



دانشگاه گواران، دانشکده کشاورزی

نشریه پژوهش‌های حفاظت آب و خاک

جلد بیست و هفتم، شماره ششم، ۱۳۹۹

۱-۲۶

<http://jwsc.gau.ac.ir>

DOI: 10.22069/jwsc.2020.17063.3247

مقاله کامل علمی - پژوهشی

سطح خطر زیست‌محیطی آرسنیک در پسماندهای معدن سرب-روی

*احمد اخوان^۱ و احمد گلچین^۲

^۱دانش‌آموخته دکتری گروه خاک‌شناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه زنجان، آستاد گروه خاک‌شناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه زنجان

تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۰۵/۰۶؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۹/۰۷/۰۷

چکیده

سابقه و هدف: پسماندهای معدن سرب-روی استان زنجان حاوی غلظت بالایی از فلزات سمی مخصوصاً آرسنیک هستند که می‌توانند به راحتی به خاک‌های اطراف و مسیرآب‌های زیرزمینی آزاد شوند. این پسماندها در اثر ارتباط با آب ایجاد شیرابه می‌کنند که برای محیط‌زیست، توده جانوری و انسان‌ها بسیار خطرناک است. اما متأسفانه فرآیندهای ژئوشیمیایی و کانی‌شناسی که رهاسازی آرسنیک از پسماندها را کنترل می‌کند به خوبی مطالعه نشده است. بنابراین هدف این پژوهش ارزیابی ویژگی‌های آبشویی آرسنیک تحت شرایط مختلف زیست‌محیطی است تا پارامترها و فاکتورهای کنترل‌کننده غلظت آن در شیرابه مشخص گردد.

مواد و روش‌ها: فرآیندهای متفاوت آبشویی آرسنیک از پسماندهای معدن سرب-روی در سناریوهای مختلف زیست‌محیطی مورد ارزیابی قرار گرفت. به منظور تعیین مقدار آبشویی آرسنیک در شرایط مختلف ۴ پروتکل آبشویی شامل روش ویژه سمیت (TCLP) روش آبشویی بارندگی مصنوعی (SPLP)، روش آبشویی مزرعه (FLT) و روش عصاره‌گیری شیرابه (LEP) اجرا شد. هم‌چنین جهت بررسی تأثیر عامل‌های مختلف مانند pH، زمان تماس، نسبت آب به خاک و اندازه ذرات بر مقدار آبشویی آرسنیک از پسماندهای معدن سرب-روی آزمایش‌های آبشویی بسته مورد اجرا قرار گرفت. روش جزءبندی شیمیایی نیز به منظور بررسی نحوه توزیع آرسنیک در بین اجزاء مختلف پسماند انجام شد. کد ارزیابی خطر (RAC) بر اساس روش جزءبندی شیمیایی برای بررسی سطح تحرک آرسنیک در پسماندها تعیین شد.

یافته‌ها: نتایج نشان داد که در هر دو نمونه بیش‌ترین مقدار آرسنیک در جزء باقیمانده بود و بدین ترتیب آرسنیک در این پسماندها تحت شرایط زیست‌محیطی پایدار قرار داشت. طبق شاخص RAC پسماندها از نظر آرسنیک در گروه بقایای کم خطر قرار گرفتند. در عصاره‌های به‌دست‌آمده از آزمایش‌های LEP، TCLP، FLT و LEP غلظت آرسنیک کم‌تر از حدود مجاز آرسنیک در شیرابه حاصل از مواد زائد بود. بیش‌ترین غلظت آرسنیک آبشویی شده در آزمایش LEP و نمونه S₁ مشاهده شد. طبق روش SPLP پسماندهای معدن سرب-روی پتانسیل بالایی برای ایجاد آلودگی در

* مسئول مکاتبه: mesbahm483@yahoo.com

آب‌های سطحی و زیرزمینی داشتند. تحرک آرسنیک در پسماندها کاملاً متأثر از pH، زمان تماس، اندازه ذرات و نسبت آب به خاک بود. آبشویی آرسنیک در شرایط فوق اسیدی و قلیایی نسبت به حالت‌های دیگر بسیار بیش‌تر بود. در حقیقت رفتار آبشویی وابسته به پی‌اچ آرسنیک از پسماندها حالت آمفوتریک داشت. در نمونه S₁ بیش‌ترین مقدار آبشویی آرسنیک در ذراتی با اندازه ۶۰۰-۵۰۰ میکرومتر بود درحالی‌که در نمونه S₂ بیش‌ترین مقدار رهاسازی آرسنیک مربوط به ذراتی در اندازه ۲۵۰-۱۵۰ میکرومتر بود.

نتیجه‌گیری: با توجه به نتایج پروتکل‌های آبشویی، جزءبندی آرسنیک و فاکتورهای مؤثر بر غلظت آرسنیک در شیرابه؛ کاهش دادن حجم آب منفذی و زمان تماس آب با پسماندها، کنترل pH و جلوگیری از پخش ذرات پسماند در محیط‌زیست، مهم‌ترین فاکتورهای مؤثر در پیشگیری و مدیریت انتشار آلودگی به منابع زیست‌محیطی هستند.

واژه‌های کلیدی: آرسنیک، آلودگی، پسماند، رهاسازی

مقدمه

محیط‌زیست به آرسنیک و سایر فلزات سمی است (۳۱). آرسنیک در گروه عناصر شبه‌فلز^۹ قرار داشته و در غلظت‌های بسیار کم در بیش‌تر خاک‌ها و در غلظت‌های زیاد همراه با کانسارهای^{۱۰} معدن سرب-روی و یا روی-مس مشاهده می‌شود. مهم‌ترین کانی حاوی آرسنیک آرسنوپیریت^{۱۱} است که ترکیبی از سولفور و آهن است. آرسنیک عنصری است که بسیار به‌ندرت به شکل خالص در محیط‌زیست وجود دارد. درصد بالای از آرسنیک کاربردی در صنایع مختلف از معدن آرسنیک استخراج نمی‌شود بلکه به‌عنوان محصول ثانویه از تیمار معادن مس، نقره، طلا، روی و سایر کانسارهای معدنی به دست می‌آید (۳۲). منابع جهانی کانی‌های سرب-روی که حاوی آرسنیک هستند حدود ۱۱ میلیون تن است (۵۳). آرسنیک به‌طور طبیعی از طریق فرآیندهای هوازدگی، اکسیداسیون و فرسایش کانی‌های سولفیدی حاوی آرسنیک وارد محیط می‌شود (۵۲). عمده آرسنیک آزدادشده از منابع مختلف در نهایت به خاک و یا منابع آبی مختلف مانند اقیانوس وارد می‌شود. از آنجایی‌که

عملیات معدن‌کاوی انواع مختلفی از زباله‌های زیست‌محیطی را تولید می‌کند. یکی از مهم‌ترین زباله‌های صنعت معدن، پسماندهای^۱ معدنی است که منشأ اصلی ایجاد آلودگی در محیط‌زیست محسوب می‌شود (۴۰). پسماندها حاوی غلظت بالایی از فلزات سمی به‌خصوص آرسنیک هستند. آرسنیک و سایر فلزات سنگین موجود در پسماند می‌توانند از طریق فرآیندهای انحلال‌پذیری^۲ و تحرک‌پذیری^۳ به زمین‌های زراعی، محیط ژئولوژیکی و مسیر آب‌های زیرزمینی آزاد شوند. بیش‌تر پسماندهای معدنی حاوی کانی‌های سولفیدی مانند پیریت^۴، اسفالریت^۵، کالکوپیریت^۶ و گالنا^۷ هستند (۱۶). اگر این پسماندها در معرض هوا قرار گیرند، فرآیندهای مختلفی مانند اکسیداسیون، جذب-واجذب^۸ و انحلال بر روی آن‌ها اتفاق می‌افتد که نتیجه این فرآیندها آلودگی خاک و

- 1- Tailings
- 2- Solubility
- 3- Mobility
- 4- Pyrite
- 5- Sphalerite
- 6- Chalcopyrite
- 7- Galena
- 8- Adsorption-desorption

- 9- Metalloid
- 10- Ores
- 11- Arsenopyrite

پژوهشگران بسیاری گزارش کرده‌اند که پسماندهای سرب-روی حاوی غلظت‌های بالایی از آرسنیک هستند (۲۶).

برای ارزیابی بهتر سمیت و اثر زیست‌محیطی آرسنیک، اطلاعات بیشتری از تحرک و فراهمی^۶ آرسنیک در پسماندهای معدن سرب-روی نیاز است. قوانین زیست‌محیطی ایجاب می‌کند که آرسنیک از پسماندها حذف یا غیرمتحرک شود تا این‌که از طریق گازهای خروجی، روان‌آب‌ها، شیرابه‌ها و یا انتشار ذرات ریز وارد محیط‌زیست نشود (۳۹). عناصر سمی و کمیاب (مانند آرسنیک) در اشکال مختلفی مانند محلول، تبادل‌ی و جذب شده بر سطوح مختلف پسماند وجود دارند که این شکل از جذب آرسنیک بر سطوح می‌تواند در مقدار تحرک و زیست‌فراهمی آن‌ها بسیار مؤثر باشد. فلزات سنگینی که به شکل فراهم (تبادل‌ی، محلول و کربناتی) هستند به راحتی منتقل شده و در اکوسیستم پخش می‌شوند. در صورتی‌که، فلزات سنگین مرتبط با مواد آلی و یا موجود در ساختار کانی‌ها، به‌سختی وارد فاز محلول شده و آبشویی می‌شوند (۲۱). به منظور پیش‌بینی و تعیین اثرات بلندمدت عناصر سمی بر اکوسیستم طبیعی و حیات‌وحش، ضروری است که فرم شیمیایی عناصر سنگین به‌خصوص اشکال فراهم و به ویژه رفتار آبشویی و غلظت کل این عناصر در پسماندها تعیین گردد.

