

ارزیابی خطرات بهداشتی ناشی از فلزات سنگین در خاک شهری (شهر بجنورد)

عیسی سلگی^{۱*}، مرضیه کرامتی^۲

^۱ استادیار گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی و محیط زیست، دانشگاه ملایر، ملایر، ایران

^۲ دانش آموخته کارشناسی ارشد آلودگی محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی و محیط زیست، دانشگاه ملایر، ملایر، ایران

*نویسنده مسئول: ملایر، گروه محیط زیست دانشکده منابع طبیعی و محیط زیست دانشگاه ملایر، ملایر، ایران

پست الکترونیک: e.solgi@yahoo.com

چکیده

زمینه و هدف: فلزات سنگین به سبب ماهیت غیرقابل تجزیه و پایداری، در اندام های حیاتی بدن انسان انباسته می شوند و منجر به اختلال های جدی در سلامت می شوند. فلزات سنگین به علت تجزیه تا پذیری، پایداری، انباست در اندام های زنده و آسیب به سلامت موجودات زنده باید مورد توجه قرار گیرند. پژوهش حاضر برای تعیین شدت آلودگی خاک به فلزات سنگین، تشخیص مکان های با سطوح بالای آلودگی و ارزیابی ریسک بهداشتی برای کودکان ۵-۱ ساله از راه بلع خاک صورت گرفت.

مواد و روش کار: در این تحقیق در مجموع ۲۴ نمونه خاک سطحی از ۱۲ ایستگاه جمع آوری شد.

غلهای فلزات سنگین (مس، روی، سرب و کادمیوم) در خاک و ویژگی های خاک اندازه گیری شدند. به منظور بررسی ارتباط بین فلزات سنگین و ویژگی های خاک از آزمون همبستگی پیرسون استفاده شد. همچنین میزان در معرض گیری روزانه در کودکان ۱-۵ ساله محاسبه شد.

یافته ها: میانگین غلهای فلزات سنگین مس، روی، سرب و کادمیوم به ترتیب $18/29 \pm 40/54$ ، $63/27 \pm 40/54$ و $148/106 \pm 3/63$ ، $9/1020 \pm 0/118$ میلی گرم بر کیلو گرم بود. یافته ها همبستگی معنی داری بین روی- مس، مس- سرب، مس- کادمیوم، روی- سرب، روی- کادمیوم، شن- سیلت، (روی، سرب)- pH (مس، روی، سرب، کادمیوم)- هدایت الکتریکی نشان داد. متوسط در معرض گیری روزانه مس، روی، سرب و کادمیوم برای کودکان ۵-۱ ساله از طریق بلع خاک به ترتیب $10^{-4} \times 10^{-4} \times 11/3$ ، $10^{-4} \times 10^{-4} \times 10^{-4}$ و $10^{-4} \times 10^{-4} \times 1/53$ میلی گرم بر کیلو گرم بر روز بدست آمد.

نتیجه گیری: غلهای فلزات سنگین در خاک شهری بجنورد ممکن است به علت ترافیک و فعالیت های صنعتی باشد. همچنین با توجه به مقادیر در معرض گیری روزانه فلزات و مقایسه آنها با دوز مرجع RAIS آلودگی این فلزات در خاک تهدیدی برای کودکان ایجاد نمی کند. همچنین شاخص زمین انباستگی نشان داد که خاک های شهری غیرآلوده تا متوسط آلوده هستند.

واژه های کلیدی: فلزات سنگین، خاک سطحی، ریسک بهداشتی، در معرض قرار گیری روزانه، شهر

بجنورد

استفاده و دفع مواد فلزی و الکتریکی، تولید برق، صنایع تولید مواد شیمیایی می باشد [۱۳-۱۴]. تماس با این فلزات به علت جابجایی در زنجیره غذایی به طور مزمن (تماس در طی دوره طولانی از زمان) اتفاق می افتد. ولی مسمومیت حاد از راه بلع و یا تماس پوستی با فلزات سنگین است که به ندرت اتفاق می افتد، اما احتمال آن هست [۱۵]. سرب و روی دو آلاینده اصلی منتشر شده هستند که عمدتاً از گاز اگزوژنها و خط ترمزاها (۷۵٪ سرب موجود در بنزین از اگزوژنماشین های بنزینی خارج می شود) است، روی همچنین در لاستیک ها، روغن ها و به ویژه در گاردriel ها وجود دارد [۱۶]. به هر حال، ترمزاها یک منبع مهم از مس هستند. کادمیوم از فلزات سنگینی است که به طور طبیعی در خاک وجود دارد. همچنین کادمیوم در آب کاری موتور خودرو، هوایپیما، رادیو و تلویزیون استفاده می شود و سایر مصارف آن در باطنی های کادمیوم و نیکل، عکاسی و در ترکیب مواد رنگی است [۱۷]. همچنین ترمز خودروها از منابع ورود مس به محیط شهری هستند. با توجه به اهمیت فلزات سنگین در خاک، از دیدگاه اثر بر سلامتی، بررسی های بسیاری در خارج کشور و تعداد کمتری در داخل کشور انجام شده است. چن^۱ و همکاران (۲۰۱۳) مطالعه ای با هدف ارزیابی خطر سلامت فلزات سنگین در بخش های خوارکی گیاهی و خاک ها در اطراف منطقه تولید باطنی در چین انجام دادند. بر اساس یافته های به دست آمده، تقریباً ۳٪ کادمیوم در نمونه های گیاهی از حداکثر غلظت مجاز معیار سلامت غذایی تجاوز کردند، اگرچه مقادیر سرب در همه نمونه ها در حدود معیار بودند. همچنین فاکتور انتقال از خاک به گیاه وابسته به نوع گونه ی گیاهی بود [۱۸]. ژئو^۲ و همکاران (۲۰۱۰) تحقیقی با هدف ارزیابی خطر اکولوژیکی فلزات سنگین در خاک های مناطق شهری Nanjing انجام دادند. یافته ها نشان داد که بر اساس شاخص زمین انباشتگی و شاخص بالقوه خطر اکولوژیکی، خاک های شهری Nanjing به ندرت آلوده شدند و Pb> Cu> Zn Cr> [۱۹].

مقدمه

خاک شهری از مهم ترین بخش های محیط شهری است و مهم ترین منبع و مخزن فلزات سنگین و دیگر آلاینده ها در مناطق شهری است [۱،۲]. ورود بیش از حد فلزات سنگین به خاک های شهری سبب نفوذ به چرخه های زیست زمین شیمیایی در بوم سازگان های شهری شده که اثراتی چون نابودی بافت خاک، تغییر ویژگی های خاک و دیگر مشکلات محیط زیستی را به همراه خواهد داشت [۳].

خاک ها همچون ابزار تشخیص شرایط محیط زیستی استفاده می شوند که روی سلامت تأثیر دارند [۴،۵]. خاک های شهری به ندرت برای تولیدات غذایی استفاده می شوند، اما فلزات سنگین موجود در خاک های شهری ممکن است وارد زنجیره غذایی شوند و سلامت انسان ها و حیوانات را به خطر بیندازند [۵،۶]. بنابراین، فلزات در خاک ها برای سلامت انسان ها به ویژه کودکان زیان آور است [۴،۵،۷،۸]. کودکان به خاطر سیستم هضم فعال، اندازه کوچک بدن، سیستم عصبی در حال توسعه، بلع غبار، خاک و یا ذرات معلق، سیستم ایمنی ضعیف و استفاده بیش از حد از دست ها، نرخ بالایی از جذب فلزات سنگین را دارند [۹]. فلزات سنگین برای بدن انسان بسیار مضر هستند چون هیچ مکانیسم دفعی مؤثری در بدن ندارند [۱۰]. این فلزات به طور غیر مستقیم با مصرف گیاهانی که در خاک های آلوده رشد می کنند و به طور مستقیم از طریق استنشاق و مصرف آب آلوده بر سلامتی تأثیر می گذارند [۱۱]. با توجه به این که این فلزات به وسیله فرآیندهای زیستی مرسوم تجزیه نمی شوند در نتیجه با انباست در بافت های موجودات زنده براحتی از راه زنجیره غذایی جابجا می شوند، از این رو با افزایش مقادیر آن ها در خاک در طول زمان، به طور معنی داری باعث آسیب به گیاهان می شود. مس و روی در غلظت های خیلی کم از عناصر کمیاب ضروری برای بقا زندگی گیاهی و حیوانی هستند [۱۲]. فلزات سنگین به صورت طبیعی در مواد مادری خاک وجود دارند، اما منابع اصلی انسانی فلزات در خاک و محیط زیست، معدن کاوی و ذوب فلزات، فعالیت های کشاورزی، لجن فاضلاب، احتراق سوخت های فسیلی، کارخانه ها و صنایع فلزدار، دفع زباله،

1- Chen

2- Zhu

نمونه های خاک پس از انتقال به آزمایشگاه ابتدا در دمای اتاق هوای خشک شدند. نمونه های خاک هوا خشک شده در دو مرحله، یک بار با الک ۲ میلی متری (برای اندازه گیری pH و اندازه ذرات) و بار دیگر با الک ۰/۱۴۹ میلی متر (برای آنالیز فلزات) الک شدند.

