نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۲۹، شماره ۲، خرداد – تیر ۱۳۹۴، ص. ۴۵۲-۴۴۱

Journal of Water and Soil
Vol. 29, No. 2, May.-Jun. 2015, p. 441-452

آلودگی خاک، آب، گیاه و گرد و غبار به روی، سرب و کادمیم در جنوب غربی اصفهان

نسترن اسماعیل‌پور فرد[۱]- جواد گیوی[۲*]- علیرضا داوودیان[۳]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۲/۰۸/۲۷
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۴/۰۱/۲۴

چکیده

در اثرمعدن‌کاری بخش قابل‌توجهی از کانی‌های حاوی عنصرهای‌سنگین به صورت غبار در هوا پراکنده و آلودگی‌هایی را در هـوا، آب و خـاک‌هـای اطرافایجاد می‌کنند. روان‌آب هم ممکن است با حرکت از کوه به طرف دشت، عناصر آلاینده را از معدن به خاک انتقال دهـد. یکـی از انـواع آلـودگی‌هـا، آلودگی به فلزات سنگین می‌باشد.تحقیق حاضر با هدف بررسی تاثیر عناصر سنگین معدن بر میزان آلودگی خاک، آب، گیـاه و غبـار انجـام شـده اسـت. معدن گوش‌فیل در ۳کیلومتری جنوب غربی سپاهان‌شهر اصفهان قرار گرفته است. خاک‌رخ‌ها به فواصل ۵۰۰متر در امتداد سه ترانسکت موازی از ابتدای شهرک سپاهان‌شهر تا نزدیکی معدن گوش‌فیل حفر، مطالعه و نمونه‌برداری از تمام لایه‌های آن‌هاصورت گرفت. از معدن، آبچاه، گیاه و غبار نیـز نمونـه-برداری انجام شد. غلظت کل سرب، روی و کادمیم در نمونه‌ها اندازه‌گیری گردید. برای منشایابی خاک و غبار آلوده، آنالیز ایزوتوپ‌هـای سـرب انجـام و روابط رگرسیونی بین نسبت‌های مقادیر این ایزوتوپ‌ها مورد بررسی قرار گرفت. در خاک‌های واقع شده در شهرک سپاهان‌شـهر، آلـودگی روی، سـرب و کادمیم وجود ندارد. در ۱ تا ۲ کیلومتری معدن گوش‌فیل، خاک‌ها به سرب و روی آلوده‌اند. عنصرهای فوق‌الـذکر از معـدن توسـط روان‌آبـه خـاک‌هـای منطقه مطالعاتی انتقال داده می‌شوند. انفجارها در معدن هم باعث ورود عنصرهای آلاینده به هوا و باد موجب انتقال آن‌ها به محیط اطراف می‌گـردد. آب به سرب و کادمیم آلوده‌است. گیاهان فقط آلودگی کادمیم دارند. خطر آلودگی کادمیم در خاک‌های مورد مطالعه وجود ندارد.

واژه‌های کلیدی: آلودگی، روی، سرب، کادمیم، معدن‌کاری

مقدمه

خصوصیت‌ها و ترکیب شـیمیایی مـاده مـادری نقـش مهمـی در تعیین مشخصه‌های خاک، به‌خصوص در مراحل اولیه تشـکیل خـاک ایفا می کنند (۵). عامل دیگری کـه ممکـن اسـت روی ویژگـی‌هـای خاک تاثیرگذار باشد، فعالیت‌های انسانی مانند معدن کاری است کـه می‌تواند سبب تغییر زمین نما و خاک‌های تشـکیل یافتـه بـر روی آن (Minesoils) شود (۲۵). در اثرفعالیت‌های معدن‌کـاری بخـش قابـل توجهی از کانه و مواد پوشان سنگ بـه صـورت گـرد و غبـار در هـوا پراکنده می‌شود که این امربسته به نوع ماده معدنی که ذاتـاً سـمی یـا غیرسمی می‌باشد می‌تواند آلودگی‌هـایی را در هـوا، آب و خـاک‌هـای اطراف ایجاد و اثراتی را بر سلامتی انسان داشته باشد. یکـی از انـواع آلودگی‌ها، آلودگی به فلزات سـنگین از جملـه روی، سـرب و کـادمیم می‌باشد. میزان روی طبیعی در خاک، حـدود ۱ تـا ۳۰ میلـی‌گـرم بـر کیلوگرم و حداکثر تراکم مجاز آن ۳ میلی‌گرم در مترمربع خاک اسـت. مقدار بیش از این، ایجاد آلودگی درخاک می‌کند. حداکثر تراکم مجـاز روی در هوا، ۵ میلی‌گرم در مترمکعب و در آب ۲ میلـی گـرم در لیتـر می‌باشد. بیش از این حدود، ایجاد آلودگی و مسـمومیت میکنـد (۲۳). مقدار روی در گیاه که برای انسان زیان آور می‌باشـد بـیش از ۲۰۰ و میزان آن در گیاهان آلوده ۱۰۰ تا ۴۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم می‌باشـد (۲). مقدار کل سرب در خاک‌ها بـه طـور متوسـط ۱۵ میلـی‌گـرم بـر کیلوگرم گزارش شده‌است. این مقدار در خاک‌های آلوده به سـرب بـه بیشاز ۱۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم می‌رسـد (۱۴). سـرب معمـولی دارای چهار ایزوتوپ طبیعـی اسـت کـه عبارتنـد از : ^{204}Pb، ^{206}Pb، ^{207}Pb و ^{208}Pbکه سه ایزوتوپ اولی حاصل تلاشی اورانیم و توریم می‌باشـند و فقط ^{204}Pb رادیوژنیک نیست، لذا به عنوان یک ایزوتوپ پایدار مرجـع در نظر گرفته می‌شود. سرب دارای انتشار گسترده‌ای در سراسر زمـین است و نه تنها به عنوان نوزاد رادیوژنیک حاصـل از اورانـیم و تـوریم، بلکه خود نیز به تنهایی کانی‌هایی را تشکیل مـی‌دهـد کـه اورانـیم و توریم در آن‌هـا وجـود ندارنـد. بنـابراین ترکیـب ایزوتـوپی سـرب در محدوده‌ای وسیع، از سـرب خیلـی رادیوژنیـک در کـانی‌هـای بسـیار قدیمی اورانیم و توریم دار تا سرب معمولی موجـود در گـالن و دیگـر

۱ و ۲- دانشجوی دکتری و دانشیار گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهرکرد
(*- نویسنده مسئول: Email: jgivi@yahoo.com)
۳-دانشیار گروه زمین شناسی، دانشکده منابع طبیعی وعلوم زمین، دانشگاه شهرکرد