عملیات معدن‌کاوی در ایران پیشینه‌ای بسیار قدیمی دارد. عملیات معدن‌کاوی منجر به تولید حجم انبوهی از پسماند می‌شود که متأسفانه بدون هیچ‌گونه تیماری در طبیعت رها می‌شوند. پسماندهایی که بدون هیچ‌گونه تیماری در محیط رها می‌شوند پتانسیل بسیار بالایی برای آلوده‌سازی خاک‌ها، منابع آب‌های سطحی و زیرزمینی دارند. اخیراً آلودگی خاک‌ها و آب‌های

فلزات با ارزش مانند مس، سرب، طلا و روی عمدتاً در رسوبات سولفیدی وجود دارند، اکتشاف‌های مربوط به معدن این فلزات منجر به رهاسازی مقادیر بالایی از آرسنیک به محیط‌زیست می‌شود. بنابراین تعیین غلظت پایه^۱ آرسنیک در محیط انباشت پسماندها به منظور تمایز بین معدن‌کاوی، فعالیت‌های معدنی و صنایع کانی‌شناسی و سایر فعالیت‌های آلوده‌کننده انسانی (قارچ‌کش‌ها، علف‌کش‌ها) با غلظت‌های پایه طبیعی امری بسیار لازم است. انتشارهای اتمسفری آرسنیک به محیط‌زیست از صنایع ذوب مس که موجب افزایش غلظت آرسنیک در محیط‌زیست شده است، تاکنون بیش‌ترین سهم از فعالیت‌های معدن‌کاوی و صنایع فلزات را به خود اختصاص داده است و قوانین سختگیرانه‌ای را در این خصوص متمرکز کرده است. آرسنیک از برخی کانسارهای معدنی به‌واسطه سیانید^۲ یا آب‌اسیدی^۳ نیز آبشویی می‌شود (۵۴). در اثر تغییرات خاصی که در ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی سنگ‌کره^۴ اتفاق می‌افتد، آرسنیک موجود در پسماندها می‌تواند به‌راحتی آبشویی شده و در زمین پخش گردد و از طریق فرآیندهای مختلف در توده جانوری انباشته شده و در نهایت وارد زنجیره غذایی انسانی به عنوان آخرین مصرف‌کننده گردد.

اولین علائم در معرض قرارگیری طولانی‌مدت آرسنیک مشکلات پوستی است که شامل تغییرات رنگدانه‌ها، ضایعات پوستی، لکه‌های سخت در رو و کف پا (هایپرکراتوسیس^۵) است. سایر عوارض جانبی سلامتی که ممکن است با هضم و یا بلع طولانی‌مدت آرسنیک همراه باشد، شامل تأثیرهای رشدی، سرطان ریه و مثانه، دیابت، بیماری‌های قلبی و ریوی است.

- 1- Baseline
- 2- Cyanide
- 3- Acid rock drainage
- 4- Lithosphere
- 5- Hyperkeratosis

6- Availability

متأسفانه مطالعات جامع بسیار کمی در مورد تأثیر اندازه ذرات، زمان تماس، نسبت مایع به جامد و pH بر رهاسازی آرسنیک از پسماندهای معادن سرب-روی در نواحی خشک و نیمه خشک به آب‌های سطحی و زیرزمینی و منابع زیست‌محیطی گزارش شده است. سازوکارهای مختلفی بر رهاسازی آرسنیک در شرایط مختلف شیمی آب به محیط‌زیست اثر گذار هستند که هنوز به خوبی شناخته نشده‌اند. تیمار صحیح پسماندهای معدنی نیازمند شناسایی عوامل مؤثر بر رهاسازی و نحوه توزیع عناصر سنگین در پسماندها است. به عبارت دیگر برای ارزیابی پتانسیل آبخوبی عناصر سمی، بررسی مقدار و نحوه شستشوی پذیری آن‌ها یک راهکار بسیار ضروری در جهت ارزیابی توزیع احتمالی در حال حاضر و یا آینده آن‌ها است. از آنجایی که آرسنیک از جمله عناصر سمی است که خطر بسیار بالایی برای جوامع انسانی و حیات‌زیستی دارد هدف مطالعه حاضر بررسی سطح آلودگی، پتانسیل شستشوی پذیری، الگوی توزیع و تحرک آرسنیک در پسماندهای معدن سرب-روی انگوران در شرایط مختلف طبیعی بود.

مواد و روش‌ها

نمونه برداری: برای برداشت نمونه به مرکز دیو پسماندهای معدن سرب-روی انگوران واقع در شهر ماهنشان استان زنجان که از زمان‌های قدیم یک محل با کانسارهای فلزی بوده و سابقه معدن‌کاوی در این منطقه به دوره باستان برمی‌گردد (وبسایت مجتمع سرب و روی انگوران)، مراجعه شد. معدن سرب-روی انگوران در موقعیت عرض جغرافیایی ۳۷ درجه و ۳۶ دقیقه شمالی و طول جغرافیایی ۲۴ درجه و ۴۷ دقیقه شرقی قرار دارد. حجم ذخایر معدن انگوران برابر ۱۶/۹۸ میلیون تن با عیار متوسط ۲۵/۹۲ درصد روی و ۴/۷۶ درصد سرب برآورد شده است (سازمان

زیرزمینی در نواحی معدن‌کاوی شده به آرسنیک و سایر فلزات سمی به‌عنوان یک مشکل بسیار جدی در بسیاری از پژوهش‌ها گزارش شده است (۲، ۱۷، ۱۸، ۲۴، ۴۴، ۴۸ و ۵۷). آرسنیک شبه‌فلزی بسیار سمی است که به فراوانی در پسماندهای مختلف معدنی یافت می‌شود (۲۹ و ۴۹). نوین و همکاران (۲۰) و گزارش کردند که معدن‌کاوی و ذوب‌کاری در معادن سرب-روی استان گوانجو چین موجب آلودگی گسترده خاک‌های اطراف به آرسنیک شده است. این پژوهشگران بیان کردند که آرسنیک حاصل از فعالیت‌های معدنی در اثر فرآیندهای مختلف (آبخوبی، روان‌آب و فرسایش بادی) وارد خاک‌های اطراف شده و عموماً در ذرات کلونیدی خاک تجمع پیدا کرده است. ایران نیز از این قاعده مستثنی نیست چراکه کشور ایران دارای معادن متعدد و بسیار گسترده می‌باشد. یکی از بزرگ‌ترین این معادن، معدن سرب-روی (معدن انگوران) است که از نوع رو باز بوده و در استان زنجان قرار دارد. حجم انبوهی از پسماندهای این معدن بدون هیچ‌گونه تیماری در نواحی مختلف انباشته شده و خطرات زیادی را برای منابع زیست‌محیطی استان زنجان ایجاد کرده است. از طرفی مطالعات جامعی برای تعیین سطح خطر و مقدار رهاسازی عناصر سمی مخصوصاً آرسنیک از این پسماندها به محیط‌زیست صورت نگرفته است. پتانسیل رهاسازی عناصر سمی به‌خصوص آرسنیک از این پسماندها به خاک‌ها، آب‌های سطحی و زیرزمینی نگرانی بسیار مهمی را ایجاد می‌کند (۲۰). غلظت و نحوه توزیع آرسنیک در جزءهای مختلف این پسماندها، سطح خطر و مقدار رهاسازی آرسنیک به محیط را تعیین می‌کنند. همچنین pH، پتانسیل ردکس، اکسیداسیون، بیکربنات‌ها و فعالیت میکروبی در آب همگی عامل‌هایی اثر گذار بر تحرک آرسنیک در پسماندها هستند (۶، ۴۱ و ۴۶). در این خصوص

اندازه ذرات مورد استفاده کوچکتر از ۲ میلی متر بوده و نسبت آب به پسماند در طی مرحله شستشو ۲۰ به ۱ است. مخلوط حاصل به مدت ۱۸ ساعت در سرعت ۳۰ دور در دقیقه و در دمای آزمایشگاه با یک دستگاه همزن چرخان به هم زده شد. بعد از گذشت زمان مورد نظر مخلوط به دست آمده به مدت ۱۰ دقیقه در ۴۰۰۰ دور در دقیقه سانتریفیوژ شده و عصاره به دست آمده با کاغذ صافی واتمن شماره ۴۲ صاف گردید. سپس عصاره در دمای ۴ درجه سانتی گراد تا قرائت غلظت آرسنیک در یخچال نگهداری گردید (۵۰).

SPLP^۲: این روش برای شبیه سازی مقدار آبشویی و تحرک فلزهای سمی و ترکیبات آلی در شیرابه حاصل از برخورد قطرات باران (کمی اسیدی) با موادی مانند خاک، زباله و مواد زائد که بر روی یا داخل سطح زمین قرار گرفته اند، مورد استفاده قرار می گیرد. از آنجایی که این روش بارندگی طبیعی منطقه و پتانسیل آبشویی انواع آلودگی ها از پسماندها را شبیه سازی می کند، یک روش بسیار مفید و جدید برای تعیین میزان تحرک شیمیایی آلاینده ها در محیط زیست است. محلول عصاره گیر شامل آب دیونیزه اسیدی شده است که تداعی کننده بارندگی طبیعی منطقه هست. برای تهیه محلول عصاره گیر از مخلوط ۶۰ به ۴۰ اسیدسولفوریک و اسید نیتریک (به طور وزنی) به منظور به دست آوردن pH مناسب عصاره گیری (pH=۴/۲) استفاده شد. نمونه ها در نسبت مایع به جامد ۲۰ و در سرعت ۳۰ دور در دقیقه به مدت ۱۸ ساعت تکان داده شدند. سپس در سرعت ۴۰۰۰ دور در دقیقه به مدت ۱۰ دقیقه سانتریفیوژ شدند تا قسمت جامد از محلول جدا شود. عصاره به دست آمده صاف شد و برای قرائت غلظت عناصر در دمای ۴ درجه سانتی گراد درون یخچال نگهداری گردید (۱).

نظام مهندسی معدن ایران). میانگین بارش سالیانه در استان زنجان ۱۷۰ تا ۴۰۰ میلی متر و میانگین دمای سالیانه منطقه ۱۷ درجه سانتی گراد است. کانسارهای معدن انگوران در بین سنگ های آهکی قرار گرفته و زمین شناسی عمده این منطقه منشأ گرفته از سنگ های فلسیک دوره پرکامبرین است.

دو پسماند متفاوت در محل انباشت پسماندهای کارخانه سرب-روی زنجان وجود دارد که رنگ و ترکیب هر دو با یکدیگر متفاوت است. یک جزء از این پسماندها مربوط به کانسنگ های سولفیدی و جزء دیگر مربوط به کانسنگ های کربناته ثانویه است که از هر دو نوع آن ها دو نمونه مرکب از عمق صفر تا ۲۰ سانتی متری تهیه شد. برای تهیه هر نمونه مرکب، ۲۰ نمونه فرعی از عمق ذکر شده و در مساحت حدود یک هکتار برداشت و با هم مخلوط گردید. نمونه های برداشت شده در کیسه های استریل به آزمایشگاه منتقل شد سپس به مدت یک هفته هوا خشک شده و برای آزمایش های بعدی از الک ۱۰۰ مش عبور داده شدند.