به منظور اندازه گیری فلزات سنگین در نمونه های خاک، ۵/۰ گرم از نمونه های هوا خشک و الک شده با نسبت HClO₄:HNO₃:HCl ۳:۱:۱ (۷/۵ میلی لیتر HClO₄) ۲/۵ میلی لیتر HNO₃ و ۲/۵ میلی لیتر HCLO₄ مخلوط شد و در دمای ۱۶۰ درجه سانتی گراد به مدت ۶ ساعت در دستگاه هضم کننده قرار داده شدند. در پایان نمونه ها پس از صاف شدن با کاغذ واتمن ۴۲ میکرون به حجم ۲۵ میلی لیتر رسیدند. در نهایت با استفاده از دستگاه جذب اتمی مدل Analytical Jena Contrra ۷۰۰، غلظت های مس و روی به روش شعله و سرب و کادمیوم با کوره تعیین شدند [۲۲].

خاک الک شده با الک ۲ میلی متری به اندازه ۵۰ گرم وزن شد و با استفاده از روش هیدرومتری و مثلث کلاس خاک، بافت خاک تعیین شد. مواد آلی خاک نیز به روش سوزاندن در کوره (Loss On Ignition) اندازه گیری شد [۲۳]. برای این منظور نمونه های خاک خشک شده و الک شده در کوره با دمای ۵۵۰ درجه سانتی گراد و به مدت ۲ ساعت سوزانده شدند [۲۴]. اختلاف وزن خاک ها در قبل و بعد از سوزاندن به عنوان میزان ماده آلی موجود در خاک ها مد نظر قرار گرفت.

برای اندازه گیری pH سوسپانسیونی از خاک و آب مقطر به نسبت ۱ به ۵ تهیه شد و بعد از آن با استفاده از دستگاه های pH متر و Ec متر، pH و Ec نمونه های خاک اندازه گیری شدند.

تحلیل آماری داده ها توسط نرم افزارهای SPSS 19 و excel 2010 صورت گرفت. ابتدا نرمال بودن داده ها با استفاده از آزمون شاپیرو-ولیک بررسی شد و برای مقایسه غلظت های فلزات سنگین در مناطق سه گانه برای داده های نرمال از آزمون های ANOVA یک طرفه و برای داده های غیر نرمال از آزمون کروسکال والیس استفاده شد. برای مقایسه دو به دوی فلزات برای داده های نرمال از آزمون t و برای داده های غیر نرمال از من ویتنی یو

رجایی و همکاران (۱۳۹۱) تحقیقی به منظور بررسی غلظت فلزات سنگین و مقایسه نتایج آن با استانداردهای ملی و جهانی و همچنین ارزیابی خطر سلامت در بیماری های سلطانزا و غیرسلطانزا، در منطقه علی آبادکتوی انجام دادند. نتایج نشان داد که خطری از لحاظ بهداشتی این منطقه را تهدید نمی کند [۲۰]. با توجه به خطری که آلاینده ها به حیات موجودات زنده وارد می سازند، اطلاع کافی از نوع و میزان هر یک از آنها در محیط حائز اهمیت است. بخش اعظم شهر بجنورد نیز به لحاظ وضعیت ترافیکی، موقعیت جغرافیایی در معرض خطر آلودگی هوا، خاک و آب قرار گرفته دارد. بر همین اساس مطالعات مربوط به تعیین میزان و نوع آلاینده های ناشی از ترافیک شهری، صنعتی و غیره موجود در هوا و خاک می تواند راهگشای ارائه راه حل های عملی در جهت سالم سازی محیط زیست و حفظ سلامت انسان باشد. بنابراین اجرای یک طرح تحقیقاتی در جهت تعیین آلودگی هوا و خاک در محدوده شهر بجنورد لازم و ضروری به نظر رسید. بر این اساس پژوهش حاضر برای تعیین اندازه و شدت آلودگی خاک به وسیله فلزات، تشخیص مکان هایی با سطوح آلودگی بالا و ارزیابی خطر سلامت برای کودکان انجام شد.

روش کار

منطقه مورد مطالعه در این پژوهش شهر بجنورد، مرکز استان خراسان شمالی بود که در محدوده جغرافیایی طول شرقی ۲۰° و ۵۷° و عرض شمالی ۲۹° و ۳۷° قرار دارد و ارتفاع آن از سطح دریا ۱۰۷۰ متر می باشد. این شهر مساحتی حدود ۲۵ کیلومتر مربع و جمعیتی حدود ۲۰۷۱۹۶ (مرکز آمار ایران، ۱۳۹۰) دارد [۲۱]. شهر بجنورد توسط شهرداری به سه منطقه (منطقه یک، منطقه دو و منطقه مهر) تقسیم شده است (شکل ۱). در این بررسی نیز این سه منطقه برای رسیدن به اهداف پژوهش در نظر گرفته شدند. برای نمونه برداری نمونه های خاک از کنار خیابان های اصلی جمع آوری شدند. نمونه های خاک در مجموع از ۱۲ ایستگاه، در هر ایستگاه دو نمونه خاک، در یک سطح ۲۰×۲۰ سانتی متری از پروفیل عمقی ۲۰-۲۰ سانتی متر به مقدار ۴۰۰-۵۰۰ گرم از هر ایستگاه برداشت شدند. و پس از برداشت در کیسه های پلاستیکی جهت انتقال به آزمایشگاه ذخیره شدند.

که در آن C_n غلظت اندازه گیری شده (مس، روی، سرب و کادمیوم) است و B_n مقدار زمینه ژئوشیمیایی این عنصر در نمونه است. ثابت $1/5$ برای به حداقل رساندن نوسانات احتمالی در محتوای یک ماده در محیط زیست است که ممکن است مرتبط با تأثیرات بسیار کوچک انسانی، سنگ شناسی و مواد مادری باشد. شاخص زمین تجمع به ۷ کلاس طبقه بندی شد: اگر این شاخص کوچکتر از صفر باشد در کلاس آلوده نشده قرار می گیرد، اگر بین -1 و 0 باشد در کلاس آلوده نشده به متوسط، اگر بین 1 و 2 باشد در کلاس آلوده شده متوسط شدید، اگر بین 2 و 3 باشد در کلاس آلوده شده متوسط تا سخت، اگر بین 3 و 4 در کلاس آلوده شده سخت، اگر بین 4 و 5 باشد در کلاس آلوده شده سخت تا شدید و اگر بزرگتر از 5 باشد در کلاس شدیداً آلوده قرار می گیرد [۲۶، ۲۷].

یافته ها

نرمالیتی داده ها توسط آزمون شاپیرو-ولیک نشان داد که تعدادی از پارامترها مثل pH، روی، سرب، غلظت مس در منطقه ۲، غلظت مس در منطقه مهر، غلظت روی در منطقه ۱، غلظت روی در منطقه ۲ و غلظت روی در منطقه مهر، غلظت سرب منطقه ۱، غلظت سرب منطقه ۲، غلظت سرب منطقه مهر، غلظت کادمیوم منطقه ۲ و غلظت کادمیوم منطقه مهر در سطح $0/01$ از توزیع نرمال بر خوردار هستند و حال آنکه غلظت مس، کادمیوم، غلظت کادمیوم منطقه ۱، غلظت مس در منطقه ۱، هدایت الکتریکی و مواد آلی از توزیع نرمال بر خوردار نیستند. آماره های توصیفی خصوصیات خاک و غلظت فلزات سنگین (روی، مس، سرب و کادمیوم) در جدول ۱ آمده است. دامنه تغییرات pH از $7/25$ تا $8/2$ با میانگین $7/740$ بود. در مورد هدایت الکتریکی در ایستگاه های نمونه برداری مقادیر پایین مشاهده شد و بیشترین مقدار هدایت الکتریکی ($1/72$ دسی زیمنس بر متر) مربوط به ایستگاه ۵ با ترافیک بالا (بلوار منتهی به جاده اسفراین) و کمترین مقدار آن ($0/12$ دسی زیمنس بر متر) مربوط به ایستگاه ۱۲ (پارک جنگلی بابا امان، در خارج از شهر) بوده است.