کانی‌هایی که نسبت‌های Pb/U (اورانیم / سرب) و Pb/Th (توریم / سرب) پایینی دارند متغیر است. گالن غالباً همراه با دیگر کانی‌های سولفیدی وجود دارد، این امر منشأیابی کانسارهای فلزی را به کمک ترکیب ایزوتوپی سرب موجود در گالن و دیگر کانی‌های معمول سرب امکان‌پذیر می‌سازد (۳۰). حداکثر مقدار مجاز سرب در گیاه ۵ و میزان آن در گیاه آلوده، ۳۰ تا ۳۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم می‌باشد (۱۱). اکثر خاک‌های غیرآلوده دارای کادمیم کمتر از ۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم می‌باشند. خاک‌ها نبایستی بیش از ۱/۵ تا ۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم این عنصر را دارا باشند.مقدار کادمیم در گیاه جهت مصرف انسان نباید از ۰/۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم تجاوز کند. میزان کادمیم در گیاه آلوده ۳۰-۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم می‌باشد (۲). حداکثر مجاز کادمیم در آب آشامیدنی، بر مبنای متوسط مصرف روزانه برابر با ۲/۵ لیتر، برای انسانی با وزن ۷۰ کیلوگرم، ۰/۰۰۵ میلی‌گرم در لیتر است (۷). عناصرسنگین از طریق جذب توسط ریشه و برگ گیاهان و ورود به زنجیره غذایی، تهدیدی جدی برای سلامت انسان محسوب می‌شوند (۴ و ۲۸). راشد (۲۲)، تکه‌های سنگ معدن، خاک و تعدادی از گیاهان اطراف معدن طلا در ایالتی در مصر را مطالعه و توزیع و تحرک فلزات از قطعات سنگی به خاک و گیاهان را بررسی کرد. طبق نتایج بدست آمده، مقدار این عنصر در خاک کمتر از مقدار مربوطه در سنگ بود. با دور شدن از معدن، آلودگی خاک و گیاهان کمتر می‌شد. گیاه Acia Raddiena مقدار بیشتری آرسنیک، کادمیم و سرب را نسبت به Aerva Javanicaدر خود جمع می‌کرد. در چین، ژانگ و همکاران (۳۶) رابطه‌ی بین مواد مادری و برخی عنصرهای کمیاب در خاک را بررسی کردند و ترتیب افزایش غلظت این عنصرها در سنگ‌های مادری را به صورت زیر بیان نمودند: شیل>ماسه سنگ >سنگ‌های آذرین>سنگ آهک >رسوبات آبرفتی>واریزه‌های یخچالی>رسوبات دریاچه‌ای. پینگ و همکاران (۱۹)، در مطالعات خود ابراز داشتند، مواد مادری یک فاکتور کلیدی در کنترل توزیع فلزات کمیاب است. منبع دیگری که در مورد افزایش غلظت عنصرها در محیط نقش مهمی ایفا می‌کند، فعالیت‌های انسانی است کهشامل استخراج از معادن، راه اندازی صنایع ذوب فلزات، استعمال آفت‌کش‌ها، کودهای کشاورزی و غیره می باشد. ایشان همچنین بیان کردند که مقدار فلزات در خاک‌های تشکیل شده روی مواد مادری آبرفتی۱تا ۱/۵برابر بیشتر از خاک‌های تشکیل شده روی ماده مادری درجا تخریب شده‌است. دیانی و همکاران (۸) نشان دادند که غلظت عنصرهای سرب و روی در بیشتر اراضی اطراف سپاهان‌شهر که در نزدیکی معدن گوش‌فیل قرار دارند، بالای آستانه خطر (۵۰میلی‌گرم بر کیلوگرم و ۱۲۵تا ۱۵۰میلی‌گرم بر کیلوگرم به ترتیب برای سرب و روی) می‌باشد، ولی غلظت کادمیم زیر این آستانه (۱/۵تا ۲/۵میلی‌گرم بر کیلوگرم) می‌باشد. ایشان همچنین گزارش کردند که با افزایش فاصله از معدن میزان آلودگی اراضی کاهش می‌یابد.

به دلیل تمرکز فراوان فلزات سنگین در بعضی از سنگ‌های معدن سرب و روی گوش‌فیل در ۳ کیلومتری جنوب غربی سپاهان‌شهر اصفهان، این سنگ‌ها می‌توانند یکی از منابع آلودگی مناطق اطراف باشند. تقریبا هر روز جهت استخراج کانسار، انفجار انجام می‌گیرد و گرد و غبار حاصل از آن به هوا پراکنده می‌گردد. با توجه به فاصله کم این معدن ازسپاهان‌شهر، نگرانی‌هائی در مورد آلودگی محیط برای ساکنین شهرک و شهرداری محل به‌وجود آمده است. این امر باعث گردید تا نسبت به تحقیق حاضر با هدف بررسی تأثیر عناصر سنگین معدن گوش‌فیل بر میزان آلودگی خاک، آب، گیاه و غبار اقدام شود.

مواد و روش‌ها

شهرک سپاهان‌شهر در فاصله ۳/۵ کیلومتری جنوب شهر اصفهان قرار دارد. از لحاظ زمین‌شناسی عمده‌ترین رخنمون‌های این شهرک رشته‌کوه ایران‌کوه با ارتفاع ۲۵۰۰ متر در جنوب‌غرب و کوه صفه با ارتفاع ۲۱۶۰ متر در شمال‌غرب آن می‌باشند (۱۰). واحد فیزیوگرافی منطقه مطالعاتی، دشت دامنه‌ای آبرفتی است که در دامنه‌های کوه صفه و رشته‌کوه‌های ایران‌کوه، به‌ترتیب دارای شیب‌های شمالی-جنوبی و غربی-شرقی می‌باشد. کانسار سرب و روی ایران‌کوه در ۲۰کیلومتری جنوب‌غرب اصفهان، در دامنه‌های شمالی و جنوبی رشته کوه ایران کوه واقع شده‌است (۱۱). معدن گوش فیل در فاصله ۳ کیلومتری جنوب‌غربی سپاهان‌شهر قراردارد. در یال شمالی معدن که در این پروژه مورد بازدید و نمونه‌برداری قرار گرفت، عمدتا کانی‌های گالن و اسفالریت در سنگ‌ها وجود دارند. نسبت روی به سرب در این کانی‌ها به حدود ۴ می‌رسد (۱۲). منطقه جنوب اصفهان از نظر شرایط آب و هوایی، گرم و خشک با متوسط دمای سالیانه ۱۸/۳ درجه سانتی‌گراد و متوسط بارش سالیانه ۱۲۵ میلیمتر می‌باشد. متوسط سرعت باد در طول سال ۲ متر در ثانیه و تعداد روزهای همراه با گرد و غبار ۲۰ روز در سال است. جهت باد غالب، جنوب‌غرب به طرف شمال‌شرق می‌باشد (۳۳).

به منظور شناسایی خاک‌های آلوده، محل خاک‌رخ‌ها به فواصل ۵۰۰ متر در امتداد سه ترانسکت A، B و C، از ابتدای شهرک سپاهان شهرتا نزدیکی معدن گوش‌فیل تعیین (شکل ۱)، حفر، مطالعه و نمونه‌برداری از تمام لایه‌های آن‌هاصورت گرفت (از هر لایه یک نمونه تهیه شد). از سنگ‌های معدن گوش‌فیل، از آب چاه موجود در جنوب‌غربی شهرک و آب چاه داخل معدن و از بخش هوایی و ریشه گیاهان بوته‌ای اطراف هر خاک‌رخ و فضای سبز و شاخ و برگ درختان محیط مورد مطالعه نمونه‌برداری صورت گرفت. تله‌هائی نیز جهت جمع‌آوری ذرات گرد و غبار در سه ایستگاه با فواصل ۲ کیلومتری از یکدیگر و در جهت باد غالب از معدن تا شهرک

سپاهان‌شهر نصب و در دو مرحله، از ۱۵ آذر تا ۱۵ بهمن ۱۳۹۱ (نمونه غبار ۱) و از ۱۵ بهمن ۱۳۹۱ تا ۱۵ فروردین ۱۳۹۲ (نمونه غبار ۲)، نمونه‌برداری غبار انجام شد. هر کدام از تله‌ها شامل یک شیشه ۱ مترمربعی بود که بر روی آن یک توری پلاستیکی با سوراخ‌های ۲×۲ میلی‌متر پیچ گردیده بود (۱۳). غلظت کل سرب، روی و کادمیم در نمونه‌های خاک، پودرسنگ، ذرات گرد و غبار طبق روش هضم در اسید نیتریک (۲۶)، در نمونه‌های گیاهی خشک شده در آون و آسیاب شده به روش سوزاندن و هضم در اسید کلریدریک (۶) و در نمونه‌های آب اندازه گیری شد. جهت آنالیز ایزوتوپ‌های سرب، نمونه ها به آزمایشگاه ACME در شهر ونکوور کشور کانادا ارسال و آنالیزها توسط دستگاه ICP-MS(Inductively Coupled Plasma - Mass Spectrometry) انجام شد.