سطح سمیت پسماندها: به منظور بررسی سطح خطر پسماندهای مورد مطالعه از پروتکل های آبشویی ذیل استفاده شد:

TCLP^۱: برای بررسی موادی که نیازمند دفع بهداشتی به صورت خاکچال بوده و تحت عنوان مواد خطرناک هستند از این روش استفاده می شود. همچنان که در پروتکل TCLP گفته شده است، اگر pH پسماندها اسیدی باشد، محلول عصاره گیر با pH ۴/۹۳ مورد استفاده قرار می گیرد. محلول عصاره گیر شامل ۵/۷ میلی لیتر $\text{CH}_3\text{CH}_2\text{COOH}$ بود که در ۵۰۰ میلی لیتر آب دیونیزه حل و سپس ۶۴/۳ میلی لیتر سود یک نرمال به آن اضافه و حجم نهایی به یک لیتر رسانده شد. زمانی که این محلول به درستی آماده شود pH محلول ساخته شده $4/93 \pm 0/05$ خواهد بود.

درجه سانتی‌گراد تا زمان قرائت غلظت سرب در یخچال نگهداری گردید (۵۰).

شبیه‌سازی رفتار آبشویی: برای ارزیابی تأثیر زمان تماس، نسبت آب به خاک، اندازه ذرات و pH بر رفتار آبشویی آرسنیک، از پسماندهای معدن سرب-روی، ۴ گروه از آزمایش‌ها انجام شد: الف: آزمایش تأثیر pH، آزمایش تأثیر زمان تماس، ب: آزمایش تأثیر نسبت مایع به جامد، ج: آزمایش تأثیر اندازه ذرات. در آزمایش وابسته به pH، pH محلول در مقادیر دلخواه ۱، ۲، ۳، ۴، ۵، ۶، ۷، ۸، ۹، ۱۰، ۱۱، ۱۲، ۱۳ و ۱۴ با اضافه کردن اسیدکلریدریک (۱/۱ مولار و ۱ مولار) یا سود (۱/۱ مولار یا ۱ مولار) به آب دیونیزه تنظیم شد. در آزمایش وابسته به pH یک گرم از نمونه‌های پسماند به درون لوله سانتریفیوژ اضافه شد، سپس ۱۰ میلی‌لیتر آب دیونیزه با pH تنظیم شده به لوله اضافه گردید. نمونه‌ها به مدت ۳۶۰ دقیقه در دمای اتاق به هم زده شد و سپس سانتریفیوژ شدند. در آزمایش تأثیر زمان تماس، یک گرم از نمونه‌های پسماند وزن شد و با ۱۰ میلی‌لیتر آب دیونیزه ترکیب گردید. ظرف‌ها به مدت ۰، ۱۰، ۳۰، ۶۰، ۱۰۰، ۱۵۰، ۲۱۰، ۲۸۰ و ۳۶۰ دقیقه به هم زده شدند. پس از پایان هر یک از زمان‌های عصاره‌گیری، لوله‌ها سانتریفیوژ شده و عصاره به‌دست‌آمده با کاغذ صافی جداسازی گردید. برای تعیین تأثیر نسبت آب به خاک بر مقدار رهاسازی آرسنیک از پسماندهای مورد مطالعه یک گرم از هر نمونه به لوله سانتریفیوژ افزوده شده و مقدار مایع به جامد ۱۰:۰/۵، ۱۰:۱، ۱۰:۲، ۱۰:۳، ۱۰:۴، ۱۰:۵، ۱۰:۶، ۱۰:۷ و ۱۰:۸ ترکیب شد. سپس نمونه‌ها به مدت ۳۶۰ دقیقه در دمای اتاق به هم زده شدند. برای آزمایش تأثیر اندازه ذرات، پسماندهای معدن سرب-روی که در آزمایشگاه هوا خشک شده بودند با الک به ۱۰ اندازه مختلف (۱/۸-۲، ۱-۱/۸، ۱-۶/۱۰،

FLT^۱: به منظور پیش‌بینی و مشخص کردن شدت برهمکنش ژئوشیمیایی بین آب و مواد زیست‌محیطی آلوده رایج مانند مواد زائد معادن، مقایسه ژئوشیمی شیرابه توده‌های مسن پسماند، انواع مختلف گردوغبار، جامدهای زیستی، رسوبات سیلابی و تالاب‌ها، زباله‌های شهری، خاکسترهای آتش‌فشانی و مواد مختلف دیگر استفاده می‌شود. این روش پتانسیل آبشویی عناصر سنگین از مواد زائد در اثر تماس با آب‌های مختلف موجود در محیط‌زیست را فراهم می‌کند و برای تعیین مشخصات ژئوشیمیایی اجزاء فعال، به سهولت قابل حل و اجزاء بالقوه زیست‌فراهم که در اثر شسته شدن با آب متحرک می‌شوند، مورد استفاده قرار می‌گیرد (۹، ۱۴ و ۵۸). آزمایش شامل ترکیب ۵۰ گرم نمونه پسماند (الک ۲ میلی‌متر) با ۱ لیتر آب دیونیزه در ظرف پلی‌اتیلنی و به هم زدن به مدت ۵ دقیقه با دست بود. پس از ته‌نشینی محلول بالایی برداشت شده و به مدت ۵ دقیقه سانتریفیوژ (۴۰۰۰ دور در دقیقه) شد (۱۴ و ۲۲). عصاره به‌دست‌آمده در دمای ۴ درجه سانتی‌گراد تا زمان قرائت غلظت آرسنیک در یخچال نگهداری گردید.

LEP^۲: روشی استاندارد و بسیار مناسب برای طبقه‌بندی مواد زائد به گروه‌های خطرناک یا غیرخطرناک است و مقدار آبشویی عناصر سنگین از مواد زائدی که به‌صورت بهداشتی دفن شده‌اند را شبیه‌سازی می‌کند. طبق روش معادل ۵۰ گرم پسماند وزن شد و با یک لیتر آب دیونیزه که pH آن همواره با افزودن اسید نیتریک ۰/۵ مولار بر روی ۵ نگه‌داشته می‌شود به مدت ۲۴ ساعت در سرعت ۱۰ دور در دقیقه درون ظرف پلی‌اتیلنی به هم زده شد. سپس نمونه سانتریفیوژ شده و عصاره با کاغذ صافی واتمن شماره ۴۲ صاف شد. عصاره به‌دست‌آمده در دمای ۴

1- Field leach test

2- Lechate extraction procedure

عصاره به دست آمده از کاغذ صافی واتمن شماره ۴۲ عبور و در یخچال (دمای ۴ درجه سانتی‌گراد) نگهداری گردید. جزء باقیمانده در لوله سانتریفیوژ نیز برای ادامه مراحل عصاره‌گیری مورد استفاده قرار گرفت.

جزء تبادل: به منظور استخراج گونه‌های فلزی با جذب ضعیف به خصوص آن‌هایی که توسط فرآیند تبادل آزاد می‌شوند به کار برده می‌شود. بدین منظور جزء باقیمانده از مرحله قبل با ۱۰ میلی‌لیتر محلول یک مولار کلرید منیزیم ترکیب شده و به مدت یک ساعت به هم زده شد. سپس به مدت ۲۰ دقیقه در سرعت ۴۰۰۰ دور در دقیقه سانتریفیوژ گردید. جزء مایع از کاغذ صافی عبور داده شد و در دمای ۴ درجه سانتی‌گراد در یخچال نگهداری گردید. جزء باقیمانده در ته لوله نیز برای استفاده در مرحله بعدی نگه‌داشته شد.

جزء کربناتی: عناصر متصل به کانی‌های کربناتی را استخراج می‌کند. برای عصاره‌گیری آرسنیک متصل به جزء کربناتی، ۱۰ میلی‌لیتر محلول استات سدیم یک مولار در $pH=5$ به جزء باقیمانده از مرحله قبل اضافه شد. نمونه به مدت ۵ ساعت در دمای اتاق، به هم زده شد. سپس جزء مایع از جامد توسط دستگاه سانتریفیوژ با سرعت ۴۰۰۰ دور در دقیقه جداسازی شد. جزء مایع با استفاده از کاغذ صافی واتمن شماره ۴۲ صاف شد و تا زمان قرائت غلظت آرسنیک در یخچال نگهداری گردید. جزء باقیمانده نیز برای استفاده در مرحله بعد ذخیره شد.

جزء اکسیدهای آهن و منگنز: یک فرم ژئوشیمیایی مهم و بسیار مؤثر در تعیین مقدار تحرک و آبشویی فلزهای سمی است. در این مرحله، جزء باقیمانده از مرحله کربناتی با ۲۰ میلی‌لیتر محلول ۰/۰۴ مولار $NH_2OH.HCL$ در اسید استیک ۲۵ درصد ترکیب شد و به مدت ۶ ساعت در حمام آب‌گرم ۹۶ درجه سانتی‌گراد قرار داده شد. مخلوط بعد از گذشت ۶ ساعت و خنک شدن به مدت ۲۰ دقیقه برای

۰/۵-۰/۶، ۰/۵-۰/۳، ۰/۲۵-۰/۳، ۰/۲۵-۰/۱۵، ۰/۱۵-۰/۰۷۵، ۰/۱۵-۰/۰۷۵، ۰/۰۴۵-۰/۰۷۵، ۰/۰۴۵-۰/۰۷۵ (میلی‌متر) تقسیم شدند، سپس یک گرم از هر یک از اندازه‌ها درون لوله سانتریفیوژ ۵۰ میلی‌لیتری ریخته شد و به هر کدام از ظرف‌ها ۱۰ میلی‌لیتر آب دوبار تقطیر اضافه گردید. نمونه‌ها به مدت ۳۶۰ دقیقه در دمای اتاق به هم زده شد و سپس سانتریفیوژ شدند. pH عصاره‌های به دست آمده بعد از گذشت ۳۶۰ دقیقه زمان تعادل و انجام واکنش‌ها اندازه‌گیری و ثبت شد. سرعت به هم زدن در هر ۴ آزمایش ۱۰۰ دور در دقیقه بود. پس از پایان عصاره‌گیری pH تمام عصاره‌ها با اسید نیتریک به زیر ۲ رسانده شد و برای آنالیزهای بعدی در دمای ۴ درجه سانتی‌گراد نگه‌داشته شدند.