استفاده شد. همچنین برای بررسی همبستگی بین فلزات سنگین در خاک و خصوصیات خاک از آزمون همبستگی پیرسون استفاده شد. برای خاک های آلوده، بلع مهمنترین مسیر در معرض قرارگیری برای کودکان است به همین منظور در این ارزیابی تنها جذب فلزات سنگین توسعه بلع خاک در نظر گرفته شد. ابتدا ریسک در معرض قرارگیری مزمن با فلزات سنگین در خاک توسط معادله ۱ محاسبه شد و سپس با مقدار جذب قابل قبول روزانه (ADI) محاسبه شد [۲۵]. نسبت در معرض قرارگیری به مقدار جذب قابل قبول روزانه به عنوان نسبت در معرض قرارگیری شخصی (IER) و نسبت خطر (HQ) شناخته می شود. ارزیابی در معرض قرارگیری برای کودکان و با استفاده از ارزش های پیش فرض، به طریق زیر محاسبه شد:

$$\text{intake} \left(\frac{mg}{kg_{bw}} - day \right) = \frac{CS \times IR \times 10^{-6} kg/mg \times EF \times ED}{BW \times AT}$$

CS: غلظت فلزات اندازه گیری شده در خاک (میلی گرم / کیلوگرم)
IR: نرخ بلع (۰۰۰ میلی گرم / روز)
EF: فراوانی در معرض قرارگیری (روز / سال = ۲۱۰)
ED: مدت در معرض قرارگیری (۵ سال)
BW: وزن بدن (۱۵ کیلوگرم)
AT: متوسط دوره زمانی (۳۶۵ × ۵ روز)

روش های گوناگون در پژوهش های مرتبط با آلودگی خاک برای محاسبه درجه آلودگی فلزی در خاک به کار برده شده اند. در این مطالعه، از I_{geo} (شاخص تجمع زمینی^۱) که اولین بار توسط مولر^۲ معرفی شد، برای ارزیابی سطوح آلودگی فلزات سنگین در نمونه های خاک استفاده شد و برای طبقه بندی آلودگی خاک به کار برده شد و به طریق زیر محاسبه شد:

$$I_{geo} = \log \frac{C_n}{1.5 B_n}$$

1-Geoaccumulation Index

2 -Muller

جدول ۱: آماره های توصیفی خصوصیات خاک و فلزات سنگین (میلی گرم بر کیلوگرم) در خاک در مناطق سه گانه شهر بجنورد

کادمیوم	رس	سرب	روی	مس	مواد آلی	pH	هدایت الکتریکی	چولگی	انحراف معیار	میانه	میانگین	بیشینه	کمینه	تعداد	کشیدگی
۰/۰۱	۰/۰۱	۰/۰۳	۰/۰۴	۰/۰۵	۰/۰۶	۰/۰۷	۰/۰۸	۰/۰۹	۰/۰۹۱	۰/۰۷۴	۰/۰۷۴	۰/۰۷۴	۰/۰۷۴	۲۴	pH
۰/۰۲	۰/۰۲	۰/۰۴	۰/۰۵	۰/۰۶	۰/۰۷	۰/۰۸	۰/۰۹	۰/۰۹۰	۰/۰۴۰	۰/۰۲۱	۰/۰۴۵	۰/۰۷۲	۰/۰۱۲	۲۴	هدایت الکتریکی
۰/۰۳	۰/۰۳	۰/۰۴	۰/۰۵	۰/۰۶	۰/۰۷	۰/۰۸	۰/۰۹	۰/۰۷۷	۰/۰۴۸	۰/۰۱۹	۰/۰۶۵	۰/۰۸۸	۰/۱۱۴	۲۴	مواد آلی
۰/۰۴	۰/۰۴	۰/۰۴	۰/۰۵	۰/۰۶	۰/۰۷	۰/۰۸	۰/۰۹	۰/۰۷۷	۰/۰۷۰	۰/۰۲۰	۰/۰۲۰	۰/۰۷۲	۰/۰۱۲	۲۴	روی
۰/۰۵	۰/۰۵	۰/۰۴	۰/۰۵	۰/۰۶	۰/۰۷	۰/۰۸	۰/۰۹	۰/۰۷۳	۰/۰۱۵	۰/۰۱۵	۰/۰۸۱	۰/۰۴۵	۰/۰۷۲	۲۴	مس
۰/۰۶	۰/۰۶	۰/۰۴	۰/۰۵	۰/۰۶	۰/۰۷	۰/۰۸	۰/۰۹	۰/۰۷۵	۰/۰۷۱	۰/۰۲۱	۰/۰۶۳	۰/۰۱۰	۰/۰۶۳	۲۴	سرب
۰/۰۷	۰/۰۷	۰/۰۴	۰/۰۵	۰/۰۶	۰/۰۷	۰/۰۸	۰/۰۹	۰/۰۰۵	۰/۰۱۰	۰/۰۰۵	۰/۰۶۲	۰/۰۱۰	۰/۰۶۲	۲۴	کادمیوم

جدول ۲: ضریب همبستگی اسپیرمن بین خصوصیات فیزیکی خاک و فلزات سنگین در خاک های شهری بجنورد

کادمیوم	رس	سرب	روی	مس	مواد آلی	pH	هدایت الکتریکی	شن	سیلت	رس	رس
-۰/۰۱	-۰/۰۱	-۰/۰۳	-۰/۰۴	-۰/۰۵	-۰/۰۶	-۰/۰۷	-۰/۰۸	-۰/۰۹۳***	-۰/۰۳۱	-۰/۰۱	-۰/۰۱
-۰/۰۲	-۰/۰۲	-۰/۰۴	-۰/۰۵	-۰/۰۶	-۰/۰۷	-۰/۰۸	-۰/۰۹	-۰/۰۰۴	-۰/۰۱۴	-۰/۰۳۳	-۰/۰۳۳
-۰/۰۳	-۰/۰۳	-۰/۰۴	-۰/۰۵	-۰/۰۶	-۰/۰۷	-۰/۰۸	-۰/۰۹	-۰/۰۱۳	-۰/۰۱۱	-۰/۰۱۵	-۰/۰۱۵
-۰/۰۴	-۰/۰۴	-۰/۰۴	-۰/۰۵	-۰/۰۶	-۰/۰۷	-۰/۰۸	-۰/۰۹	-۰/۰۱۷	-۰/۰۲۰	-۰/۰۳۱	-۰/۰۰۳
-۰/۰۵	-۰/۰۵	-۰/۰۴	-۰/۰۵	-۰/۰۶	-۰/۰۷	-۰/۰۸	-۰/۰۹	-۰/۰۱۱	-۰/۰۲۶	-۰/۰۲۱	-۰/۰۲۶
-۰/۰۶	-۰/۰۶	-۰/۰۴	-۰/۰۵	-۰/۰۶*	-۰/۰۷*	-۰/۰۸*	-۰/۰۹*	-۰/۰۱۱	-۰/۰۲۶	-۰/۰۲۱	-۰/۰۰۴
-۰/۰۷	-۰/۰۷	-۰/۰۴	-۰/۰۵*	-۰/۰۶*	-۰/۰۷*	-۰/۰۸*	-۰/۰۹*	-۰/۰۴۶*	-۰/۰۰۵	-۰/۰۰۸	-۰/۰۰۴
-۰/۰۸	-۰/۰۸	-۰/۰۴	-۰/۰۵*	-۰/۰۶*	-۰/۰۷*	-۰/۰۸*	-۰/۰۹*	-۰/۰۴۸*	-۰/۰۲۲	-۰/۰۲۱	-۰/۰۲۲
-۰/۰۹	-۰/۰۹	-۰/۰۴	-۰/۰۵*	-۰/۰۶*	-۰/۰۷*	-۰/۰۸*	-۰/۰۹*	-۰/۰۴۳*	-۰/۰۲۱	-۰/۰۰۱	-۰/۰۰۶
-۰/۰۰۱	-۰/۰۰۱	-۰/۰۰۲	-۰/۰۰۴	-۰/۰۰۵*	-۰/۰۰۶*	-۰/۰۰۷*	-۰/۰۰۸*	-۰/۰۰۴۱*	-۰/۰۰۴۲*	-۰/۰۰۲۰	-۰/۰۰۲۰

*** همبستگی در سطح ۰/۰۱ معنی دارد.

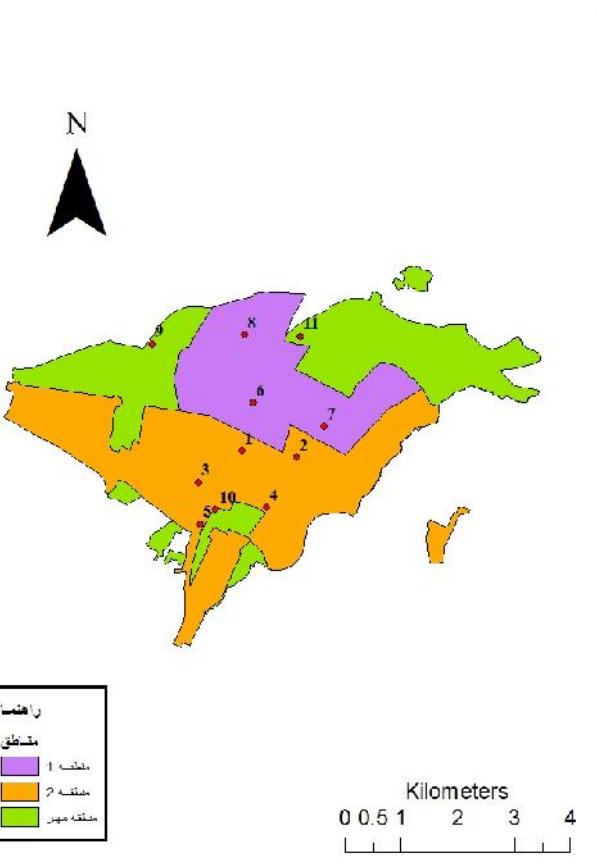
** همبستگی در سطح ۰/۰۵ معنی دارد.