نتایج و بحث

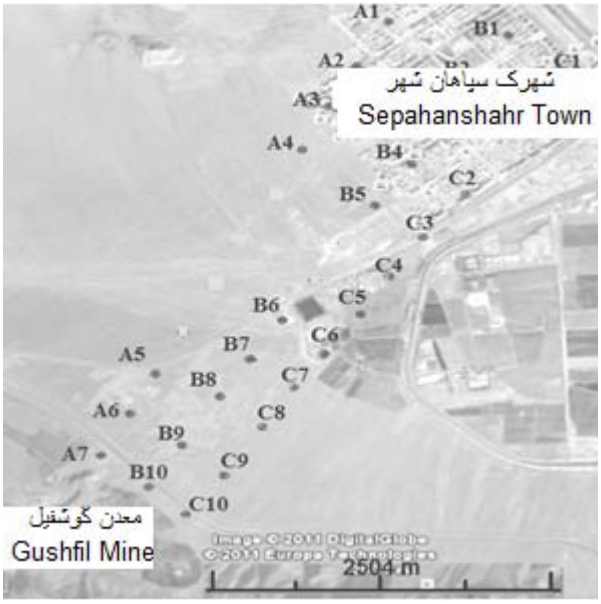
مقدار آلودگی در خاک‌های مورد مطالعه

غلظت فلزات سرب، روی و کادمیم در سطح خاک

کاباتا پندیاس (۱۶)، حدود غلظت‌های طبیعی و بحرانی برخی از عنصرهای سنگین، از جمله سرب، روی و کادمیم را در خاک تعیین کرده‌است (جدول ۱). در این تحقیق، این محدوده‌ها مبنای قضاوت درباره مخاطره آمیز بودن یا نبودن وجود عنصرهای مورد مطالعه در خاک‌های منطقه قرار گرفت. در لایه سطحی تمام خاک‌های واقع شده در شهرک سپاهان‌شهر، مقدار روی در محدوده ۸۸–۵۸، مقدار سرب در دامنه ۲۶/۳–۵/۵ و مقدار کادمیم حداکثر ۰/۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم می‌باشد. بنا به نظر کاباتا پندیاس (۱۶) (جدول ۱)، این محدوده‌ها، محدوده‌های غلظت طبیعی عنصرهای مذکور هستند و بنابراین می‌توان گفت که خطر آلودگی این عنصرها در خاک سطحی شهرک سپاهان‌شهر وجود ندارد. در امتداد هر سه ترانسکت، در لایه سطحی خاک‌رخ‌های واقع شده در فاصله ۱ تا ۲ کیلومتری از معدن گوش‌فیل، مقدار روی از حد طبیعی بیشتر بوده و این مقدار در خاک‌رخ‌های مربوط به ترانسکت B بیش از دو ترانسکت دیگر بدست آمد. حتی در ۲ خاک‌رخ از ترانسکت B، غلظت روی از حد بحرانی هم فراتر رفت.

در امتداد ترانسکت C، غلظت روی با وجودی که از حد طبیعی بیشتر نشان داده‌شد، ولی کمتر از دو ترانسکت دیگر بود. به‌طورکلی، در امتداد این ترانسکت، غلظت روی تا حد بحرانی فاصله بیشتری دارد.

در مورد سرب، در ترانسکت‌های A و B، در لایه سطحی خاک‌رخ‌های مطالعاتی، در فاصله ۱ تا ۲ کیلومتری از معدن، گرچه مقدار سرب از حدود طبیعی بیشتر و خاک به سرب آلوده است، اما غلظت این عنصر به حد بحرانی نرسیده و بیشترین غلظت سرب، ۱۵۹ میلی‌گرم بر کیلوگرم، مربوط به خاک سطحی خاک‌رخ A_6 در فاصله ۵۰۰ متری از معدن می‌باشد. غلظت کادمیم در امتداد هر سه ترانسکت، در لایه سطحی تمام خاک‌رخ‌های مطالعاتی کمتر از ۱/۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم بوده و در دامنه غلظت طبیعی قرار داشته و در تمام منطقه مطالعاتی (حتی در نزدیکی معدن)، کمتر از حد آلایندگی می‌باشد.



شکل ۱- محل خاک‌رخ‌ها (نقاط نمونه‌برداری) در محدوده مطالعاتی

Figure 1- Location of soil profiles (sampling points) in studied area

بیشترین غلظت در خاک سطحی خاک‌رخ B_8، برابر ۱/۳۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم، در فاصله ۱ کیلومتری از معدن دیده شد. رحمانی و همکاران (۲۱)، در بررسی اثر معدن‌کاری فسفات جیرود واقع در استان تهران بر آلودگی خاک، مشاهده کردند که آب زیرزمینی متأثر از این کانسار، می‌تواند آلودگی آب وخاک را در پایین-دست ایجاد کند. آن‌ها گزارش کردند که غلظت فلزات Sb، Cu، Ni ، Cr، As وCd، در منطقه بالااست. زیباهای و همکاران (۳۴)، آلودگی خاک ناشی از فعالیت‌های معدنی را بررسی کردند. خاک مجاور معدن سرب از نظر میزان سرب بسیار غنی‌تر از نواحی کشت شده اطراف معدن بود (حدود ۵۰ برابر). این امر بیانگر اثر قابل‌ملاحظه معدن بر آلودگی خاک بود.

در لایه عمقی تمام خاک‌های واقع شده در شهرک سپاهان‌شهر، در امتداد هر سه ترانسکت، مقادیر روی و کادمیم در محدوده‌های غلظت طبیعی این عناصر قرارگرفته (۱۶) و با افزایش عمق روند منظمی نشان نمی‌دهند (جدول۱). بررسی تغییرات عمقی سرب در خاک‌هایی که در قسمت‌های مسکونی، خیابان‌ها و نواحی پرتردد شهرک سپاهان‌شهر واقع شده‌اند نشان داد، مقدار سرب با افزایش عمق، روند کاهشی تقریبا منظمی داشته و در اغلب خاک‌ها، مقدار این عنصر در افق‌های سطحی کمی افزایش نشان می‌دهد. البته مقدار سرب تمامی لایه‌های خاک‌های واقع شده در شهرک نیز مانند روی و کادمیم، در دامنه غلظت طبیعی و یا کمتر از ۱۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم بوده و در برخی قسمت‌ها در عمق، حتی نزدیک به صفر رسیده‌است. بنابراین در عمق نیز خطر آلودگی به سرب وجود ندارد.

غلظت فلزات سرب، روی و کادمیم در عمق خاک

جدول۱- حدود غلظت‌های طبیعی و بحرانی کادمیم، سرب و روی در خاک (۱۶) و غلظت فلزات مذکور در لایه های مختلف خاک در برخی از خاک‌رخ‌های مطالعاتی

Table1- Natural and critical concentrations limits of Cd, Pb and Zn in soil (16) and concentrations of these metals in different horizons of some of the studied profiles

		Zn	Pb	Cd
		(mg kg^{-1})		
غلظت طبیعی در خاک Natural concentration in soil		17-125	10-100	< 1-2
غلظت بحرانی در خاک Critical concentration in soil		300	400	3
خاک‌رخ Profile	عمق Depth (cm)			
B1	0-20	82.85	14.45	0.00
	20-40	63.07	11.17	0.10
	40-80	76.87	15.17	0.17
	80-140	62.85	5.15	0.15
B4	0-25	76.42	9.90	0.12
	25-80	58.35	5.12	0.15
	80-130	58.87	4.30	0.00
B6	0-20	268.12	116.62	0.90
	20-40	192.00	92.20	1.10
	40-70	265.50	114.37	0.85
	70-100	302.12	132.32	1.02
B8	0-20	368.25	148.10	1.35
	20-35	344.25	141.17	1.30
	35-150	340.50	140.65	1.60
B10	0-40	262.79	80.50	0.72
	40-75	205.29	78.32	0.82
	75-95	293.62	95.07	0.80
	95-160	289.50	112.55	0.95

کاهش تقریبا منظم مقدار سرب به طرف عمق خاک، در نواحی پرتردد شهرک سپاهان‌شهر می‌تواند بیانگر رسوب سرب حاصل از سوخت های فسیلی ناشی از تردد اتومبیل‌ها، در لایه‌های سطحی خاک باشد که به مقدار سرب طبیعی خاک اضافه شده‌است (ترانسکت C: خاک رخ‌های C1وC2؛ترانسکتB:خاک‌رخ‌های B2، B3 و B4 و ترانسکت A: A3).