عصاره‌گیری متوالی: روش عصاره‌گیری متوالی فرآیندی است که پتانسیل تحرک و فراهمی محتوای فلزی پسماندها را ارزیابی کرده و محاسبه می‌کند. بنابراین از جنبه‌های زیست‌محیطی نسبت به تعیین غلظت کل بسیار با ارزش‌تر است (۳۶). به این منظور از یک روش عصاره‌گیری متوالی ۶ مرحله‌ای (محلول در آب^۱، تبادل^۲، کربناتی^۳، اکسیدهای آهن و منگنز^۴، جزء آلی^۵ و باقیمانده^۶) استفاده شد (۴۲، ۴۳ و ۴۷). روش کامل هر مرحله به صورت ذیل بود:

جزء محلول در آب: غلظت گونه‌های فلزی موجود در آب منفذی پسماندها را محاسبه می‌کند. بدین منظور یک گرم از نمونه پسماند وزن شده و با ۲۵ میلی‌لیتر آب دیونیزه ترکیب شد. بعد از ۲ ساعت تکانش جزء جامد و مایع به واسطه سانتریفیوژ به مدت ۱۰ دقیقه در ۴۰۰۰ دور در دقیقه از هم جدا شد.

- 1- Water soluble fraction (WSF)
- 2- Exchangeable fraction (EF)
- 3- Carbonate fraction (CF)
- 4- Fe/Mn oxide fraction (FE/MN F)
- 5- Organic fraction (OF)
- 6- Residue fraction (RF)

صافی واتمن شماره ۴۲ در ظرف ۱۰۰ میلی لیتری صاف و سپس به حجم رسانیده شد.

بازیابی^۱: کارایی روش عصاره‌گیری متوالی و دقت نتایج به دست آمده با محاسبه نسبت بین مجموع غلظت جزءها که از مجموع غلظت آرسنیک عصاره‌گیری شده در هر جزء می‌باشد، با غلظت کل آرسنیک به دست آمده در عصاره‌گیری تک مرحله‌ای ارزیابی شد. در فرمول محاسبه درصد بازیابی (رابطه ۱)، $F_1, F_2, F_3, F_4, F_5, F_6$ به ترتیب غلظت آرسنیک در جزءهای محلول، تبدلی، کربناتی، اکسیدهای آهن و منگنز، آلی و باقیمانده بود (۳۳):

$$\text{Recovery\%} = \frac{F_1+F_2+F_3+F_4+F_5+F_6}{\text{Total concentration}} * 100 \quad (1)$$

کد ارزیابی خطر تحرک^۲: نحوه توزیع عناصر سمی در بین اجزاء مختلف پسماند در بررسی فراهمی، زیست‌فراهمی و تحرک‌پذیری آنها بسیار مهم است. (۷). کد ارزیابی خطر تحرک (RAC) یکی از مهم‌ترین و با ارزش‌ترین شاخص‌ها است که توسط پیرنو همکاران (۱۹۸۵) مطرح شده و برای ارزیابی تحرک عناصر سنگین فلزی و شبه‌فلزی مورد استفاده قرار می‌گیرد (جدول ۱) و بر اساس نسبت بین جزء محلول، تبدلی و کربناته به مجموع کل جزءها محاسبه می‌شود. در واقع خطر تحرک فلزهای سنگین در پسماندها بر اساس مقدار نسبی و مطلق جزءهایی که به اجزاء ضعیفی از پسماندها متصل هستند ارزیابی می‌گردد (۳۴). مقادیر بالای شاخص تحرک نشان‌دهنده تحرک نسبتاً زیاد و زیست‌فراهمی بیولوژیکی زیاد فلزهای سنگین در پسماندها می‌باشد (۳۵). پارامترهای رابطه ۲ در قسمت قبل تشریح شده است:

$$\text{RAC} = \frac{F_1+F_2+F_3}{F_1+F_2+F_3+F_4+F_5+F_6} * 100 \quad (2)$$

جداسازی جزء مایع از جامد در ۸۰۰۰ دور در دقیقه سانتریفیوژ گردید. قسمت مایع صاف شده و در یخچال نگهداری گردید. جزء باقیمانده در لوله سانتریفیوژ نیز برای استفاده در مرحله بعد ذخیره شد.

جزء آلی: برای عصاره‌گیری آرسنیک متصل به ترکیبات آلی، جزء باقیمانده از مرحله قبل با ۲۰ میلی‌لیتر محلول آب‌اکسیژنه ۳۰ درصد به مدت ۵ ساعت در حمام آب‌گرم ۸۵ درجه سانتی‌گراد قرار داده شد. بعد از خنک شدن لوله سانتریفیوژ، ۲۰ میلی‌لیتر محلول ۳/۲ مولار استات آمونیوم در $\text{pH}=2$ به نمونه اضافه و به مدت یک ساعت به هم زده شد. سپس برای جدا کردن جزء مایع از جامد، نمونه‌ها به مدت ۱۰ دقیقه در سرعت ۸۰۰۰ دور در دقیقه سانتریفیوژ شدند. جزء مایع در یخچال نگهداری گردید و جزء جامد نیز برای استفاده در مرحله بعد ذخیره شد.

جزء باقیمانده: برای عصاره‌گیری آرسنیک در این بخش، جزء باقیمانده از مرحله قبل با ۲۰ میلی‌لیتر محلول آکواریجیا (اسید نیتریک و اسید کلریدریک در نسبت ۳ به ۱) ترکیب شد و سپس به مدت ۱۲ ساعت در دمای ۸۵ درجه سانتی‌گراد قرار داده شد. پس از خنک شدن حمام آب‌گرم، نمونه‌ها سانتریفیوژ شده و عصاره به دست آمده با کاغذ صافی واتمن شماره ۴۲ صاف شد و در ظرف ۱۰۰ میلی‌لیتری برای قرائت غلظت آرسنیک رقیق گردید.

غلظت کل آرسنیک: برای تعیین غلظت کل آرسنیک، یک گرم از نمونه‌های پسماند وزن شده و در لوله پلی‌اتیلنی ۵۰ میلی‌لیتری همراه با ۱۲ میلی‌لیتر محلول آکواریجیا (نسبت ۱ به ۳ اسیدنیتریک به اسید کلریدریک) به مدت ۱۲ ساعت در حمام آب‌گرم ۸۵ درجه قرار داده شد. پس از خنک شدن نمونه‌ها، لوله‌های سانتریفیوژ به مدت ۱۰ دقیقه با ۴۰۰۰ دور در دقیقه سانتریفیوژ شدند. عصاره به دست آمده با کاغذ

1- Recovery

2- Risk assessment code mobility

جدول ۱- طبقه‌بندی خطر زیست‌محیطی پسماندها بر طبق پارامترهای RAC.

Table 1. Environmental risk classification of tailings according to RAC parameters.

مقدار شاخص Index values	نشانه Indications
RAC (%)	
$RAC < 1$	بدون خطر No risk
$1 \leq RAC < 10$	کم‌خطر Low risk
$10 \leq RAC < 30$	خطر متوسط Medium risk
$30 \leq RAC < 50$	پرخطر High risk
$RAC \geq 50$	بسیار پرخطر Very high risk

همه آزمایش‌ها در سه تکرار انجام شد و میانگین آن‌ها برای آنالیزها و رسم شکل‌ها مورد استفاده قرار گرفت. جهت تعیین غلظت آرسنیک در عصاره‌ها از دستگاه طیف‌سنجی پلاسما جفت‌شده القایی (ICP-OES) استفاده شد. ظروف شیشه‌ای و لوله سانتریفیوژهای مورد استفاده در این آزمایش به مدت ۲۴ ساعت در محلول اسید نیتریک ۱۰ درصد قرار داده شدند. برای ساخت استانداردها از آب مقطر دیونیزه استفاده شد.

نتایج و بحث

کانی‌شناسی، مورفولوژی و ترکیب عنصری نمونه‌های پسماند: پراش اشعه ایکس^۱ (XRD) به منظور تشخیص کانی‌ها یا فازهای کریستالی موجود در نمونه‌های پسماند به کار برده شد. نتایج پراش اشعه ایکس برای نمونه‌های پسماند در شکل ۱ نشان داده شده است. دو فاز کریستالی عمده توسط روش XRD در نمونه‌ها شناسایی شد. نام کانی، فرمول و درصد هر یک از کانی‌ها به ترتیب فراوانی در جدول ۲ گزارش شده است. نتایج XRD برای هر دو نمونه پسماند اگرچه مشابه هم بود اما در واقع کاملاً متضاد یکدیگر بودند.

آنالیزهای XRF، XRD، LOI و SEM:

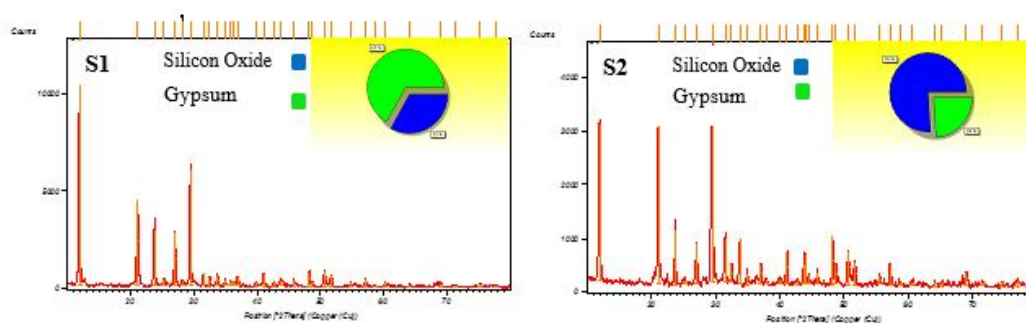
روش‌های XRF، XRD، LOI و SEM روش‌هایی هستند که به وفور و به شکل مرسوم برای تعیین محتوای مواد آلی و کربنات پسماندها و مواد زائد مختلف به کار می‌رود. روش تعیین LOI به صورت ذیل بود: یک گرم نمونه در دمای ۹۵۰ درجه سانتی‌گراد به مدت ۱۲ ساعت حرارت داده شد و سپس مقدار اختلاف وزن اولیه و نهایی نمونه به شکل درصد وزنی تعیین و به صورت درصد گزارش شد. ترکیب شیمیایی پسماندها با استفاده از روش طیف‌سنجی فلورسانس اشعه ایکس (XRF^۲) با اسپکترومتر مدل Philips magic pro Rigaku 2100 تعیین گردید. کانی‌های کریستالی پسماندها با استفاده از روش پراش اشعه ایکس^۳ (Philips PW1730) به شرایط تابش (Cu (Ka) (40 Kv, 40 Ma) و طول نمونه^۴ ۱۰ میلی‌متر تعیین شد. برای مشخص کردن ریزساختارها و میکرومورفولوژی پسماندهای مورد مطالعه از اسکن میکروسکوپ الکترونی^۵ مدل (FEI Quanta-200) استفاده شد.