جدول ۳: مقادیر در معرض گیری روزانه کودکان ۱-۵ ساله از طریق بلع خاک با فلزات سنگین (مس، روی، سرب و کادمیوم)

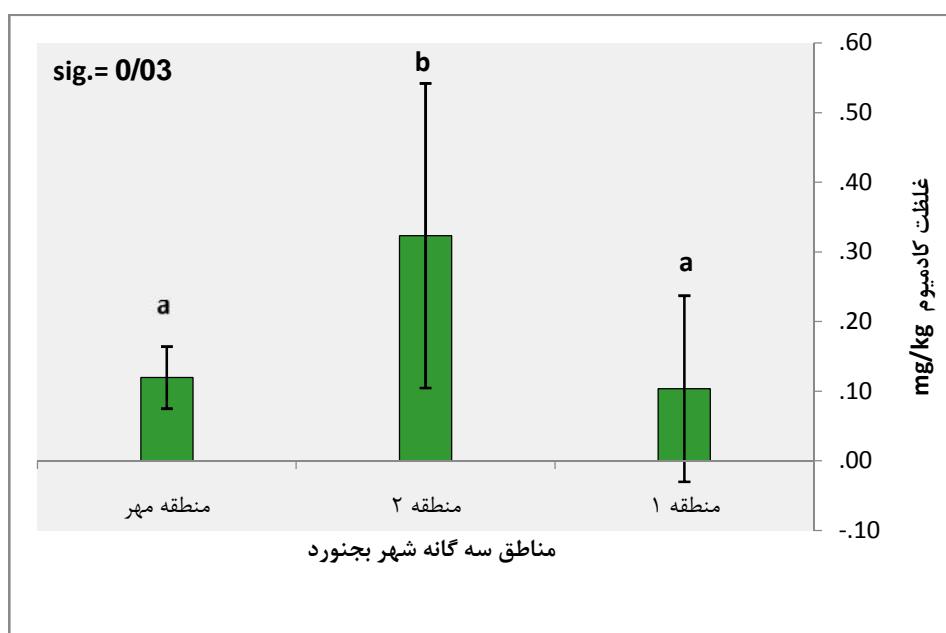
کد ایستگاه	مس	روی	سرب	کادمیوم	مقادیر در معرض گیری روزانه با فلزات سنگین (mg/kg-day)
۱	۰/۰۰۰۳۶۵	۰/۰۰۱۳۲	۹/۸۸۱×۱۰ ^{-۵}	۲/۱۷۸×۱۰ ^{-۶}	
۲	۰/۰۰۰۶۶۱	۰/۰۰۱۷۴	۶/۱۱۳×۱۰ ^{-۵}	۴/۴۵۳×۱۰ ^{-۶}	
۳	۰/۰۰۰۲۹۹	۰/۰۰۱۹۶	۱/۰۳۰×۱۰ ^{-۴}	۴/۰۲۹×۱۰ ^{-۶}	
۴	۰/۰۰۰۲۱	۰/۰۰۱۲۴	۵/۶۸۲×۱۰ ^{-۵}	۹/۰۰۴×۱۰ ^{-۷}	
۵	۰/۰۰۰۲۵۵	۰/۰۰۰۷۲۸	۵/۴۰۶×۱۰ ^{-۵}	۸/۳۹×۱۰ ^{-۷}	
۶	۰/۰۰۰۳۲۶	۰/۰۰۱۳۲	۹/۵۹۳×۱۰ ^{-۵}	۲/۱۱۱×۱۰ ^{-۶}	
۷	۰/۰۰۰۲۵۳	۰/۰۰۱۲۵	۷/۲۹۵×۱۰ ^{-۵}	۱/۵۹۳×۱۰ ^{-۷}	
۸	۰/۰۰۰۲۵۳	۰/۰۰۰۵۱	۴/۵۸۷×۱۰ ^{-۵}	۱/۱۴۷×۱۰ ^{-۷}	
۹	۰/۰۰۰۲۸۳	۰/۰۰۰۵۱۹	۵/۸۵۹×۱۰ ^{-۵}	۴/۶۸۳×۱۰ ^{-۷}	
۱۰	۰/۰۰۰۲۳۳	۰/۰۰۰۹۲۳	۶/۷۱۲×۱۰ ^{-۵}	۹/۶۵۸×۱۰ ^{-۷}	
۱۱	۰/۰۰۰۳۲۸	۰/۰۰۰۹۳۲	۶/۸۵۶×۱۰ ^{-۵}	۹/۸۲۳×۱۰ ^{-۷}	
۱۲	۰/۰۰۰۲۶۶	۰/۰۰۱۱۵	۵/۵۰۶×۱۰ ^{-۵}	۱/۲۵۴×۱۰ ^{-۶}	

جدول ۴: مقایسه مقادیر متوسط فلزات سنگین (میلی گرم بر کیلوگرم) در خاک های شهری در شهر های مختلف جهان

منابع	سرب	کادمیوم	روی	مس	شهر/ کشور
[۱۴]	۵/۳۵	–	۴/۹۵	۰/۸۵	Jordan /Karak
[۴۴]	۹۴/۶۰	۰/۶۲	۱۲۵	۲۳/۳۰	Hong Kong/ چین
[۴۵]	۳۳۶/۵۵	۴/۲۹	۵۰۶/۴۳	۶۹/۷۱	Denizli/ ترکیه
[۳۰]	۲۱۴/۳۰	۴/۳۰	۲۶۶۵	۴۴۵/۶۰	کره / Seoul
[۴۶]	۸۸/۱	۰/۳۳	۱۰۳	۱۰/۴	Hong Kong
[۴۷]	۱۸۱	۰/۴۱	۱۱۱	۴۹/۴	Aberdeen/ اسکاتلند
[۴۸]	۲۵۳	۰/۸۴	۱۵۱	۷۷	Palermo/ ایتالیا
[۴۹]	۷۰/۶۹	۰/۵۲	۳۰۱/۴	۵۹/۲۵	Shanghai/ چین
[۵۰]	۳۸۶/۹	۰/۲۰	۳۵۴/۸	۱۷۲/۴	Greece /Kavala
[۵۱]	۶۲/۵	۵/۹۵	۹۱/۰۵	۲۵	پاکستان/Islamabad
[۵۲]	۸۲	–	۲۱۹	۵۴	Mexico City/ مکزیک
[۵۳]	۱۸/۷	–	۲۶/۹	۹/۳	Murcia/ اسپانیا
[۵۴]	۵۲/۶	–	۹۱	–	Jeddah/ عربستان
[۵۵]	۱۱/۷	۰/۳	۹۸/۷	۲۰/۵	Galicia/ اسپانیا
[۵۶]	۴۰/۸	–	۸۱/۸	۱۶/۶	Galway/ ایرلند
[۵۷]	۱۳۵۰/۵۱	۱/۵۸	۲۶۶/۴	۱۱۵/۰۷	چین
[۴۳]	۶۴/۹۳	۱/۲۸	۳۱/۵	۳۹/۳۳	Eskisehir/ ترکیه
مطالعه حاضر	۹/۱۰	۰/۲۰	۱۴۸/۰۶	۴۰/۵۴	پنجورد/ ایران



شکل ۱: نقشه مناطق سه گانه شهر بجنورد و موقعیت نقاط نمونه برداری



شکل ۲: مقایسه میانگین غلظت کادمیوم در خاک های مناطق سه گانه شهر بجنورد (حروف مشابه بیانگر عدم معنی داری است)

جنوب غربی شهر)، سرب در ایستگاه ۳ (خیابان قیام جنوبی- جنوب غربی شهر) و بیشترین کادمیوم در ایستگاه ۲ (بلوار امام خمینی غربی- مرکز شهر) می باشد و کمترین درمعرض گیری روزانه مس در ایستگاه ۴ (میدان دفاع مقدس به سمت معصوم زاده- در حوالی جنوب شهر)، روی در ایستگاه ۹ (کوچه شهید علی اکبر پاک زاد- مجاور فرودگاه)، سرب و کادمیوم در ایستگاه ۸ (بلوار شهدای شرقی- شمال شهر) می باشد.