در خاک‌رخ‌هایی که در فاصله ۱/۵ تا ۲ کیلومتری معدن در امتداد هر سه ترانسکت قرار دارند، مقدار روی در لایه‌های مختلف، علاوه بر روند کاهشی نامنظمی که دارد، از حد طبیعی بیشتر شده و در برخی از لایه‌ها، در امتداد ترانسکت‌های A و B، از حد بحرانی نیز تجاوز کرده‌است.

در خاک‌رخ‌های مربوط به ترانسکت C، غلظت روی در هیچ‌یک از لایه‌ها از حد بحرانی بیشتر نشده‌است. در ترانسکت‌های AوB، در خاک‌رخ‌هایی که در فاصله ۱/۵ تا ۲ کیلومتری معدن هستند، مقدار سرب در اکثر لایه‌ها از حد طبیعی بیشتر شده‌است. خصوصاً در خاک-رخ های A_6 و A_7 که در ۰/۵کیلومتری معدن، در ترانسکت A واقع شده‌اند، مقدار سرب در لایه‌های زیرین از ۲۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم هم بیشتر شده، اما در هیچ‌یک، از حد بحرانی تجاوز نکرده‌است. در این خاک‌رخ‌ها نیز تغییرات غلظت به طرف عمق، به‌طورکلی روند کاهشی نامنظمی را نشان می‌دهند. در خاک‌رخ‌های مربوط به ترانسکت C، غلظت سرب در هیچ‌یک از لایه‌ها از حد طبیعی بیشتر نشده و در کل می‌توان گفت غلظت سرب و روی در تمام لایه‌های خاک‌رخ‌های این ترانسکت در مقایسه با دو ترانسکت دیگر کمتر است. مقدار کادمیم در لایه‌های مختلف زیاد نبوده و بین صفر و ۱/۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم متغیر است. حداقل آن در شهرک سپاهان شهر و حداکثر این عنصر برابر ۱/۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم در عمق ۳۵ تا ۱۵۰ سانتی‌متری خاک‌رخ B_8، در ترانسکت B، در فاصله ۱ کیلومتری از معدن دیده شد.

تغییرات نامنظم عنصرها در عمق خاک، به دلیل آبرفتی بودن خاک‌های منطقه مطالعاتی است که در مقاطع مختلف زمانی، جریان آب از بالادست (کوه‌های اطراف معدن) رسوبات را شسته و به منطقه مذکور که دارای فیزیوگرافی دشت دامنه‌ای‌است انتقال داده و لایه‌های مختلف خاک را با غلظت‌های متفاوتی از فلزات ایجاد کرده است. کاباتا پندیاس و موکهرجی (۱۵)، توزیع نامنظم سرب در خاک‌رخ رانشان‌دهندهٔ همبستگی زیاد این عنصر با هیدروکسیدها به‌خصوص هیدروکسیدآهن و منگنز در نظر می‌گیرند. بنا به نظر تیجانی و همکاران (۲۹) یکی از دلایل بیشتر بودن سرب لایه‌های زیرین نسبت به خاک سطحی می‌تواند تحرک کم این عنصر و تجمع سرب آزاد شده در اثر هوادیدگی سنگ‌بستر، در خاک زیرین باشد. در منطقه مورد مطالعه، سنگ بستری در زیر وجود ندارد و مواد مادری خاک از نوع انتقال یافته و آبرفتی است و از کوه‌های غربی (ایران‌کوه) که محل معادن سرب و روی می‌باشد، سرچشمه می‌گیرد. غلظت کل این فلزات در لایه‌های مختلف خاک با افزایش فاصله از معدن به سمت شهرک سپاهان‌شهر نیز به‌طور نامنظمی کاهش یافته است. کری بک و همکاران (۱۸)، نشان دادند که مقادیر کل کبالت، مس و سولفور در خاک سطحی منطقه بیشتر از خاک عمقی بوده و مقادیر سرب، روی، آرسنیک و جیوه افزایش مشخصی را در نواحی نزدیک به فعالیت‌های انسانی و در جهت مستقیم بادهای غالب نشان می‌دهند. خراسانی‌پور و همکاران (۱۷)، پراکندگی تعدادی از فلزات سنگین را در افق‌های خاک واقع در محدوده شهرک مسکونی معدن مس سر چشمه ارزیابی کردند. بجز Cdو Coو در مواردی Mo، سایر فلزات در مقایسه با سنگ بستر، در خاک، غنی‌شدگینشانمی‌دادند.

مقدار آلودگی عناصر روی، سرب و کادمیم در آب‌های منطقه مورد مطالعه

مقادیر فلزات روی، سرب و کادمیم در نمونه‌های آب و مقایسه آنها با مقادیر مجاز در آب آشامیدنی در جدول ۲ نشان داده شده است. نمونه آب ۱، از چاه آب واقع در اراضی تحت کشت جنوب‌غربی شهرک سپاهان‌شهر (خارج از شهرک) در فاصله ۳ کیلومتری از معدن و نمونه آب ۲، از معدن گوش فیل تهیه شده اند.

غلظت روی در هر دو نمونه آب، کمتر از حداکثر مقدار مجاز عنصر برای مصرف شرب بوده و حتی آب در محل خود معدن نیز به روی آلوده نیست. اما غلظت عنصرهای سرب و کادمیم در آب، بسیار بیشتر از حداکثر مقدار مجاز آن‌ها جهت شرب است (جدول ۲). قاسمی و همکاران (۱۰) گزارش کردند که میزان سرب و روی در آب‌های زیرزمینی نزدیک یک معدن سرب و روی کمی بیش از غلظت بحرانی بوده است.

مقدارآلودگی عناصر روی، سرب و کادمیم در گیاهان منطقه مورد مطالعه

مقدار عنصرهای روی، سرب و کادمیم در شاخ و برگ گیاهان موجود در فضای سبز شهرک سپاهان‌شهر که شامل درختان کاج، زبان‌گنجشک، توت نر و اقاقیا می‌شوند و در خارج از سپاهانشهر، در اطراف خاک‌های مورد مطالعه، مقدار این عنصرها در شاخ و برگ درختان زیتون و توت در اراضی درختکاری شده در جنوب‌غربی شهرک و در بخش‌هوایی و ریشه گیاهان بوته‌های یونجه در مزارع، گل ختمی سفید، فرفیون و چوبک در اراضی بایر اندازه‌گیری شد (جدول ۳).