- 1- Loss of ignition
- 2- X-ray Fluorescence Spectroscopy
- 3- X-Ray diffraction
- 4- Specimen length
- 5- SEM

6- Powder X-Ray diffraction

تشخیص بدهد، اما غلظت هر دو فلز در پسماندها بسیار بالا بود (جدول ۲). احتمالاً مقدار سرب در کانی‌های کریستالی یافت شده در پسماندها کم‌تر از قدرت تشخیص روش XRD بوده است. مقدار بالای SiO_2 در نمونه S_1 نسبت به نمونه S_2 نشانگر این موضوع بود که نمونه S_1 عمدتاً از کوارتز تشکیل یافته است. سایر فازهای کریستالی نیز ممکن است که در این مواد وجود داشته باشند اما شناسایی نشدند چراکه ساختارهای کریستالی که کم‌تر از ۱-۲ درصد هستند توسط روش XRD شناسایی نمی‌شوند (۳۷).

در هر دو نمونه پسماند کوارتز و سولفات کلسیم وجود داشت با این تفاوت که در نمونه S_1 سولفات کلسیم و در نمونه S_2 کوارتز ترکیب غالب بود. متفاوت بودن کانی‌های غالب در پسماندها منجر به بروز رفتارهای زیست‌محیطی متمایزی می‌شود. همچنین مشاهده شده است که ژئوشیمی، کانی‌شناسی، اندازه ذرات، رطوبت و نوع تأسیسات معدن‌کاوی^۲ همگی با ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی پسماندهای معدنی تغییر می‌کند (۶). اگرچه پسماندهای مورد مطالعه دارای کانی‌های سرب-روی کریستالی نبودند که روش XRD بتواند آن‌ها را



شکل ۱- الگوی پراش اشعه X برای نمونه‌های پسماند.

Figure 1. X-Ray diffraction pattern for tailing samples.

و SO_3 با ۱۴/۵، ۱۶/۵ و ۲۴/۱ درصد وزنی می‌باشند. نمونه S_1 حاوی درصد بالاتری از SiO_2 و Fe_2O_3 نسبت به نمونه S_2 بود.

در جدول ۲ ترکیب شیمیایی پسماندهای معدن سرب-روی زنجان نشان داده شده است. نتایج آنالیز XRF آشکار کرد که اجزاء عمده تشکیل‌دهنده پسماندهای معدن سرب-روی به ترتیب CaO ، SiO_2

جدول ۲- ترکیب شیمیایی (XRF) نمونه (S_1 و S_2) پسماندهای معدن سرب-روی.

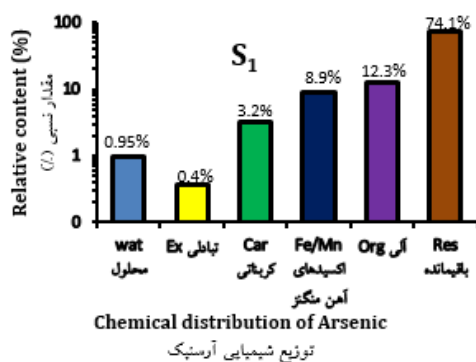
Table 2. The chemical composition (XRF) of samples (S_1 and S_2) of Zn-Pb mine tailings.

نمونه	SiO_2	Al_2O_3	Fe_2O_3	CaO	Na_2O	MgO	K_2O	TiO_2	MnO	P_2O_5	LOI	SO_3
	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%
S_1	14.5	4.94	5.01	16.98	0.37	0.47	0.69	0.19	0.154	0.06	28.5	24
S_2	9	2.741	2.52	18.85	0.4	0.86	0.48	0.10	2.2	0.04	32.2	27
	Pb	Zn	Cl	V	Ba	Ce	Co	Cr	Ni	Sr	V	Zr
	%	%	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm
S_1	1	2.5	290	385	964	61	50	85	138	682	43	105
S_2	0.5	2.2	739	698	195	72	500	35	102	238	31	41

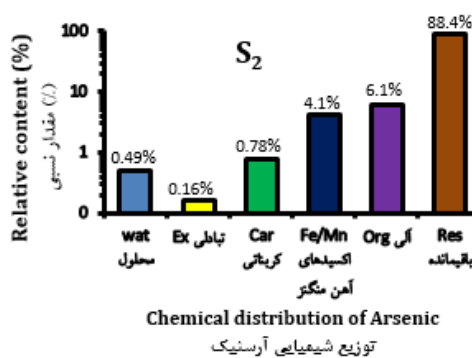
- 1- Geochemistry
- 2- Mining facilities

مختلف زیست‌محیطی است. ذکر این نکته بسیار مهم است که غلظت آرسنیک در پسماندهای مورد مطالعه تقریباً ۹۰۰ برابر غلظت میانگین آرسنیک در پوسته زمین بود. در این مطالعه از چندین تکنیک برای بررسی و تعیین زیست‌فراهمی و دسترس‌پذیری آرسنیک شسته شده از پسماندها و طبقه‌بندی پسماندها استفاده شد.

عصاره‌گیری متوالی: نتایج حاصل از عصاره‌گیری ۶ مرحله‌ای در شکل ۲ نشان داده شده است. اساساً انرژی پیوند آرسنیک با کانی‌ها و ذرات مختلف همراه با پیشرفت فرآیند عصاره‌گیری به جزءهای پایانی افزایش پیدا می‌کند که این موضوع بدان معنا است که آرسنیک استخراج‌شده در اولین جزء نسبت به جزءهای پایانی بسیار متحرک‌تر و فراهم‌تر است (۴).



در نگاه اول نتایج آنالیز شیمیایی (XRF) نشان داد که نمونه‌های S₁ و S₂ نگرانی بالایی را برای حیات‌زیستی ایجاد می‌کنند، چراکه این نمونه‌ها حاوی غلظت‌های بسیار بالایی از عناصر سمی نسبت به غلظت طبیعی عناصر در پوسته زمین بودند. به‌خصوص در نمونه S₁ که غلظت عناصری مثل مس، روی، آرسنیک، باریم و استرانسیوم بیش از ۱۰۰۰ میلی‌گرم در کیلوگرم بود. نمونه‌های S₁ و S₂ غلظت گوگرد یکسانی داشتند که در جدول ۲ نشان داده شده است. با توجه به نتایج به‌دست‌آمده از روش XRF این پسماندها استعداد بسیار بالایی برای ایجاد شیرابه‌های اسیدی نیز داشتند. در این پسماندها سطح گوگرد، مس، روی، آرسنیک، باریم، جیوه و سرب نسبت به غلظت طبیعی این عناصر در خاک‌ها و یا سنگ‌های پوسته سطح زمین بسیار بیشتر بود که دلیلی جدی برای زیان‌آور بودن آن‌ها برای منابع



شکل ۲- جزءبندی شیمیایی آرسنیک.

Figure 2. Chemical extraction of Arsenic.

بود. اگرچه درصد کمی از کل آرسنیک در جزء محلول در آب مشاهده شد، اما همان‌طور که در جدول ۳ مشخص است غلظت آرسنیک در این جزء‌ها برای نمونه‌های S₁ و S₂ به ترتیب ۱۳/۶ (۰/۶۴) میلی‌گرم در لیتر و ۱۳/۴ (۰/۵۵) میلی‌گرم در کیلوگرم

اولین جزء (F₁) معمولاً حاوی گونه‌های محلول در آب مانند فری‌آرسنات است (۵۱). خوشبختانه درصد نسبتاً کمی از کل آرسنیک پسماندها در جزء محلول در آب مشاهده شد. سهم آرسنیک محلول در آب در نمونه S₁ و S₂ به ترتیب ۰/۹۵ و ۰/۴۹ درصد

اسیدی پیرامون بسیار حساس است (۴۲) و از آنجایی که پسماندهای مطالعه شده دارای درصد بالایی از SO_3 هستند (جدول ۳) این موضوع بسیار مهم است. تولید شیرابه اسیدی^۲ (AMD) در پسماندها در اثر اکسیداسیون سولفور می‌تواند به سهولت منجر به تحرک آرسنیک پیوندیافته به کربنات‌ها گردد.

چهارمین جزء (F4) مربوط به آرسنیک پیوند یافته به اکسیدهای آهن و منگنز بود. غلظت آرسنیک پیوند یافته به اکسیدهای آهن و منگنز برای نمونه‌های S_1 و S_2 به ترتیب ۸/۹ درصد و ۴/۱ درصد از غلظت کل بود. ایجاد شرایط هوازی و افزایش اکسیژن می‌تواند منجر به بیش‌تر شدن آرسنیک متصل به اکسیدهای آهن و منگنز شود (۱۵). این موضوع به دلیل اکسید شدن As^{3+} به As^{5+} تحت شرایط هوازی می‌باشد (۵۶). به علت اینکه ظرفیت جذب As^{5+} بر روی اکسیدهای آهن و منگنز بسیار بیش‌تر از As^{3+} است (۳) و بر خلاف یون‌های آرسنات ($H_2AsO_4^-$, $HASO_4^{2-}$) گونه‌های غالب As^{3+} در $pH \geq 8$ غیر یونی (H_3AsO_3) هستند. به همین خاطر As^{3+} نسبت به As^{5+} بر روی ذرات اکسیدهای آهن و منگنز کم‌تر جذب می‌شود. بنابراین افزایش شرایط هوازی منجر به تبدیل As^{3+} به As^{5+} شده و بار آلودگی حاصل از آزاد شدن آرسنیک به محیط از پسماندها کاهش پیدا می‌کند. نظر به این‌که pH خاک‌ها در نواحی انباشت پسماند در محدوده ۷-۸ است، پخش ذرات پسماند در این نواحی به‌طور قابل‌ملاحظه‌ای خطر جذب آرسنیک توسط گیاهان را افزایش می‌دهد. واکنش آرسنیک با اکسیدهای منگنز مانند بیرنسایت^۳ منجر به جذب انبوه^۴ می‌شود اما آرسنیک در شکل کمپلکس‌های سطحی آرسنات باقی

میلی‌گرم در لیتر) بود که بسیار بیش‌تر از سطح غلظت مجاز آرسنیک در آب‌های آشامیدنی (۱۰ قسمت در بیلیون) و فاضلاب‌ها (۰/۰۱ میلی‌گرم در لیتر) (۵۵) می‌باشد. pH آب دیونیزه مورد استفاده برای عصاره‌گیری این جزء تقریباً ۷ بود و این مفهوم را روشن می‌سازد که عصاره‌گیری این جزء در شرایط غیر بافاری انجام شده است. این موضوع در حالی است که pH بقیه جزء‌های عصاره‌گیری شده بین ۱-۶/۵ بود. با اینکه غلظت آرسنیک محلول در آب برای هر دو نمونه تقریباً یکسان بود، در محاسبه درصد نسبت به غلظت کل اعداد متفاوتی حاصل شد و این نکته بسیار با اهمیت است. این موضوع از آن جهت مهم است که ارائه غلظت بر حسب درصد یا غلظت در درک مطلب و فهم سطح خطر پسماندها بسیار مهم است.