همچنین برای بررسی دقیق تر و نیز به دست آوردن درجه آلودگی خاک مقادیر I_{geo} در خاک های شهری بجنورد محاسبه شد. بر اساس نتایج ۵۰٪ از مقادیر شاخص I_{geo} برای روی در کلاس ۲ و ۳۳٪ در کلاس ۳ و ۱۷٪ در کلاس ۱، برای مس ۹۶٪ از مقادیر شاخص I_{geo} در کلاس ۱ و ۴٪ در کلاس ۲، برای سرب ۱۰۰٪ در کلاس ۱ و برای کادمیوم ۷۹٪ در کلاس ۱، ۱۳٪ در کلاس ۲ و ۸٪ در کلاس ۳ قرار داشتند.

بحث

مقایسه مقادیر میانگین فلزات سنگین (مس، روی، سرب و کادمیوم) در خاک های شهری نقاط مختلف جهان با مقادیر میانگین این فلزات در خاک های شهری بجنورد در جدول ۴ نشان داده شده است. در مقایسه با این شهرها غلظت روی در اکثر این شهرها کمتر از مقدار میانگین شهر بجنورد است و مقادیر مس، سرب و کادمیوم در شهر بجنورد کمتر از این مقادیر در شهر های مختلف است. همچنین مقادیر فلزات سنگین مس، روی، سرب و کادمیوم در پوسته زمین به ترتیب ۳۹، ۶۷، ۱۷ و ۰/۱ میلی گرم بر کیلوگرم می باشد [۲۸]. در مقایسه با مقادیر پوسته زمین میانگین غلظت های مس، روی و کادمیوم بیشتر از مقادیر پوسته زمین بوده است ولی مقدار سرب نسبت به مقدار پوسته زمین کمتر بوده است. بیشترین مقدار مس و کادمیوم مربوط به ایستگاه ۲ (مرکزشهر) با ترافیک و تردد زیاد وسائط نقلیه می باشد. بیشترین مقدار سرب و روی مربوط به ایستگاه ۳ (جنوب غربی) می باشد که زیادی مقادیر سرب و روی را می توان به تردد زیاد وسائط نقلیه و ترافیک شهری نسبت داد چون مسیر دسترسی به جاده اسفراین نیز می باشد. وجود همبستگی بین مس و روی، کادمیوم و مس و کادمیوم و روی نشان

درصد مواد آلی خاک شهری بجنورد پایین بوده و بیشترین مقدار آن (۴۴٪/۱۱) مربوط به ایستگاه ۱۲ (پارک جنگلی بابا امان، در خارج از شهر) و کمترین مقدار آن (۶۳٪/۴) مربوط به ایستگاه ۱ (خیابان شهید چمران، نزدیک به مرکز شهر) می باشد. همانطور که در این جدول مشاهده می شود بافت خاک بیشتر لومی و لومی شنی می باشد.

از طرف دیگر ضریب همبستگی اسپیرمن برای محاسبه درجه همبستگی بین داده های فلزی و خصوصیات فیزیکی خاک به کار برد شد. یافته های ضریب همبستگی اسپیرمن بین فلزات سنگین و خصوصیات فیزیکی-شیمیایی خاک در خاک های شهری بجنورد در جدول ۲ خلاصه شده است. بر اساس این یافته ها سرب و کادمیوم، روی و سرب، روی و مس، سرب و مس، کادمیوم و مس همبستگی مثبت معنی دار در سطح ۰/۰۵ با یکدیگر نشان دادند، همچنین روی و هدایت الکتریکی، سرب و هدایت الکتریکی، کادمیوم و هدایت الکتریکی، سرب و pH همبستگی معکوس و معنی داری در سطح ۰/۰۵ و شن وسیلت همبستگی معکوس و معنی داری در سطح ۰/۰۱ را نشان دادند؛ مس و هدایت الکتریکی، روی و pH همبستگی مثبت و معنی داری در سطح ۰/۰۵ با یکدیگر نشان دادند و سایر ویژگی ها هیچ گونه همبستگی باهم نداشتند. همچنین به منظور تشخیص مناطق با سطوح آلودگی بالای آلودگی مقایسه میانگین غلظت های مس، روی، سرب و کادمیوم در خاک شهری مناطق سه گانه بجنورد با استفاده از آزمون های ANOVA و کروسکال والیس انجام شده است. یافته ها نشان داد که تنها عنصر سرب در خاک شهری مناطق سه گانه از اختلاف معنی دار برخوردار نبود که به عنوان نمونه نمودار غلظت کادمیوم در مناطق سه گانه در شکل ۲ نمایش داده شده است.

یافته های در معرض گیری روزانه با فلزات سنگین (مس، روی، سرب و کادمیوم) در خاک های شهری بجنورد در جدول ۳ خلاصه شده است. بیشترین در معرض گیری روزانه مس در ایستگاه ۲ (بلوار امام خمینی غربی- مرکز شهر)، روی در ایستگاه های ۳ (خیابان قیام جنوبی-

منطقه ۲ < منطقه مهر > منطقه ۱. بر اساس یافته‌ها مقادیر غلظت کادمیوم، مس، و روی در مناطق سه گانه اختلاف معنی داری با هم داشتند که این اختلاف معنی داری بین منطقه ۱ و ۲ بود. با توجه به این که با افزایش $H_{\text{pm}}\text{Zn}$ دستیابی فلزات کاهاش می‌یابد در نتیجه مقادیر آن در خاک افزایش می‌یابد [۳۵]. ژنگ^۱ و همکاران (۲۰۰۶) در مطالعه‌ی خود در یکی از شهرهای ایرلند، عبور وسائل نقلیه و ترافیک شهری را عامل آلودگی خاک‌ها به عنصر سرب معرفی کردند [۳۷]. تقی پور و همکاران (۱۳۸۸) در مطالعه‌ی خود به این نتیجه رسیدند که مقادیر روی و مس و سرب در خاک‌های شهری دارای میانگین بالاتری بوده است که علت آن را برای روی به ترافیک شهری و سایش تاییر اتموبیل‌ها با سطح جاده، برای مس به فعالیت‌های طولانی مدت بشر و برای سرب به ترافیک و فعالیت‌های صنعتی نسبت دادند [۳۷]. زیمووا^۲ و همکاران (۲۰۰۱) به این نتیجه رسیدند که بیشتر مناطق آلوده در مرکز شهر Prague قرار دارند [۲۵]. یزدی و همکاران (۲۰۰۹) نیز به این نتیجه رسیدند که بیشترین مناطق آلوده شده در منطقه واوان اسلام شهر قرار دارند جایی که شهرنشینی، ترافیک سنگین، فعالیت‌های صنعتی بالا است، اما تهدید جدی برای محیط زیست ایجاد نمی‌کند [۹]. کلس کرووا^۳ و دوس کالووا^۴ (۲۰۱۳) در پژوهش خود به این نتیجه رسیدند که بیشترین مقدار آلودگی در مرکز شهر قرار دارد که به علت تراکم بالای ترافیک می‌باشد و منابع آلودگی کادمیوم، سرب و جیوه در مناطق شهری Berno اساساً انسانی است و ناشی از فعالیت‌های شهری مثل ترافیک است [۳۸]. یانگ^۵ و همکاران (۲۰۱۱) در تحقیق خود بر در خاک‌های شهری چانگ چون، به این نتیجه رسیدند که جیوه، آرسنیک، کادمیوم، مس، سرب و روی همبستگی مثبت معنی داری با هم دارند که نشان می‌دهد منابع آلودگی برای این فلزات از ترافیک و فعالیت‌های صنعتی است [۲۹]. همچنین میانگین مواد آلی در منطقه ۲ (۰/۶۴۳۵٪) نسبت