جدول ۲- حداکثر مقادیر مجاز سرب، روی و کادمیم (میلی‌گرم در لیتر) در آب آشامیدنی و غلظت این فلزات در نمونه‌های آب تهیه شده در منطقه مورد مطالعه

Table 2- Maximum allowable lead, zinc and cadmium contents in drinking water (mg. l^{-1}) and concentrations of these metals in the collected water samples of the studied area

	Cd	Pb	Zn
	(mg. l^{-1})		
حداکثر مقدار مجازفلزات در آب آشامیدنی Maximum allowable metals content in drinking water	0.003[2]	0.010[2]	2.000[1]
نمونه آب ۱ Water Sample 1	0.023	0.261	0.018
نمونه آب ۲ Water Sample 2	0.089	0.492	0.397

[۱] منبع شماره ۲
Reference No. 2
[۲] منبع شماره ۳۳
Reference No. 33

مقایسه غلظت عنصرها در گیاه با مقادیر حداکثر مجاز خوراکی و مقادیر آلوده‌کننده در گیاه (جدول ۳) نشان داد که مقدار روی در شاخ و برگ درختان فضای سبز شهرک کمتر از سقف مجاز جهت مصرف خوراکی می‌باشد. برای عنصر سرب نیز تقریباً همین نتیجه بدست آمد، با این تفاوت که فقط سرب با مقدار ۶/۷ میلی‌گرم در کیلوگرم در گیاه اقاقیا، کمی از سقف مجاز بیشتر است. در تمامی درختان، غلظت کادمیم بالاتر از سقف مجاز خوراکی می‌باشد. البته این گیاهان مصرف خوراکی نداشته و بیشتر جهت ایجاد فضای سبز، زیبایی محیط و پاکسازی هوا کاشته می‌شوند. همچنین مقدار هر سه عنصر در شاخ و برگ درختان کمتر از حد آلوده‌کنندگی است (جدول۳). در گیاهان خارج از سپاهان‌شهر، مقدار روی، سرب و کادمیم در شاخ و برگ درختان زیتون و توت کمتر از حد آلوده‌شدن گیاه به این عناصر است. اما مقدار کادمیم در آن‌ها و مقدار سرب در زیتون بالاتر از سقف مجاز جهت مصرف انسان است (جدول ۳). بنابراین، میوه این درختان ممکن است جهت سلامتی انسان خطرناک باشد. مقدار روی و سرب در بخش هوایی و ریشه گیاه یونجه از نظر مصرف دام مشکلی نداشته، اما مقدار کادمیم در آن می‌تواند از این نظر خطرناک باشد. مقدار عنصرهای سرب و کادمیم در بوته‌های گل ختمی، فرفیون و چوبک نیز بالاتر از سقف مجاز جهت مصرف خوراکی می‌باشد. البته این گیاهان مصرف خوراکی نداشته و خطری برای سلامتی انسان و حیوان ندارند. اسدی (۳) با بررسی خاک سطحی و چند گیاه در اطراف کارخانه‌های ذوب آهن و فولاد مبارکه، مقدار سرب، روی و نیکل قابل جذب گیاه را با وجود آلودگی منطقه ناچیز دانست. مطالعات احمدی و نجمی (۱) نشان داد، خاک‌ها و محصولات زراعی کاشته شده در مجاورت معادن و کارخانه‌های تولید و فرآوری سرب وروی زنجان به فلزاتی ازقبیل روی، سرب و کادمیم آلوده بوده و با نزدیکی به کارخانه‌ها، این آلودگی افزایش می‌یابد.

مقدار آلودگی در گرد و غبار منطقه

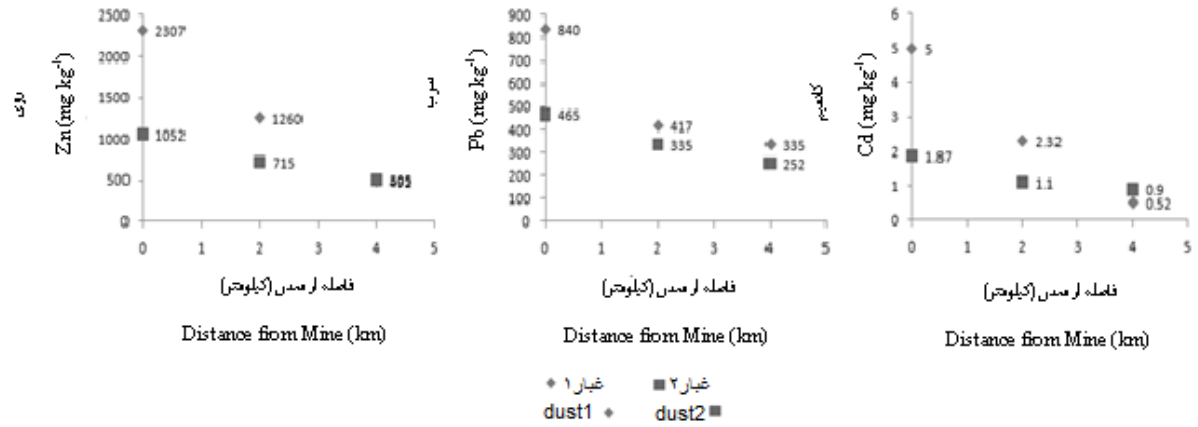
آنالیز نمونه‌های غبار تهیه شده از ایستگاه‌های نصب شده در منطقه مطالعاتی نشان داد که غلظت عنصرهای روی، سرب و کادمیم، در غبار رسوب‌یافته در نزدیک معدن گوش‌فیل حداکثر است و با افزایش فاصله از معدن، این غلظت کاهش یافته و در داخل شهرک سپاهان‌شهر به مقدار حداقل می‌رسد. این کاهش غلظت، با افزایش فاصله از معدن، همبستگی بالایی داشته و ضریب تعیین (R^2) این همبستگی برای هر یک از عنصرهای روی و کادمیم بیش از ۰/۹ و برای عنصر سرب بیش از ۰/۸ است (شکل ۲). همبستگی بالای بین کاهش غلظت فلزات در نمونه‌های غبار با افزایش فاصله از معدن، بیانگر ورود عناصر آلاینده به هوا طی انفجارات انجام‌شده در معدن می‌باشد. با توجه به تفاوت در زمان نمونه‌برداری از غبار، می‌توان گفت عواملی مانند تفاوت در حجم عملیات معدن‌کاری و تفاوت در میزان وزش باد، در زمان‌های مختلف می‌توانند سبب اختلاف در انتشار عناصر آلاینده در محیط و نتیجتاً، تفاوت در غلظت عنصرهای نمونه‌ها باشند. همان‌گونه که در شکل ۲ نشان داده شده، در نمونه غبار ۲، غلظت عنصرها کمتر از نمونه غبار ۱ می‌باشد و این اختلاف در نزدیک‌ترین فاصله به معدن بیشترین و در داخل سپاهان‌شهر کمتر شده است.

جدول ۳- حداکثر مقادیر مجاز خوراکی، مقادیر آلوده‌کننده گیاه و غلظت سرب، روی و کادمیم در نمونه‌های گیاهی منطقه مورد مطالعه

Table 3- Maximum allowable lead, zinc and cadmium contents in plants, contaminant amounts and concentrations of these metals in the collected plant samples of the studied area

			Cd	Pb	Zn
			(mg kg^{-1})		
		حداکثر مجاز در گیاه خوراکی [1] Maximum allowable content in edible plant	0.1[2]	5	200
		میزان عنصر در گیاه آلوده[1] Metal content in polluted plant	5-30	30-300	100-400
داخل شهرک سپاهان‌شهر Inside Sepahanshahr town		کاج Pine	0.5-0.9	0-4.8	22.3-41.5
		زبان گنجشک Ash tree	0.7	2.4	14.6
		توت Berry	0.8-0.9	0.3-2.2	31.3-44.3
		اقاقیا Acacia	0.8	6.7	40.6
خارج شهرک سپاهان‌شهر Outside Sepahanshahr town		زیتون Olive	0	0.8	14.6
		توت Berry	0.9	28.3	6.1
	یونجه Alfalfa	بخش‌هوایی Shoot	1.1	1.4	30.8
		ریشه Root	0.7	0.0	24.1
	گل ختمی Holly hock	بخش‌هوایی Shoot	0.9	6.6	37.2
		ریشه Root	1.0	8.9	58.0
	فرفیون Spurge	بخش‌هوایی Shoot	0.9	23.0	45.5
		ریشه Root	1.0	12.0	53.8
	چوبک Rhizome	بخش‌هوایی Shoot	1.1	6.0	68.2
		ریشه Root	1.2	5.4	28.7