دومین جزء (F2) شامل گونه‌هایی از آرسنیک بود که به سهولت بر سطوح تبادل‌ی جذب شده و در اثر تغییرات قدرت یونی محلول تبادل می‌شوند. بنابراین این جزء و جزء محلول در آب نشانگر جزء بسیار متحرک آرسنیک در پسماندها هستند که زیست‌فراهمی بسیار بالایی داشته و می‌توانند به راحتی به آب‌های سطحی و زیرزمینی شسته شده و یا توسط گیاهان جذب شوند (۸). در هر دو پسماند مطالعه شده کم‌تر از یک درصد کل آرسنیک در جزء تبادل‌ی بود.

سومین جزء (F3) مربوط به آرسنیک پیوندیافته به کربنات‌ها بود. تفاوت زیادی بین پسماندها در این جزء وجود داشت به طوری که درصد آرسنیک متصل به کربنات‌ها در نمونه S_1 حدود ۳/۲ درصد و در نمونه S_2 حدود ۰/۷۸ درصد بود. در حقیقت آرسنیک پیوندیافته به کربنات‌ها بعد از آرسنیک باقی مانده و متصل به جزء آلی بیش‌ترین سهم از کل آرسنیک را داشت. این جزء از آرسنیک به تغییرات جزئی شرایط

2- Acid mine drainage
3- Birnesite
4- Massive

1- ppb

آرسنات که بیشترین جذب آن‌ها بر روی ذرات اسید هومیک به ترتیب در pH های ۸ و ۵/۵ است پیوند بخورد (۲۳).

آرسنیک عصاره‌گیری شده از ششمین جزء (F₆) مربوط به آرسنیک موجود در ساختار کانی‌های سیلیکاتی بود. این جزء از آرسنیک در اثر تغییرات pH نسبت به سایر جزءها بسیار پایدارتر بوده و سطح خطر زیست‌محیطی کم‌تری دارد. در واقع هر چه در طی عملیات اصلاح پسماندهای آلوده، آرسنیک و سایر فلزات سمی را به این جزءها منتقل کنیم از سطح خطر پسماندها بیش‌تر کاسته می‌شود.

می‌ماند که به علت اکسید شدن آرسنیک به منگنز ۲ و ۶ ظرفیتی است (۱۱).

پنجمین جزء (F₅) شامل آرسنیک پیوند یافته به مواد آلی بود جایی که آرسنیک همراه با سولفیدها نیز استخراج می‌گردد. آرسنیک استخراج شده در این جزء دومین جزء غالب آرسنیک در پسماندها بود. غلظت آرسنیک در این جزء برای نمونه‌های S₁ و S₂ به ترتیب ۱۲/۳ درصد و ۶/۱ درصد از کل آرسنیک پسماندها بود. شبه‌فلزهایی مانند آرسنیک که به مواد آلی یا سولفیدها پیوند یافته‌اند تحت شرایط اکسیداسیونی به راحتی به محیط پیرامون آزاد می‌شوند (۴۷). آرسنیک می‌تواند به مواد آلی پسماندها، خاک‌ها و رسوبات مختلف از طریق یون‌های آرسنیت و

جدول ۳- غلظت آرسنیک پسماندهای معدن سرب-روی در جزءهای جداگانه.

Table 3. Concentration of Zn-Pb tailing As in the Individual Fractions (mg kg⁻¹).

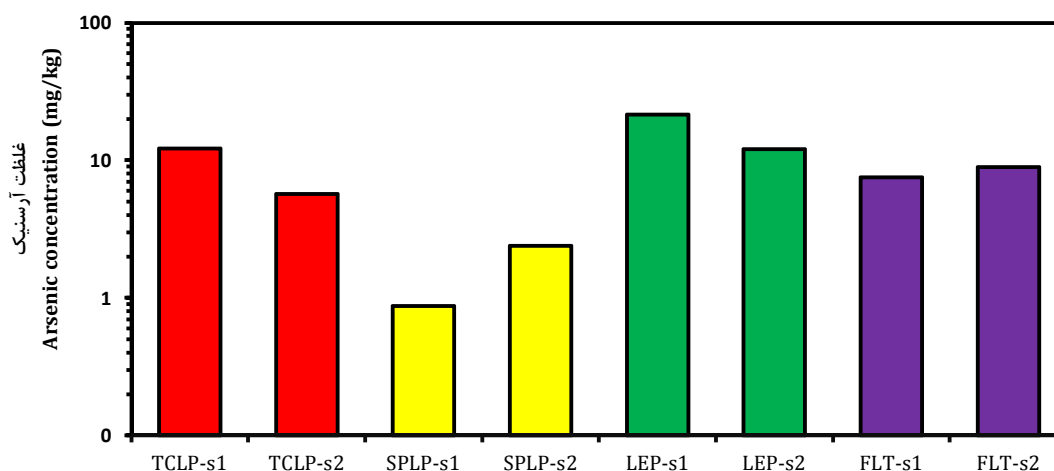
نمونه Sample	محلول در آب WSF	تبادلی EXF	کربناتی CRF	اکسیدهای آهن-منگنز FE/MNF	آلی OF	باقیمانده RF	مجموع جزءها Sum of all fraction	هضم تک مرحله‌ای One step digestion	ریکاوری % Recovery	کد ارزیابی خطر RAC
S ₁	13.4	5.4	46.4	126.5	174.1	1047.3	1412.8	1456.4	97	4.6
S ₂	13.6	4.5	21.6	111.8	166.8	2431.1	2749.5	2799.5	96.1	1.5

توسط لیم و همکاران (۲۰۰۹) گزارش شده است (۸). این پژوهشگران گزارش کردند که بیشترین مقدار آرسنیک در پسماندهای معدنی در جزء باقیمانده (۸۹ درصد) بود که بیان می‌کرد آلومینوسیلیکات‌ها یا کانی‌های سولفیدی میزبان قسمت عمده آرسنیک هستند و از طریق اسید نیتریک غلیظ همراه با گرمای فراوان استخراج می‌شوند. این مطلب و مطالعات مشابه نشان داد که قسمت عمده آرسنیک در پسماندهای مورد مطالعه قویاً به ساختار کانی‌های موجود در پسماندها مانند سیلیکون‌دی‌اکسید و یا گچ پیوند خورده است.

کد ارزیابی خطر تحرک برای بررسی فراهمی و خطر زیست‌محیطی عناصر سنگین و سمی مانند آرسنیک در رسوبات، خاک‌ها و مواد زائدی مانند پسماند استفاده می‌شود. مقدار محاسبه شده این فاکتور برای پسماندهای S₁ و S₂ به ترتیب ۴/۶ درصد و ۱/۵ درصد بود (جدول ۳). طبق جدول ۳ هر دو پسماند از نظر آرسنیک در گروه بقایای کم‌خطر قرار گرفتند. اطلاعات عصاره‌گیری متوالی نشان داد که توزیع آرسنیک در پسماندهای معدن سرب-روی متفاوت بوده و بیشترین مقدار آرسنیک در جزء باقیمانده (۷۴/۱ درصد و ۸۸/۲ درصد از کل آرسنیک به ترتیب برای نمونه S₁ و S₂) متمرکز شده بود. نتایج مشابهی

عصاره‌گیری شماره ۱ (pH=۴/۹۳) برای عصاره‌گیری آرسنیک از پسماندها استفاده شد و سایر آزمایش‌های آبشویی برای کمیت‌بندی نرخ نسبی و شدت آبشویی آرسنیک و فهم اینکه با تغییر محلول‌های آبشویی چه تغییراتی در مقدار آبشویی اتفاق می‌افتد اجرا گردید. در حقیقت سناریوهای مختلفی که ممکن است در طبیعت اتفاق بیفتد در این آزمایش‌ها شبیه‌سازی شد.

آزمایش‌های آبشویی: آزمایش‌های آبشویی (TCLP، SPLP، FLT و LEP) بر روی پسماندهای معدن سرب-روی اجرا گردید تا روند رهاسازی و تحرک آرسنیک به محیط‌زیست توسط بارندگی طبیعی، باران اسیدی، محیط اسیدی و سایر سناریوهای مختلف زیست‌محیطی که به هر دلیلی در طبیعت رخ می‌دهد ارزیابی گردد. برطبق نیازهای روش TCLP محلول



شکل ۳- غلظت آرسنیک (mg L^{-1}) آبشویی شده از نمونه‌های S_1 و S_2 بر اساس روش TCLP، SPLP، LEP و FLT.

Figure 3. Leachate concentrations of arsenic (mg L^{-1}) from samples S_1 and S_2 based on TCLP, SPLP, LEP and FLT test (in log scale).

