time. Therefore, this study was conducted to investigate Zn, Pb, Cd, and Cu in surface soils of urban parks in city of Hamedan in 2017. A total of 60 surface soil samples were collected from Baba Taher, Eram, Madani, Shahrvand, and Pardis urban parks. The heavy metals content in samples were determined after acid digestion of soil samples, using ICP-OES. The spatial distribution maps of heavy metals in soil were prepared with Inverse Distance Weighting (IDW) interpolation method by means of ArcGIS. Also, all statistical analyses were performed using the SPSS statistical package. The results showed that the concentrations of elements (mg/kg) in soil samples with an average of 7.95 ± 4.30 for Zn, 2.34 ± 1.10 for Pb, 0.06 ± 0.07 for Cd, and 3.10 ± 1.10 for Cu were lower than the EPA and EU Commission maximum permissible concentration. According to heavy metal concentration maps, except for Pb, the spatial distribution patterns for Zn, Cd and Cu contents in the surface soil samples of urban parks in the northern part of the city were lower than in the southern part. The computed values of Igeo, CF, and PLI indices showed that the quality of the surface soil of urban parks was at acceptable level. However, it should be noted that discharge of hazardous chemicals into the environment through anthropogenic sources and construction of the urban parks on the edge of the roads with high traffic intensity may lead to soil contamination in such public places.

Keywords: ArcGIS, Heavy metals, Soil contamination, Adverse health effects, Spatial distribution

¹ Corresponding author: Dept. of the Environment, Hamedan Branch, Islamic Azad University, Hamedan, Iran