[1] منبع شماره ۲
Reference No. 2
[2] منبع شماره ۲۵
Reference No. 25



شکل ۲- کاهش غلظت روی، سرب و کادمیم نمونه غبارهای تهیه شده در دو بازه زمانی مختلف، با افزایش فاصله از معدن گوش‌فیل
Figure 2- Reduction of zinc, lead and cadmium concentrations of dust samples, collected during two different time periods, with increasing distance from the Gushfil mine

فرهمندکیا و همکاران (۹)، طی مطالعات خود در زنجان نتیجه گرفتند که بین سرب و روی در گرد و غبار همبستگی بالایی وجود دارد که به علت وجود معادن و صنایع وابسته به سرب و روی در این منطقه است. وی و همکاران (۳۱)، در تحقیقی در چین گزارش کردند که الگوی توزیع مکانی مس، سرب، کروم و روی در گرد و غبار شهری مشابه است و جاده‌های اصلی با تراکم ترافیک بالا، غلظت بالایی از این عنصرها دارند. نیکل و منگنز نیز توزیع مکانی مشابهی دارند که به علت وجود مناطق صنعتی است.

به‌نظر می‌رسد آلودگی‌های مورد اشاره در محیط مورد مطالعه، یک منشأ مشترک دارند و آن سنگ‌معدن گوش‌فیل است. برای اثبات این موضوع، مقدار عنصرهای روی، سرب و کادمیم در سنگ معدن فوق اندازه‌گیری و از طریق آنالیز ایزوتوپی سرب، رابطه ژئوشیمیایی بین سنگ معدن و خاک و غبار مورد بررسی قرار گرفت.

مقدار آلودگی در سنگ‌معدن گوش‌فیل

نتایج حاصل از اندازه‌گیری مقادیر فلزات روی، سرب و کادمیم در سنگ‌های مختلف نمونه برداری شده از معدن گوش‌فیل (جدول ۴) نشان داد که مقدار کل عنصرهای سرب و روی در ماسه سنگ دولومیتی غنی از کانی اسفالریت (ZnS) حداکثر می‌باشد. حداکثر مقدار کادمیم در سنگ شیل نمونه‌برداری شده از محل یک گسل در معدن دیده شد. در این سنگ، مقادیر روی و سرب نیز بسیار زیاد است. اما مقدار هر سه عنصر در شیل‌های سیاه رنگ و سبز رنگ کمتر از دیگر نمونه‌ها می‌باشد. در ماسه سنگ دولومیتی غنی از کانی گالن (PbS) نیز مقدار هر سه عنصر زیاد بوده و مقدار سرب آن بعد از سنگ غنی از اسفالریت، حداکثر می‌باشد (جدول ۴). تقی پور و همکاران (۲۷) نشان دادند که شیل‌های موجود در منطقه همدان دارای غلظت بالایی از عنصر روی (۹۶/۲ میلی گرم بر کیلوگرم) هستند و با هوادیدگی این سنگ‌ها، روی به خاک اضافه شده است. طبق تحقیقات انجام شده (۲)، متوسط مقدار سرب در سنگ‌های بازالت، ۶ میلی‌گرم برکیلوگرم، در گرانیت، ۱۸ میلی‌گرم برکیلوگرم، در شیل، ۲۰ میلی‌گرم برکیلوگرم، در شیل سیاه، ۳۰ و در سنگ آهک، ۹ میلی‌گرم بر کیلوگرم است. در شیل، آرسنیک، مس، سرب و روی، بیشترینغلظت را نشان می‌دهند. فیفر و همکاران (۲۰)، در مطالعات خود بیان کردند، سنگهای سیلیکاته غنی از آلومینیوم مانند شیل‌ها و میکاشیست‌ها اغلب غنی از سولفور و فلزات کم‌یاب مانند روی، سرب، آرسنیک و کادمیم هستند. ولی سنگهای کربناته از قبیل سنگ آهک یا سولفات‌های حاوی دولومیت در محیط اطرافشان فلزات منگنز، فلوئور، گوگرد، کلر، باریم، آرسنیک، کادمیم و رادون را آزاد می‌کنند.

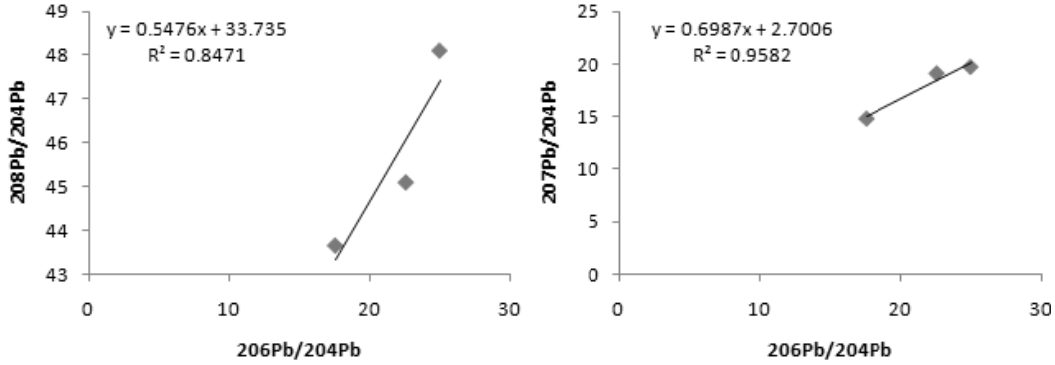
بررسی رابطه ژئوشیمیایی بین سنگ‌معدن و خاک و غبار اطراف معدن

روابط رگرسیونی بین نسبت‌های ایزوتوپی $^{206}Pb/^{204}Pb$ و $^{207}Pb/^{204}Pb$ و همچنین بین $^{206}Pb/^{204}Pb$ و $^{208}Pb/^{204}Pb$ در نمونه‌های سنگ، خاک و غبار با ضریب تعیین بالا($R^2 > 0.8$) در شکل ۳ نشان داده شده‌اند. همبستگی بالا بین نسبت‌های ایزوتوپی فوق نشان داد که خاک و غبار اطراف معدن با سنگ معدن ارتباط ژنتیکی دارند (شکل ۳). به عبارت دیگر، خاک‌های دشت آبرفتی دامنه‌ای در پای کوه‌های غربی منطقه مطالعاتی در آبرفت‌هائی تشکیل شده‌اند که این آبرفت‌ها از کوه‌های غربی سرچشمه گرفته‌اند. در مورد غبار هم همین‌طور است. یعنی منشأ حداقل قسمتی از گرد و غبار موجود در منطقه مطالعاتی، گرد و غباری است که به هنگام انجام عملیات انفجار سنگ‌ها در معدن گوش‌فیل ایجاد می‌شود.

جدول ٤ -غلظت فلزات روی، سرب و کادمیم در سنگ‌های مختلف معدن گوش‌فیل

Table4- Concentrations of Cd, Pb and Zn in different ores of Gushfil mine

نوع سنگ Ore type	Cd	Pb	Zn
	(mg kg^{-1})		
ماسه‌سنگ دولومیتی حاوی اسفالریت و گالن شماره ۱ Dolomatic sandstone containing sphalerite and Gallon no. 1	60.5	5045	65677
ماسه‌سنگ دولومیتی حاوی اسفالریت و گالن شماره ۲ Dolomatic sandstone containing sphalerite and Gallon no. 2	46.4	1610	53182
شیل‌سیاه Black shale	0.4	360	830
شیل در محل گسل Shale at location of fault	201.2	1442	57982
شیل‌سبز Green shale	0.3	195	945



شکل ۳- روابط رگرسیونی بین نسبت‌های ایزوتوپی سرب در سنگ معدن، خاک و غبار

Figure 3- Regression relations between Pb isotopes ratios in ore, soil and dust

این گرد و غبار توسط باد به طرف سپاهان‌شهر حمل می‌شود و باعث آلودگی محیط اطراف معدن می‌گردد. زراسوندی و همکاران (۳۵)، رابطه خطی قوی میان نسبت‌های ایزوتوپی رادیوژنیک $^{206}Pb/^{204}Pb$ و $^{208}Pb/^{204}Pb$ رانشان‌دهنده وجود شرایط زمین شیمیایی یکسان در شکل‌گیری لایه‌های مختلف سنگی دانستند.