می‌دهد که کل منابع آلودگی برای این فلزات می‌تواند منبع یکسانی داشته باشد. در حقیقت فلزات سنگین در خاک‌های شهری بیشتر از وسائل نقلیه، تخلیه صنعتی و برخی از فعالیت‌های دیگر مثل سوزاندن زباله‌ها ناشی می‌شوند. ترسیب اتمسفری به عنوان یک منبع اصلی آلودگی فلزات سنگین در مناطق شهری لحاظ می‌شوند [۲۹]. مقدار زیادی از سرب موجود در نمونه‌های خاک می‌تواند مربوط به ترافیک شهری باشد [۳۰]. کادمیوم عمده‌اً از فعالیت‌های صنعتی یا از پوسته زمین نشأت می‌گیرد [۲۹]. لاستیک‌ها یک منبع مهم از روی هستند. آلیاز مس به دلیل کیفیت مطلوب آن مانند مقاومت در خوردگی و استحکام، در قطعات مکانیکی و رادیاتور خودرو مورد استفاده قرار می‌گیرند که با خراب شدن قطعات مکانیکی وسایل نقلیه در طول زمان، مس به محیط اطراف منتشر می‌شود. از این‌رو، فعالیت‌های انسانی تأثیر غالبي در خاک‌های شهری دارند [۳۱،۳۲]. pH با میانگین ۷/۷۴۰ بود، که نشان گر وضعیت قلیایی برای همه نمونه‌های خاک در منطقه شهری بجنورد است که ورود فراوان مواد ساختمانی قلیایی (مانند سمان، آجر و غیره) ناشی از ساخت و ساز در شهرها به داخل خاک‌های شهری قلیاییت خاک را ایجاد می‌کند [۳۱،۳۲]. درصد مواد آلی با میانگین ۶/۸ در خاک‌های شهری بجنورد کم بوده که به علت شستشوی شدید عناصر غذایی از خاک و کاهاش پوشش گیاهی میزان آن کاهش یافته است [۳۳]. حاج رسولیها و همکاران (۱۳۸۵) در تحقیقی به منظور زیست رديابی آلودگی هوا با استفاده از گیاهان، با تجزیه خاک به این نتیجه رسیدند که کلیه خاک‌های مورد بررسی در رده خاک‌های قلیایی قرار می‌گیرند، pH خاک بر میزان حلالیت و قابلیت جذب بسیاری از عناصر و از جمله فلزات سنگین مؤثر است همچنین میانگین مواد آلی را در خاک‌های مورد مطالعه ۰/۰ تا ۰/۷۲ درصد تخمین زندن، مواد آلی خاک ظرفیت تبادل کاتیونی و تشکیل کمپلکس با فلزات سنگین در محیط خاک را افزایش می‌دهد [۳۴]. نگاه به یافته‌ها نشان می‌دهد که مقادیر غلظت مس، روی و سرب در خاک مناطق سه گانه به این ترتیب بوده است: منطقه ۲ < منطقه ۱ > منطقه مهر. مقادیر غلظت کادمیوم در مناطق سه گانه به این ترتیب بوده است:

1-Zhang

2-Zimova

3-Kleckerová

4-Do ekalová

5-Yang

۰/۰۴۰ میلی گرم بر کیلو گرم بر روز) بود، برای روی در معرض گیری روزانه ۰/۰۱۸ میلی گرم بر کیلو گرم بر روز برآورد کردند که کمتر از دوز مرجع RAIS (۰/۰۰۰۲ میلی گرم بر کیلوگرم بر روز) بوده است، برای کادمیوم ۰/۰۰۰۲ میلی گرم بر کیلوگرم بر روز برآورد کردند که پایین تر از دوز مرجع RAIS (۰/۰۰۱ میلی گرم بر کیلوگرم بر روز) بوده است و برای سرب در معرض گیری روزانه را ۰/۰۲۴ میلی گرم بر کیلوگرم بر روز برآورد کردند که پایین تر از دوز مرجع RAIS (۰/۰۳ میلی گرم بر کیلو گرم بر روز) بوده است [۴۱]. با توجه به مقادیر دوز مرجع RAIS برای مس، روی، سرب و کادمیوم خطری کودکان را از طریق بلع خاک در شهر بجنورد تهدید نمی کند.

در پژوهش حاضر جهت برآورد شدت آلودگی خاک به فلزات سنگین در منطقه شهری بجنورد شاخص زمین انباشتگی به کار گرفته شد. بر اساس یافته های به دست آمده از محاسبه شاخص زمین انباشتگی مولر، درجه آلودگی شهر بجنورد در سه کلاس آلوده نشده تا آلوده شده متوسط، آلوده شده متوسط و آلوده نشده تقسیم بندی می شود که اکثر ایستگاه ها در دو کلاس آلوده نشده و آلوده نشده تا آلوده شده متوسط قرار دارند. شی^۵ و همکاران (۲۰۱۴) نیز مطالعه‌ی خود در خاک های شهری شانگهای چین برای بررسی درجه آلودگی خاک به فلزات سنگین از شاخص I_{geo} استفاده نمودند و به این نتیجه رسیدند که بر اساس این شاخص در نمونه خاک های مورد بررسی مس در کلاس ۲ (آلوده نشده تا آلوده شده متوسط)، روی در کلاس ۱ (آلوده نشده)، کادمیوم در کلاس ۳ (آلوده شده متوسط) و سرب در کلاس ۲ (آلوده نشده تا آلوده شده متوسط) قرار دارند [۴۲]. ملکوک^۶ و همکاران (۲۰۱۰) در مطالعه‌ی خود بر اساس شاخص I_{geo} برای فلزات سنگین به این نتیجه رسیدند که خاک حاشیه خیابان اسکی شهر ترکیه شدیداً آلوده است که در این مطالعه مقادیر I_{geo} برای مس بین ۵-۳ بود [۴۳]. رئو و همکاران (۲۰۱۰) در مطالعه‌ی از شاخص I_{geo} برای برسی درجه آلودگی فلزات سنگین خاک های شهر Nanjing چین استفاده کردند که نتایج نشان داد که

به دو منطقه دیگر کمتر است. مواد آلی به علت دارا بودن برخی از گروه های عاملی مثل هیدروکسیل، فنول و کربوکسیل در کنترل فعالیت، جذب و کمپلکس عناصر سنگین نقش مثبتی دارد [۳۹]. همچنین pH منطقه ۱ و ۲ بیشتر از منطقه مهر می باشد. pH خاک از عواملی است که میزان حلایت فلزات سنگین در خاک را تحت تأثیر قرار می دهد به طوری که با کاهش pH حلایت کاتیون های فلزی افزایش می یابد و در خاک شسته می شوند و وارد آب های زیر زمینی می شوند [۳۵]. در نتیجه منطقه ۱ و ۲ به دلیل دارا بودن pH بالا و نزدیکی به مرکز شهر مقدار فلزات سنگین بالاتری نسبت به منطقه مهر که در حواشی شهر است، داشتند که ناشی از تراکم بالای ترافیک و فعالیت های شهری است.

در بررسی در معرض گیری روزانه مس، روی، سرب و کادمیوم از طریق بلع خاک توسط کودکان ۵-۱ ساله در ایستگاه های نمونه برداری، حداقل مقدار در معرض قرار گیری روزانه $^{+/-} \times 10^{+/-} \times 6/64$ برای مس، $^{+/-} \times 10^{+/-} \times 1/030$ برای سرب و $^{+/-} \times 10^{+/-} \times 4/45$ برای کادمیوم بود. چن و همکاران (۲۰۱۳) مقدار در معرض گیری روزانه برای سرب و کادمیوم از طریق مصرف مواد گیاهی را به طور متوسط $^{+/-} \times 10^{+/-} \times 1/65$ و $^{+/-} \times 10^{+/-} \times 1/84$ تخمین زدند [۱۸].

لیو^۷ و همکاران (۲۰۱۳) میزان در معرض گیری روزانه برای سرب و کادمیوم را به ترتیب $^{+/-} \times 10^{+/-} \times 2/75$ و $^{+/-} \times 10^{+/-} \times 9/96$ میلی گرم بر کیلوگرم در روز برآورد نمودند [۴۰]. رجایی و همکاران (۱۳۹۱) میزان در معرض گیری روزانه را برای روی، سرب و کادمیوم در فصل بهار را به ترتیب $^{+/-} \times 10^{+/-} \times 1854$ ، $^{+/-} \times 10^{+/-} \times 20$ و $^{+/-} \times 10^{+/-} \times 6$ میلی گرم بر کیلو گرم در روز و در فصل پاییز به ترتیب $^{+/-} \times 10^{+/-} \times 642$ ، $^{+/-} \times 10^{+/-} \times 22$ و $^{+/-} \times 10^{+/-} \times 1$ میلی گرم بر کیلوگرم در روز برآورد نمودند [۲۰]. گرزتیگ^۸ و قربانی^۹ (۲۰۰۸) در معرض گیری روزانه مس (و) از طریق بلع خاک در کودکان را به ترتیب $^{+/-} \times 0/0013$ و $^{+/-} \times 0/0014$ میلی گرم بر کیلو گرم بر روز برآورد کردند که پایین تر از دوز مرجع RAIS

1 -Liu

2- Gržetic

3-Ghariani

4- The Risk Assessment Information System

تشکر و قدردانی

این مقاله حاصل پایان نامه کارشناسی ارشد با عنوان پایش زیستی آلودگی فلزات سنگین در هوای مناطق شهری توسط گونه‌های درختی (مطالعه موردي: بجنورد) است که با حمایت مالی دانشگاه ملایر انجام شده است. بدین وسیله از دانشگاه ملایر جهت فراهم نمودن امکانات آزمایشگاهی برای اجرایی شدن این پژوهش و نیز از همکاری شهرداری بجنورد تشکر و قدر دانی می‌شود.