LEP و FLT به‌ترتیب ۵ دقیقه و ۲۴ ساعت بود. بیش‌ترین مقدار آرسنیک آبشویی شده در روش LEP مشاهده شد. pH عصاره‌گیر در روش LEP بیش‌تر از روش‌های SPLP و TCLP بود. با این‌وجود در روش عصاره‌گیری LEP غلظت بیش‌تری از آرسنیک نسبت به دو روش فوق استخراج شد. این موضوع به علت اضافه کردن مداوم اسید در روش LEP به ظرف عصاره‌گیر و ثابت نگه‌داشتن pH بر روی ۵ بود. این حالت باعث جلوگیری از بافر شدن محلول و افزایش رهاسازی آرسنیک از پسماندها شده بود (۵). غلظت آرسنیک آبشویی شده در روش FLT ۳-۴ برابر بیش‌تر از غلظت رهاسازی شده در روش SPLP بود که به خاطر اندازه ریزتر ذرات مورد استفاده در

نتایج آزمایش‌های آبشویی برای روش‌های TCLP، LEP، SPLP و FLT در شکل ۳ نشان داده شده است. هر ۴ آزمایش آبشویی اجرا شده در این پژوهش از نظر آماده‌سازی نمونه به هم شبیه بودند اما از لحاظ نوع به هم زدن، سرعت به هم زدن و نسبت مایع به جامد متفاوت بودند. نسبت مایع به جامد برای آماده‌سازی هر ۴ روش آبشویی ۱:۲۰ بود درحالی‌که نوع بهم‌زدن در روش SPLP و TCLP چرخشی دوار^۱ و در روش FLT عمل بهم‌زدن به مدت ۵ دقیقه و با دست^۲ انجام شد. مدت‌زمان آزمایش در روش SPLP و TCLP ۱۸ ساعت بود درحالی‌که در روش

1- End-over-end rotary
2- Hand shaken

برخلاف محتوای بالای آرسنیک ساختاری، تحت عنوان مواد کم‌خطر^۱ برای دفع بهداشتی محسوب می‌شوند. سطح آبشویی آرسنیک در دامنه‌ای بین ۰/۰۶۱-۱/۵۲ درصد بود که سهم بسیار کوچکی از غلظت کل آرسنیک را به خود اختصاص می‌داد. کیم و همکاران (۲۰۰۲) و لیم و همکاران (۲۰۰۹) نیز نتایج مشابهی را برای آبشویی آرسنیک از پسماندهای معدن مس-روی گزارش کردند (۸ و ۵). در مطالعه آن‌ها سطح آبشویی آرسنیک به ترتیب در دامنه‌ای بین ۰/۰۱۴-۰/۰۲۶ و ۰/۰۱۷-۰/۰۳۷ درصد قرار داشت. در مطالعه لیم و همکاران (۲۰۰۹) ۶ نوع پسماند مختلف در نسبت ۱:۵ به مدت یک ساعت آبشویی شدند (۸). اگرچه شرایط آزمایش از جمله نوع محلول آبشویی و زمان واکنش با آزمایش ما متفاوت بود، اما نتایج بسیار رضایتمندانه بود چراکه آرسنیک محلول در آب جزء بسیار کمی از کل آرسنیک پسماندها را تشکیل داده بود.

آزمایش FLT بود. با کاهش اندازه ذرات سطح ویژه افزایش پیدا کرده و عناصر بیش‌تری جذب سطح ذرات می‌شوند. در واقع همبستگی بالایی بین سطح ویژه و مقدار عناصر آبشویی شده وجود دارد (۷). تغییر ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC) با اندازه ذرات به‌خوبی با تغییرات سطح ویژه توضیح داده شده است (۱۲). اندازه ذرات مورد استفاده در روش FLT کم‌تر از ۲ میلی‌متر بود درحالی‌که در روش SPLP ذرات قطری کم‌تر از ۱ سانتی‌متر داشتند. این موضوع موجب آبشویی بیش‌تر آرسنیک در روش FLT نسبت به روش SPLP شده و بر اسیدیته بیش‌تر روش SPLP غلبه کرده بود.

غلظت آرسنیک آبشویی شده در پسماندها کم‌تر از حدود مجاز آبشویی آرسنیک بود (جدول ۵). حدود مجاز آرسنیک در شیرابه طبق استانداردهای روش TCLP، ۵ میلی‌گرم در لیتر است (۲۸). بنابراین نتایج این بخش از پژوهش نشان می‌دهد که پسماندهای مورد مطالعه از نظر عنصر آرسنیک سمیت کمی برای محیط‌زیست داشته و در طبقه‌بندی کیفی

جدول ۴- غلظت آرسنیک آبشویی شده از پسماندهای معدن سرب-روی بر اساس روش‌های TCLP، SPLP، FLT و LEP.

Table 4. Leaching concentrations (mg L⁻¹) of arsenic (As) from Zn-Pb mine tailings examined by TCLP, SPLP, FLT and LEP.

Samples	S ₁			S ₂			
	روش آبشویی Leaching method	غلظت Concentration (mg L ⁻¹)	غلظت Concentration (mg kg ⁻¹)	شستشوپذیری Leachability (%)	غلظت Concentration (mg L ⁻¹)	غلظت Concentration (mg kg ⁻¹)	شستشوپذیری Leachability (%)
TCLP		0.71	12.9	0.86	0.28	5.69	0.21
SPLP		0.06	0.87	0.08	0.12	2.40	0.09
LEP		1.07	21.48	1.52	0.6	12.07	0.44
FLT		0.38	7.52	0.53	0.45	8.94	0.33

عصاره‌گیری، زمان واکنش، اندازه ذرات و ترکیبات سازنده محلول‌های مختلف بود. یکی از روش‌های

هم‌چنان که در جدول ۴ نشان داده شده است، مقدار آرسنیک آبشویی شده در روش‌های مختلف آبشویی متفاوت بود که به‌علت تفاوت در pH محلول

مورد استفاده برای آبشویی پسماندها روش FLT بود. مزیت این روش به ساده و مؤثر^۱، کم‌هزینه و سریع بودن آن بود که نتایج خوب و قابل‌قبولی را نیز ارائه کرد. این روش پژوهشگران را توانا می‌سازد که تشخیص دهند چه اجزائی از پسماندها و مواد زائد در اثر ارتباط با آب، فعال، واکنش‌پذیر، محلول، متحرک و زیست‌فراهم بوده و آبشویی می‌شوند و اینکه تأثیر بالقوه این برهمکنش‌ها بر محیط اطراف چگونه است (۱۳). نکته بسیار مهم، آن است که فقط از نظر سطح آبشویی آرسنیک، وضعیت در حال حاضر پسماندهای معدن سرب-روی می‌تواند از لحاظ رهاسازی آرسنیک در محیط اسیدی ایمن تلقی گردد. با این تعریف پسماندهای معدن سرب-روی زنجان از نظر عنصر آرسنیک در گروه بقایای زائد کم‌خطر برای محیط‌زیست قرار گرفتند.

هدف فرآیند ارزیابی خطر^۲ استنتاج یک تخمین از غلظت آرسنیک آب منفذی^۳ است که به‌طور طبیعی در پسماندها شکل می‌گیرد. هدف از مقایسه این تخمین با حدود مجاز آرسنیک در آب‌های سطحی و زیرزمینی برآورد غلظت آرسنیک است که یا مستقیماً با حد مجاز کیفی آب زیرزمینی مطابقت داده می‌شود و یا رسانیدن غلظت به‌دست‌آمده به درجه‌ای خاص از رقت و میرایی که برای محیط‌زیست و توده گیاهی و جانوری اثر مخربی نداشته باشد. به این منظور، انتخاب ارجح برای استفاده سودمند و کاربردی، جایی که محلول آبشویی احتمالاً آب باران است (که در اکثر مواقع همین‌گونه است) روش شبیه‌سازی باران مصنوعی SPLP است. نتایج غلظت آرسنیک در شیرابه حاصل از روش SPLP ممکن است نشانگر غلظت آرسنیک شسته شده از پسماندهایی که به‌عنوان زیرساز در جاده‌های مختلف استفاده می‌شوند یا

غلظت‌های رقیق شده (نسبت به آب منفذی) زمانی که با آب زیرزمینی مخلوط می‌شوند محسوب گردد. دقیق‌ترین و بدترین سناریو جایی است که این پسماندها در محلی دفن شوند که آب زیرزمینی آن مناطق باید احتیاجات جامعه انسانی را برآورده سازد. در این مورد USEPA استاندارد اولیه و ثانویه آب آشامیدنی برای آرسنیک را ۰/۰۵ میلی‌گرم در لیتر قرار داده است. اگر غلظت آرسنیک در عصاره روش SPLP هم‌اندازه یا کم‌تر از این حد مجاز باشد، بیش‌ترین غلظت آرسنیک در پسماندهای مورد آزمایش به‌عنوان علامت خطر تلقی شده و پسماندها به‌عنوان عامل آلوده‌کننده به مسئولین زیست‌محیطی برای دفن بهداشتی در منطقه خاص دفن پسماند اصلاح‌شده معرفی می‌گردند. بنابراین پسماندهای مورد مطالعه به‌طور بالقوه از این نظر می‌توانند به‌راحتی منجر به آلوده‌سازی سیستم‌های آب زیرزمینی گردند. از این رو پسماندهای مورد مطالعه باید تیمار شده و به‌صورت کاملاً بهداشتی خاکچال شوند.

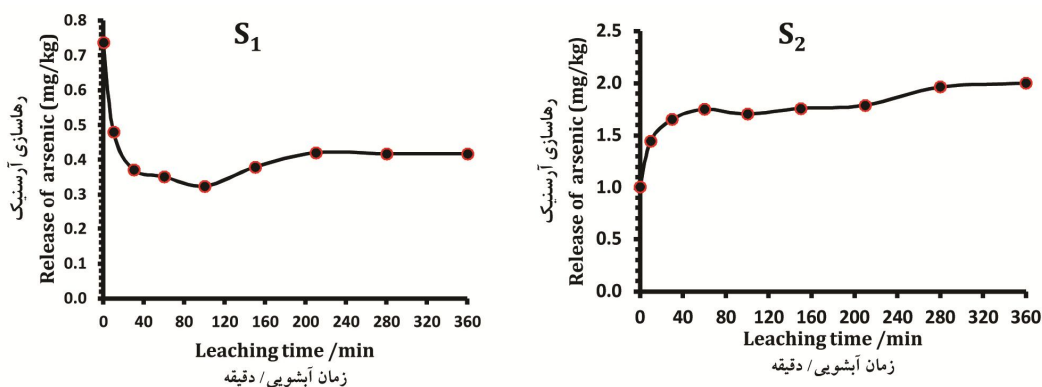
تأثیر فاکتورها بر آرسنیک آبشویی شده از پسماندهای معدن سرب-روی

تأثیر زمان تماس: غلظت آرسنیک آبشویی شده از پسماندهای معدن سرب-روی پس از ۰، ۱۰، ۳۰، ۶۰، ۱۰۰، ۱۵۰، ۲۱۰، ۲۸۰ و ۳۶۰ دقیقه زمان تماس در شکل ۴ نشان داده شده است. در این شکل گراف سمت راست مربوط به نمونه S₂ و گراف سمت چپ مربوط به نمونه S₁ است. غلظت آرسنیک آبشویی شده در مقایسه با غلظت کل آرسنیک در پسماندها در همه زمان‌های تماس کم بود. در حقیقت غلظت کمی از آرسنیک نسبت به غلظت کل آرسنیک موجود در پسماندها آبشویی شده بود و درعین‌حال، غلظت آرسنیک آبشویی شده مطابق غلظت کل آرسنیک در پسماندها بود. به این صورت که غلظت کل آرسنیک

1- Effective
2- Risk assessment process
3- Pore water

آرسنیک در نمونه S₁ و در زمان تماس صفر دقیقه حاصل شد درحالی که در نمونه S₂ بیشترین غلظت آبشویی آرسنیک در زمان تماس ۳۶۰ دقیقه به دست آمد.