نتیجه‌گیری کلی

منشأ روی، سرب و کادمیم در خاک، آب، گیاه و غبار در منطقه مطالعاتی، سنگ‌های معدن گوش‌فیل می باشد. این عنصرها از دو طریق از معدن وارد محیط‌زیست می‌شوند. یکی از طریق روان‌آبی که از کوه‌های محل معدن به طرف دشت آبرفتی دامنه‌ای سرازیر می‌شود و دیگری توسط غبار حاصل از انفجارات معدن که با نیروی باد از معدن به طرف سپاهان‌شهر حرکت می‌کند. مقدار کادمیم در خاک‌های مورد مطالعه به حدی نمی‌رسد که ایجاد آلودگی کند. با افزایش فاصله از معدن، میزان آلودگی سرب و روی در خاک و در غبار کاهش می‌یابد، به‌طوری‌که خاک‌های واقع شده در شهرک سپاهان‌شهر، آلوده به سرب و روی نیستند. آلودگی سرب و روی در خاک های به فاصله ۱ تا ۲ کیلومتری معدن گوش‌فیل دیده می‌شود. نمونه‌های آب مورد مطالعه به سرب و کادمیم آلوده‌اند و مقدار کادمیم در تمام گیاهان مطالعاتی از مقدار حداکثر مجاز جهت مصرف خوراکی بیشتر است.

سپاسگزاری

این مقاله بخشی از پایان‌نامه مقطع دکتری با عنوان «تشکیل و طبقه بندی خاک‌های آلوده به سرب، روی و کادمیم جنوب اصفهان و اثر کانی‌های جاذب بر کنترل آن‌ها» می‌باشد. بدین‌وسیله از مسؤلین محترم ذیربط در دانشگاه شهرکرد که پرداخت بخشی از هزینه‌های پایان‌نامه را تقبل نمودند و از آزمایشگاه ACME شهر ونکوور کشور

کانادا بخاطر انجام آنالیز ایزوتوپ های سرب سپاسگزاری می‌گردد.

منابع

1- Ahmadi B., and Najmi Z. 2009. Investigation about management of mining wasted materials in Zanjan province. p. 101-114. In Iranian Environmental Engineering Society (ed.). Proceedings of the 3rd Conference of Environmental Engineering, 7-8 Oct. 2009. Tehran, Iran. (in Persian).
2- Alloway B.J. 1990. Heavy Metals in Soils. John Wiley and Sons, New York.
3- Asadi Z. 2004. Study of Geostatistical Correlation Among Concentrations of Some of Heavy Metals in Soil and Plant Around Zobeahan and Fooladem obarakeh Factories. Soil Science M.Sc. thesis, Agricultural Faculty, Isfahan University of Technology. (in Persian with English abstract).
4- Boekhold A.E., and Vander Zee E.A. 1992. A scale sorption model validated at the column scale to predict Cd contents in a spatially variable field soil. Journal of Soil Science, 154: 105-109.
5- Boul S.W., Southard R.J., Graham R.C., and McDaniel P.A. 2003. Soil Genesis and Classification. 5th ed. Iowa State Press, Iowa.
6- Chapman H.D., and Pratt P.F. 1961. Methods of analysis for soils, plants and water. California University, California.
7- Correia P.R.M., Oliveirra E., and Oliveirra P.V. 2000. Simultaneous determination of Cd and Pb in food stuffs by electrothermal atomic absorption spectrometry. Analytical Chimica Acta, 405: 205-211.
8- Dayani M., Mohammadi J., and Naderi M. 2010. Geostatisticalanalysisof Pb, Zn and Cd concentrations in soils around Sepahanshahr, south Isfahan. Journal of Water and Soil. 23(4): 67-76. (in Persian with English abstract).
9- Farahmandkia Z., Mehrasebi M.R., Sekhawatjo M.S., Hasanalizadeh A.Sh., and Ramezanzadeh Z. 2010. Study of Heavy Metals in the Atmospheric Deposition in Zanjan, Iran.Health and Environment, 2: 240-249. (in Persian with English abstract).
10- Ghasemi A., Afshari S., and Taghipour B. 2004. Study of environmental impactsof Gushfil mine on Sepahanshahr, south Isfahan. p. 255-261. In Chadormalu Mining and Industrial Company (ed.). Proceedings of the 5th Iranian Congress on Safety, Health and Environment in Mines and Mineral Industries, 12 Dec. 2004. Kerman, Iran. (in Persian).
11- Ghasemi Todeshkchooi A. 1996. Study ofgeology, facies analysisandgeochemistry ofKolahdarvazeh-Gudzandan-Khanehgorgi lead and zincmineinsouthernIrankuh, southwestIsfahan. M.Sc. thesis, Faculty of Sciences, Tarbiat Modarres University, Tehran. (in Persian with English abstract).
12- Ghazban F., Mcnutt R.H., and Schwarcz H.P. 1994. Genesis of sediment-hosted Zn-Pb-Ba deposits in the Irankuh district, Isfahan area, west-centralIran. Journal of Economic Geology,89: 1262-1278.
13- Hojati S., Khademi H., Cano A.F., and Landi A. 2012. Characteristics of dust deposited along a transect between central Iran and the Zagros mountains. Catena, 88: 27-36.
14- Hutzinger O. 1980. The Handbook of Environmental Chemistry. Springer, New York.
15- Kabata-pendias A., and Mukherjee A.B. 2007. Trace elements from soil to human. Springer, Berlin.
16- Kabata-pendias A., and Pendias H.K. 2000. Trace Elements in Soils and Plants. 3rd ed., CRC Press, United States.
17- Khorasanipour M., Aftabi A., Esmaeilzadeh A., and Nekouei M. 2007. Geochemical Investigation and Environmental Analysis of Toxic Metals in Soil Horizons, Residential Town of Sarcheshmeh Cu Mine, Kerman. p. 2042-2052. In Geological Society of Iran (ed.). Proceedings of the 10th Symposium of Geological Society of Iran, 4-6 Sep. 2006. Tarbiat Modarres University, Tehran, Iran. (in Persian).
18- Kríbek B., Majer V., Veselovský F., and Nyambe I. 2010. Discrimination of lithogenic and anthropogenic sources of metals and sulphur in soils of the central-northern part of the Zambian copperbelt mining district: A topsoil vs. subsurface soil concept. Journal of Geochemical Exploration, 104: 69–86.
19- Meteorogical Organization of Iran 2011. Isfahan Meteorogical Bureau. Available at http://www. Esfahanmet. ir. /index.aspx?lang=2&sub=0
20- Ping S.X., Shu T., Jun C., Gang L.B., Ran S.W., and Ju Z.W. 1999. Vertical distribution of trace element contents in soils of Tianjin area. Journal of China Environmental Science, 19(3): 226-229.
21- Pfeifer H.R., Derron M.H., Rey D., Schlegel C., Atteia O., Piazza R.D., Dubois J.P., and Mandia Y. 2000. Chapter 2 natural trace element input to the soil- sediment-water-plant system: examples of background and contaminated situations in Switzerland, eastern France and northern Italy. Trace Metals in the Environment, 4: 33-86.
22- Rahmani B., Peyrovan H., and Abbasnezhad A. 2009. Study of environmental effects of Geirud phosphate mine, Tehran on accumulation of heavy metals in soil. In Geological Society of Iran (ed.). Proceedings of the 6th Symposium on Geological Engineering and Environment of Iran. 4-6 Sep. 2009. Tarbiat Modarres University, Tehran, Iran. (in Persian).
23- Rashed M.N. 2010. Monitoring of contaminated toxic and heavy metals, from mine tailings through age accumulation, in soil and some wild plants at southeast Egypt. Journal of Hazardous Materials, 178 (1-3): 739–746.