مس، روی و سرب در این مطالعه در کلاس آلوده نشده قرار دارند و صنعتی شدن و شهری شدن در طول زمان بر روی درجه آلودگی فلزات سنگین خاک‌های شهری تأثیر گذاشته است [۱۹]. آپستوا^۱ و ایانسو^۲ (۲۰۰۹) در مطالعه I_{geo} برای فلزات سنگین به این نتیجه رسیدند که مقادیر این شاخص برای مس، روی، سرب و کادمیوم در کلاس آلوده نشده واقع شده است [۱۱].

نتیجه گیری

در پایان، یافته‌های این مطالعه نشان می‌دهد که خاک شهری در بجنورد به واسطه حضور فلزات سنگینی چون کادمیوم، سرب، مس و روی آلوده شده است، اگرچه با توجه به مقادیر به دست آمده در حال حاضر خطری این اکوسیستم شهری را تهدید نمی‌کند بهر حال در آینده نزدیک این مقادیر به حد بحران خواهند رسید. یافته‌های ما نشان می‌دهند که آلودگی خاک در درجه اول مرتب با وسائل نقلیه است چرا که مقادیر بالای فلزات در بخش‌های مرکزی شهر و با حجم بیشتر ترافیک رخ داده است. همچنین به نظر می‌رسد منابع صنعتی نیز در آلودگی خاک دخیل هستند. همچنین شاخص زمین انباشتگی مولر خاک شهری بجنورد را از نظر درجه آلودگی به مس، روی، سرب و کادمیوم در کلاس آلوده نشده و آلوده شده متوسط قرار داد. علاوه بر این نتایج ارزیابی ریسک بهداشتی نشان داد که متوسط در معرض گیری روزانه مس، روی، سرب و کادمیوم برای کودکان ۱-۵ ساله از طریق بلع خاک، به ترتیب $^{۴} ۳/۱۱ \times ۱۰$ ^{-۴}، $^{۴} ۱۱/۳ \times ۱۰$ ^{-۵}، $^{۶} ۶/۹ \times ۱۰$ ^{-۶} و $^{۹} ۱/۵ \times ۱۰$ ^{-۹} میلی گرم بر کیلو گرم بر روز در ایستگاه‌های نمونه برداری بود که در مقایسه با مقادیر مرجع RAIS پایین تر بوده است در نتیجه تهدیدی برای کودکان از طریق بلع خاک‌های شهری بجنورد از نظر مس، روی، سرب و کادمیوم ایجاد نمی‌کند. پیشنهاد می‌شود پژوهش‌های بیشتری در مورد فلزات سنگین و سایر آلانده‌های مشابه در خاک این شهر به منظور دستیابی به نتایج دقیق‌تر و نیز ایجاد داده‌های پایه برای ارزیابی خطر انجام شود.

1-Apostoae

2 -Iancu

References

1. Kelly J, Thornton I, Simpson PR, Urban geochemistry: a study of the influence of anthropogenic activity on the heavy metal content of soils in traditionally industrial and non-industrial areas of Britain, *Applied Geochemistry*, 1996; 11 (1–2): 363–370.
2. Mielke HW, Gonzales CR, Smith MK, Mielke PW, The urban environment and children's health: soils as an integrator of lead, zinc, and cadmium in New Orleans, Louisiana, U.S.A. *Environmental Research*, 1999; 81 (2): 117–129.
3. Papa S, Bartoli G, Pellegrino A, Fioretto A, Microbial activities and trace element contents in an urban soil, *Environmental Monitoring and Assessment*, 2010; 165 (1–4): 193–203.
4. Abrahams PW, Soils: their implications to human health, *The Science of the Total Environment* 2002; 291 (1–3): 1–32.
5. Davydova S, Heavy metals as toxicants in big cities, *Microchemical Journal*, 2005; 79 (1–2): 133–136.
6. Lee CSL, Li XD, Zhang G, Li J, Ding AJ, Wang T, Heavy metals and Pb isotopic composition of aerosols in urban and suburban areas of Hong Kong and Guangzhou, South China—evidence of the long-range transport of air contaminants, *Atmospheric Environment*, 2007; 41 (2): 432–447.
7. De Miguel E, Llamas JF, Chacón E, "et al", Origin and patterns of distribution of trace elements in street dust: Unleaded petrol and urban lead, *Atmospheric Environment*, 1997; 31 (17): 2733–2740.
8. Möller A, Müller HW, Abdullah A, Abdelgawad G, Utermann J, Urban soil pollution in Damascus, Syria: concentrations and patterns of heavy metals in the soils of the Damascus Ghouta, *Geoderma* 2005; 124 (1–2): 63–71.
9. Yazdi M, Behzad N, Heavy Metal Contamination and Distribution in the Parks City of Islam Shahr, SW Tehran, Iran, *The Open Environmental Pollution and Toxicology Journal*, 2009; 1: 49–53[Persian]
10. Ghosh AK, Bhatt MA, Agrawal HP, Effect of longterm application of treated sewage water on heavy metal accumulation in vegetables grown in Northern India, *Environmental Monitoring and Assessment*, 2012; 184: 1025–1036.
11. Apostoea L, Iancu OG, Heavy metal pollution in the soils of Ia i city and the suburban areas (Romania), *Studia Universitatis Babe -Bolyai, Geologia*, Special Issue, 2009; (MAEGS – 16).
12. Iyaka YA, Kakulu SE, Copper and Zinc Contents in Urban Agricultural Soils of Niger State, Nigeria, *An International Multi-Disciplinary Journal, Ethiopia*, 2009; 3 (3): 23–33.
13. Madrid L, Diaz-Barrientos E, Madrid F, Distribution of heavy metal contents of urban soils in parks of Seville, *Chemosphere*, 2002; 49:1301–1308.
14. Al-Khashman OA, Heavy metal distribution in dust, street dust and soils from the work place in Karak Industrial Estate, Jordan. *Atmos Environ*, 2004; 38: 6803–6812.
15. Lu X, Wang L, Li L, Lei YK, Huang L, Kang D, Multivariate statistical analysis of heavy metals in street dust of Baoji, NW China, *Jurnal Hazard Mater*, 2010; 173: 744–749.
16. Deletraz G, Géographie des risques environnementaux liés aux transports routiers en montagne. Incidences des émissions d'oxydes d'azote en vallées d'Aspe et de Biriou (Pyrénées). Thèse de Doctorat en Géographie - Aménagement, Université de Pau et des pays de L'Adour. Institut de Recherche sur les Sociétés et l'Aménagement (France) 2002; 564 p.
17. Khajei N, Shirvani A, Makhdoom M, Khoshnevis M, Ruhi M, Survey the potential monitoring of cadmium in various organs Acacia (*Robinia Pseudoacacia*) and Ash (*Fraxinus Rotundifolia*), *Journal of Forest and Wood Products, Iranian Journal of Natural Resources*, 2013; 66 (3): 257-266[Persian]
18. Chen Y, Wu P, Shao Y, Ying Y, Health risk assessment of heavy metals in vegetables grown around battery production area, *Scientia Agricola*, 2013; 71 (2), 126–132.
19. Zhu J, Fang L, Nie Z, Gao X, Ecological Risk Assessment of Heavy Metal in Urban Area Soil, 2010; 978(1): 4244–4713.
20. Rajaei Q, Pourkhabbaz AR, Hesari Motlagh S, Assessment of Heavy Metals Health Risk of Groundwater in Ali Abad Katoul Plian, *Journal of North Khorasan University of Medical Sciences*, 2012; 4(2):155-162[Persian].

- 21.Statistical Center of Iran, Available from: URL: <http://www.amar.org.ir/Portals/2/pdf/jamiatshahrestanKeshvar3.pdf/>, (Accessed:2012).
- 22.Fang S-o, Hu H, Sun W-Ch, Pan J-J, Spatial Variations of Heavy Metals in the Solid of Vegetable-Growing Land along Urban-Rural Gradient of Nanjing, China, *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 2011; 8: 1805-1816.
- 23.Heiri O, Lotter A F, Lemcke G, Loss on Ignition as a Method for Estimating Organic and Carbonate Content in Sediment: Reproducibility and Comparability of Results, *Journal of Paleolimnology*, 2001; 25:101-110.
- 24.Hashemi Bani O, Salehi MH, Bigi Harchagani HA, Estimation of soil organic matter by burning in a furnace at four major plains of Chahar Mahal and Bakhtiari province, *Science and Technology of Agriculture and Natural Resources, Soil and Water Sciences*, 2008; 13 (50): 77-89 [Persian].
- 25.Zimová M, Špišák M, Spálová V, "et al", Health risk of urban soils contaminated by heavy metals, *International Journal of Occupational Medicine and Environmental Health*, 2001; 14 (3): 231—234.
- 26.Müller G, Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River, *Geojournal*, 1969; 2: 108–118.
- 27.Solgi E., Esmaili-Sari A, Riyahi Bakhtiari A., Evaluation of mercury contamination in soils of industrial estates of Arak city, *Journal of Health in The Field*, 2013; 1 (2): 22-28 [Persian].
- 28.Li YH, A Compendium of Geochemistry, Princeton University Press, Princeton(2000).
- 29.Yang Z, Lu W, Long Y, Bao X, Yang Q, Assessment of heavy metals contamination in urban topsoil from Changchun City, China, *Journal of Geochemical Exploration*, 2011; 108: 27–38.
- 30.Lee P, Yu Y, Yun S, Mayer B., Metal contamination and solid phase partitioning of metals in urban roadside sediments, *Chemosphere*, 2005; 60: 672–689.
- 31.Al-Khashman OA, Shawabkeh RA, Metals distribution in soils around the cement factory in southern Jordan, *Environmental Pollution*, 2006; 140 (3): 387–394.
- 32.Guo P, Study on Heavy Metal Contamination Mechanism and Countermeasure in Urban Soil of Changchun, Jilin university, Changchun. (In chinese), 2005.
- 33.Sadeghi SHR, Saiedi P, Suspended Sediment: A Suitable Estimator for Soil Organic Matter Loss, *Journal of Water and Soil*, 2009; 23 (1): 221-228 [Persian].
- 34.Hajrasuliha Sh, Amini H, Hudji M, Najafi P, Biomonitoring of Air and Soil Pollution in Isfahan Region, *Research in Agriculture Science*, 2006; 2 (2): 39-54 [Persian].
- 35.Erfanmanesh M, Afyuni M, Environmental Pollution Water, Soil and Air, Esfahan Arkan, 2005; 318 [Persian].
- 36.Zhang Ch, Using multivariate analyses and GIS to identify pollutants and their spatial patterns in urban soil in Galway, Ireland, *Environ. Pollut.*, 2006; 142: 501-511.
- 37.Taghipour M, Khademi H, Ayoubi Sh, Spatial variability of Pb and Zn concentration and its relationship with land use and parent materials in selected surface soils of Hamadan province, *Journal of Water and Soil*, 2010; 24 (1): 132-144 [Persian].
- 38.Kleckerová A, Doekalová H, Dandelion Plants as a Biomonitor of Urban Area Contamination by Heavy Metals, *Int. J. Environ. Res.*, 2013; 8(1):157-164.
- 39.Alloway BJ, Heavy Metals in Soils, Blackie and Son, Ltd. Glasgow and London, 1990; P.339.
- 40.Liu X, Song Q, Tang y, "et al", Human health risk assessment of heavy metals in soil-vegetable system: A multi-Medium analysis, *Science of the Total Environment*: Elsevier, 2013; 530-540.
- 41.Gržetic I, Ghariani RHA, Potential health risk assessment for soil heavy metal contamination in the central zone of Belgrade (Serbia), *Journal of the Serbian Chemical Society*, 2008; 73 (8-9): 923-934.
- 42.Shi P, Xiao Y, Chen L, Assessment of Ecological and Human Health Risks of Heavy Metal Contamination in Agriculture Soils Disturbed by Pipeline Construction, *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2014; 11(3): 2504-2520.
- 43.Malkoc S, Yazici B, Koparal AS, Assessment of The Levels of Heavy Metal Pollution in Roadside Soils of Eskisehir, Turkey, *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2010; 29 (12): 2720–2725.
- 44.Li XD, Lee SL, Wong SC, Shi WZ, Thornton I, The study of metal contamination in urban soils of Hong Kong using a GIS-based approach, *Environ Pollut* 2004;129:113–124.

- 45.Celik A, Kartal AA, Akdogan A, Kaska Y, Determining the heavy metal pollution in Denizli (Turkey) by using Robinia pseudo acacia L, Environ Int, 2005; 31:105–112.
- 46.Lee CS, Li X, Shi W, Cheung SC, Thornton I., Metal contamination in urban, suburban, and country park soils of Hong Kong: A study based on GIS and multivariate statistics, Sci Total Environ, 2006; 356:45–61.
- 47.Yuangen Y, Campbell CD, Clark L, Cameron CM, Paterson E, Microbial indicators of heavy metal contamination in urban and rural soils, Chemosphere, 2006; 63:1942–1952.
- 48.Manta DS, Angelone M, Belanca A, Neri R, Sprovieri M, Heavy metals in urban soils: a case study from the city of Palermo (Sicily), Italy, Sci Total Environ, 2002; 300: 229–243.
- 49.Shi G, Chen Z, Xu S, Zhang J, Wang L, Bi C, Teng J, Potentially toxic metal contamination of urban soils and roadside dust in Shanghai, China, Environ Pollut, 2008;156: 251–260.
- 50.Christoforidis A, Stamatis N, Heavy metal contamination in street dust and roadside soil along the major national road in Kavala's region, Greece, Geoderma 2009; 151: 257–263.
- 51.Faiz Y, Tufail M, Tayyeb Javed M, Chaudhry MM, Naila-Siddique N, Road dust pollution of Cd, Cu, Ni, Pb, and Zn along Islamabad Expressway, Pakistan, Microchem J, 2009; 92: 186–192.
- 52.Morton-Bermea O, Hernández-Álvarez E, González-Hernández G, Romero F, Lozano R, Beramendi-Orosco LE., Assessment of heavy metal pollution in urban topsoils from the metropolitan area of Mexico City, J Geochem Explor, 2009;101: 218–224.
- 53.Acosta Faz JA, Cano A, Arocena JM, Debela F, Martínez-Martínez S, Distribution of metals in soil particle size fractions and its implication to risk assessment of playgrounds in Murcia City (Spain), Geoderma 2009;149:101–109.
- 54.Kadi MW, Soil pollution hazardous to environment: A case study on the chemical composition and correlation to automobile traffic of the roadside soil of Jeddah city, Saudi Arabia, J Hazard Mater, 2009;168: 1280–1283.
- 55.Franco-Uría A, López-Mateo C, Roca E, Fernández-Marcos ML, Source identification of heavy metals in pastureland by multivariate analysis in NW Spain, J Hazard Mater, 2009; 165: 1008–1015.
- 56.Dao L, Morrison L, Zhang C, Spatial variation of urban soil geochemistry in a roadside sports ground in Galway, Ireland, Sci Total Environ, 2010; 408: 1076–1084.
- 57.Wei B, Yang L, A review of heavy metal contaminations in urban soils, urban road dusts and agricultural soils from China, Microchem J, 2010; 94: 99–107.

Assessment of Health Risks of Urban Soils Contaminated by Heavy Metals (Bojnourd City)

Solgi E¹*, Keramaty M²

¹Assistant Professor Department of Environment, Faculty of Natural Resources and Environment, Malayer University, Malayer, Iran

²Msc Graduated of Environmental Pollution, Faculty of Natural Resources and Environment, Malayer University, Malayer, Iran

*Corresponding Author: Malayer University, Malayer, Iran
Email: e.solgi@yahoo.com

Abstract

Background and objectives: Due to the non-biodegradable and persistent nature, heavy metals are accumulated in vital organs in the human body and lead to serious health disorders. The present study was done to determine the intensity of soil contamination by heavy metals, identify the locations with high contamination levels and assessment of health risk for children (1-5 years old) by soil ingestion.

Material & Methods: Twenty-four surface soil samples were collected from 12 stations. The concentrations of heavy metals in the soil samples and physicochemical properties were determined. In order to evaluation relationship between heavy metals and soil properties, Pearson correlation was used. Daily exposure to heavy metals by soil ingestion was calculated for children aged 1-5 years

Results: The average concentrations for Cu, Zn, Pb and Cd were 18.29 ± 40.54 , 63.27 ± 148.06 , 9.1020 ± 3.638 and 0.2005 ± 0.1856 mg/kg respectively. The results showed that there is statistically significant relationship between Zn-Cu, Cu-Pb, Cu- Cd, Zn-Pb, Pb-Cd, Zn-Cd, Clay-Silt, Pb-pH, Zn-pH, Zn- Electrical conductivity (EC), Cu- EC, Pb- EC and EC -Cd. The results of the risk assessment indicated that average daily intake of Cu, Zn, Pb and Cd via soil ingestion for children aged 1-5 years are 3.11×10^{-4} , 11.3×10^{-4} , 6.98×10^{-5} and 1.53×10^{-6} mg/kg per day respectively.

Conclusion: Heavy metals concentration in urban soils of Bojnurd city may be due to traffic emission and industrial activities. Also at present with regard to low daily exposure of metals and compare them with RAIS, they pose no threat to children health.

Key words : Heavy metals, Topsoil, Health Risk, Daily Intake, Bojnourd City