24- Safari M. 2006. Investigation about impacts of mine working on environmental pollution and diseases of miners. In Tehran University (ed.). Proceedings of the 1st Conference on Environmental Engineering. 19-20 Feb. 2006. Tehran University, Tehran. (in Persian).
25- Sauerbeck D.R., and Hein A. 1991. Nickel uptake from different soils and its prediction by chemical extractions. Journal of Water, Air and Soil Pollution, 58:861-871.
26- Sencindiver J.C., and Ammons J.T. 2000. Minesoil genesis and classification. p. 595-613. In R.I. Barnhisel, R.G. Darmody, and W.L. Daniels (eds.). Reclamation of drastically disturbed lands. American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin.
27- Sposito G., Lund L.J., and Chang A.C. 1982. Trace metal chemistry in arid zone field soils, amended by sewage sludge: I. fractionation of Ni, Cu, Zn, Cd and Pb in solid phases. Soil Science Society of America Journal, 46: 260-264.
28- TaghipourM., Khademi H., and Ayoubi Sh. 2010. Spatial variability of Pb and Zn concentrations and its relationship with land use and parent materials in selected surface soils in part of Hamadan province. Water and Soil (Agricultural Sciences and industries), 24 (1): 132-144.(in Persian with English abstract).
29- Tan K.H. 1994. Environmental Soil Science. Morcel Dekker Inc., New York
30- Tijani M.N., Okunlola O.A., and Abimbola A.F. 2006. Lithogenic concentrations of trace metals in soils and saprolites over crystalline basement rocks: A case study from SW Nigeria. Journal of African Earth Sciences, 46: 427– 438.
31- Valizadeh M., Ghasemi H., Naraghi N., and Sadeghiyan M. 2007. Principles of Isotopic Geology. 2nd ed. Shahrood University of Technology. (in Persian).
32- Wei B., Jiang F., Li X., and Mu S. 2009. Spatial distribution and contamination assessment of heavy metals in urban road dusts from Urumqi, NW China. Microchemical Journal, 93: 147-152.
33- World Health Organization 1998. Guidelines for drinking-water quality. WHO, Geneva.
34- Xiaohai L., Yuntao G., Khan S., Gang D., Aikui C., Li L., Lei Z., Zhonghan L., and Xuecan W. 2008. Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on contaminated sites and their potential accumulation capacity in Heqing, Yunnan. Journal of Environmental Sciences, 20: 1469–1474.
35- Zarasvandi A.R., Rezaei M., Pourkaseb H., and Saki A. 2013. Investigation about primary and secondary processes in Nasirabad manganese mine, south of Neyriz, using mineralogy and geochemistry of Pb isotopes. Economic Geology, 1(5):37-47. (in Persian).
36- Zhang X.P., Deng W., and Yang X.M. 2002. The background concentrations of 13 soil trace elements and their relationships to parent materials and vegetation in Xizang (Tibet), China. Journal of Asian Earth Sciences, 21: 167-174.

Journal of Water and Soil
Vol. 29, No. 2, May.-Jun. 2015, p. 441-452

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۲۹، شماره ۲، خرداد – تیر ۱۳۹۴، ص. ۴۵۲-۴۴۱

Contamination of Soil, Water, Plant and Dust by Zinc, Lead and Cadmium in Southwest Isfahan

N. Esmaeilpourfard[1]- J. Givi[2]*- A. Davoudian[3]

Received: 18-11-2013
Accepted: 13-04-2015

Introduction Due to mining, considerable amounts of heavy metal bearing mineralsare scattered in the atmosphere in the form of dust and make the surrounding air, water and soils polluted.Runoff water movingfrom the mountainstowardsplains may also transport heavy metals from mines to the soils.One type ofpollutions is contamination withheavy metals.The purpose of the present research has been to investigate the effect of heavy metals of mine on soil, water, plant and dust pollution.

Materials and Methods: Gushfil mine is located 3 kilometers southwest of Sepahanshahr, Isfahan. Soil profiles were dug 500 meters apart along three parallel transects, between east of Sepahanshahr and Gushfil mine. The profiles were described and samples were collected from their horizons. Ore, wells, plant and dust were sampled as well. Total concentrations of lead, zinc and cadmium were measured in the samples. To find the origin of polluted dust and soil, lead isotopes contents in the samples were measured and regressional relationships between the ratios of these contents were investigated.

Results and Discussion: Sepahanshahr soils are not contaminated by zinc, lead and cadmium, but within a distance of one to two kilometers from the Gushfil mine, the soils are polluted by zinc and lead. Cadmium contamination was not observed in the studied soils. In all of the soils, the heavy metals content varies downwards irregularly. The reason for this variation trend is that the studied soils are alluvial. In different periods of time, alluvium parent materials have been transported by runoff water from the lead and zinc mines towards the alluvial piedmont plain. The studied heavy metals have been distributed irregularly in different horizons of the soils that have been formed in these parent materials. Lead and cadmium concentrations of drinking water in the studied area are much higher than the maximum amount allowed by the World Health Organization. Cadmium content in all trees of the Sepahanshahr urban park and in alfalfa, lead content in olive trees and lead and cadmium concentrations in Holly hock (*Althaea officinalis),* Spurge *(Euphorbiarigida)* and Rhizome (*Acanthe phylum bracteatum)*are higher than dietaryallowance. Significant correlation between heavy metal concentrations reduction in dust samples and increase of distance from the mine expresses that contaminant heavy metals enter the atmosphere due to mine explosions. In dolomitic sandstone rich in sphalerite mineral, the total amounts of lead and zinc are maximum. The maximum amount of cadmium and too much lead and zinc were observed in a shale fragment, sampled from a location of a fault in the mine. Contents of the three metals were less in black and green shales, compared with the other samples. In dolomitic sandstone rich in gallon mineral, the amounts of the three metals are high and its lead content is maximum with respect to other rocks excluding dolomitic sandstone rich in sphalerite mineral. Significant correlation between ratios of lead isotopes contents of the rocks, soil and dust showed that the soils of the alluvial piedmont plain located at the footslope of the western mountains of the studied area have formed in alluvium parent materials originated from western mountains. The studied heavy metals have been transported together with these alluviums from the mine towards the alluvial piedmont plain. The other origin of these metals is the dust which is produced during the Gushfil mine explosions. This dust is translocated towards the Sepahanshahr and makes the surrounding environment of the mine polluted.

Conclusions: Origin of zinc, lead and cadmium in soil, water, plant and dust in the studied area is rocks of Gushfil mine. Transportation of these metals from the mine towards the environment can be explained by two mechanisms: 1) together with runoff water flowing from the western mountains towards the alluvial piedmont plain and 2) in the form of dust which originates from the mine and moves eastwards. The soils are not contaminated with cadmium. With increase of distance from the mine, contamination of lead and zinc decreases in soil and dust in such a way that in the Sepahanshahr soils, pollution of these metals is not observed. The soils located within a distance of 1 to 2 kilometers from the Gushfil mine are contaminated with lead and zinc. Water is polluted with lead and cadmium and the cadmium content of the plants is higher than dietaryallowance.

Keywords: Cadmium, Lead, Mining, Pollution, Zinc

1, 2- PhD Student and Associate Professor of Soil Science Department, Faculty of Agriculture, Shahrekord University (*-Corresponding Author Email:jgivi@yahoo.com)
3- Associate Professor of Geology and Natural Resources Faculty, Shahrekord University