در نمونه S₁ (۱/۱۴۱۲) میلی‌گرم بر کیلوگرم) کم‌تر از نمونه S₂ (۱/۲۷۴۹) بود و مقدار آرسنیک بیش‌تری در همه زمان‌های تماس از نمونه S₂ آبشویی شد. روند آبشویی آرسنیک برای نمونه‌های S₁ و S₂ هیچ شباهتی به یکدیگر نداشت. بیش‌ترین مقدار آبشویی



شکل ۴- تأثیر زمان تماس بر رهاسازی آرسنیک.

Figure 4. The effect of contact time on release of arsenic from Zn-Pb mine tailing.

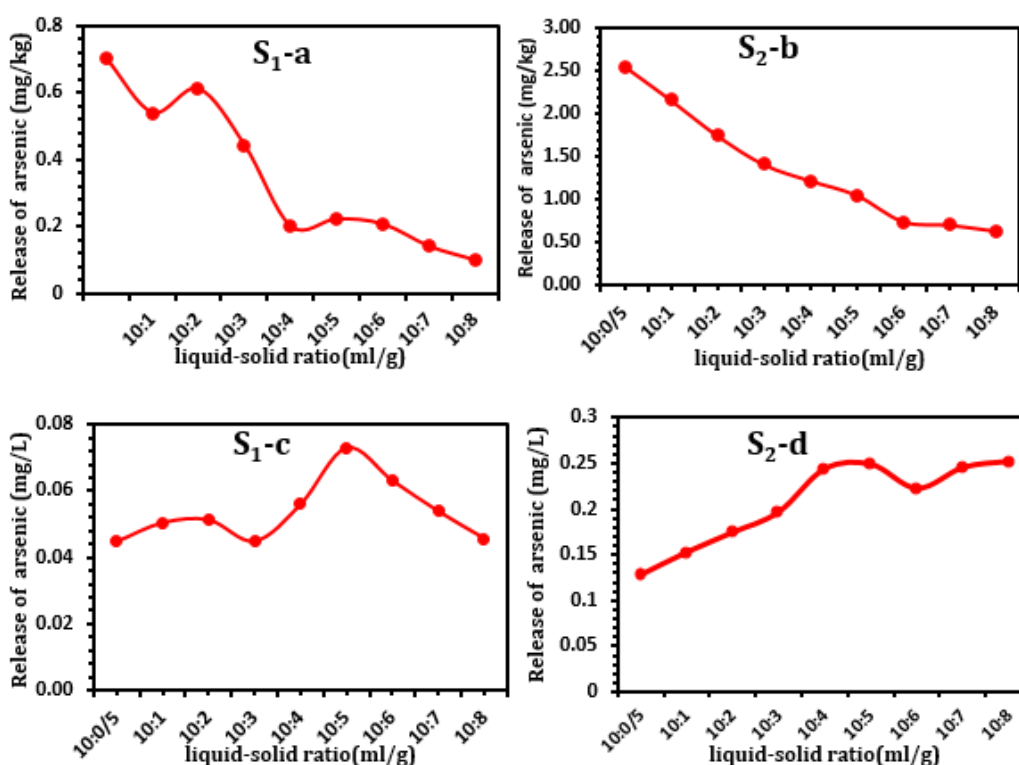
نشان داد که هنوز تعادل در آزمایش به دست نیامده و احتمالاً با افزایش زمان تماس آب با پسماندها مقدار آرسنیک بیش‌تری انحلال پیدا کرده و آبشویی افزایش پیدا خواهد کرد.

تأثیر نسبت مایع به جامد: در شکل ۵ تأثیر نسبت مایع به جامد بر شستشوپذیری آرسنیک از نمونه‌های پسماند در سرعت برهم زدن ۱۰۰ دور در دقیقه و مدت زمان ۳۶۰ دقیقه ارائه شده است. در این شکل منحنی سمت راست مربوط به نمونه S₂ و منحنی سمت چپ مربوط به نمونه S₁ است. در این شکل‌ها روند کلی آبشویی آرسنیک و مقدار شستشوپذیری آن‌ها به صورت تابعی از نسبت مایع به جامد نشان داده شده است. نتایج به وضوح نشان داد که آبشویی آرسنیک از پسماندها کاملاً متأثر از نسبت مایع به جامد بوده و مقدار آبشویی آرسنیک با کاهش نسبت مایع به جامد کاهش پیدا می‌کند. تابلین و همکاران (۲۰۱۴) نیز گزارش کردند که آبشویی آرسنیک از

تفاوت در رفتار و مقدار آبشویی آرسنیک بین نمونه‌ها به علت فرآیندهای متفاوت عصاره‌گیری اعمال‌شده بر کانسارها در طی فرآیند استخراج عناصر اقتصادی می‌باشد که منجر به ایجاد پسماندهای مختلف با ویژگی‌های مختلف شده است (۱۹). در نمونه S₁ غلظت اولیه آرسنیک (زمان صفر دقیقه) مربوط به آرسنیک محلول در آب منفذی می‌باشد که به سرعت با محلول آبشویی عصاره‌گیری گردید. در نمونه S₂ غلظت آرسنیک در آب منفذی کم‌تر از نمونه S₂ بود، اما با افزایش زمان آبشویی غلظت آرسنیک در محلول افزایش پیدا کرد (شکل ۴). بعداً اینکه آبشویی آرسنیک از آب منفذی کامل شد، با افزایش زمان تماس منحنی آبشویی روند صعودی داشت و کم‌کم به غلظت آرسنیک آبشویی شده اضافه شد. این فرآیند مربوط به انحلال کانی‌های دربردارنده آرسنیک در اثر افزایش زمان تماس محلول آبشویی با پسماندها بود. افزایش تدریجی آرسنیک در محلول

افزایش پیدا کرد. وابستگی بالای شستشوی پذیری آرسنیک به نسبت مایع به جامد نشان داد که آرسنیک در پسماندها فعالیت^۱ بالایی دارد. فعالیت بالای آرسنیک در پسماندها می‌تواند هشدار برای مسئولین محیطزیست باشد، چراکه آرسنیک سمیت بالایی داشته و تأثیرات بالقوه سرطان‌زایی برای انسان‌ها و زیباگان^۲ جانوری دارد (۲۵ و ۵۱).

سنگ‌های رسوبی به شدت متأثر از نسبت مایع به جامد می‌باشد (۴۵). این موضوع می‌تواند به علت افزایش ویسکوزیته محلول در نسبت‌های پایین مایع به جامد باشد که موجب افزایش مقاومت انتقال مواد از حد فاصل سطح پسماند به آب منفذی می‌شود (۲۷). با افزایش نسبت مایع به جامد غلظت آبشویی آرسنیک کاهش پیدا کرد درحالی‌که شستشوی پذیری آن



شکل ۵- تاثیر نسبت مایع به جامد بر درصد شستشوی پذیری میلی‌گرم بر کیلوگرم (a, c) و آبشویی میلی‌گرم بر لیتر (b, d) آرسنیک از پسماندهای معدن سرب-روی.

Figure 5. Effect of liquid to solid ratio on the extractability mg kg^{-1} (a,b) and leaching mg l^{-1} (c,d) of arsenic from tailing samples.

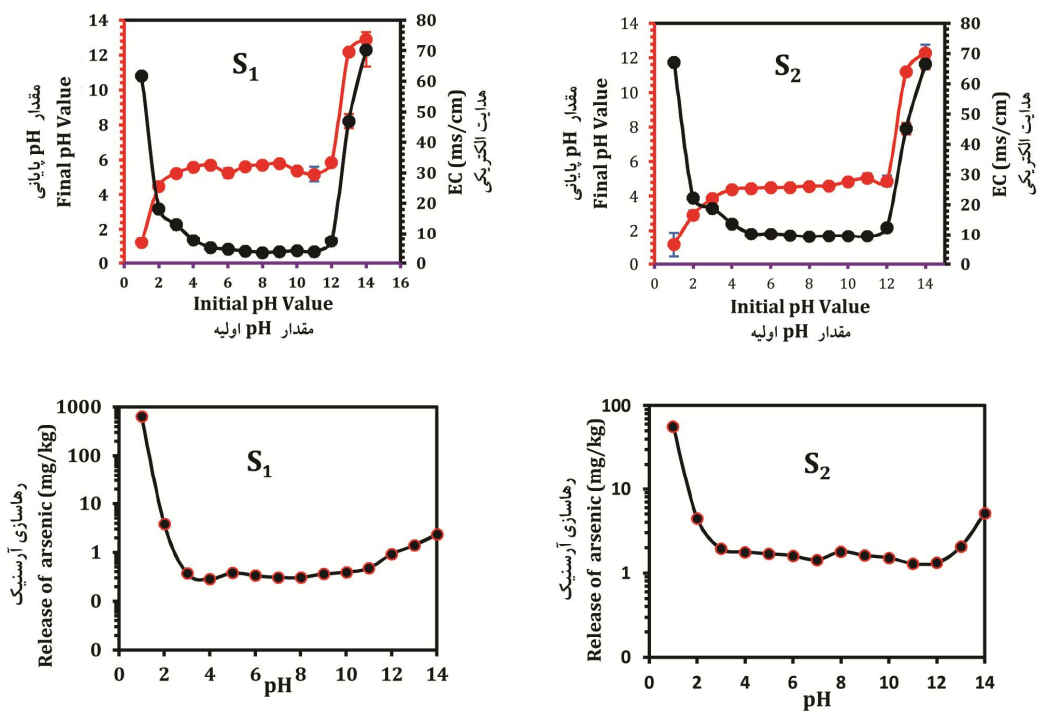
آرسنیک در اثر تغییرات درجای pH^۳ است. هم‌چنین اطلاعاتی در مورد ظرفیت بافری نمونه‌ها و حساسیت آن‌ها به تغییرات pH نیز به دست می‌آید. تفاوت بین

آبشویی وابسته به pH یکی از مهم‌ترین عامل‌های کلیدی و مؤثر در مقدار آبشویی عناصر سنگین از پسماندها است. مهم‌ترین هدف آزمایش آبشویی وابسته به pH ارزیابی تغییرات رهاسازی

1- Activity
2- Biota
3- In situ

خاص بافر کرده است (۲۷). همچنین کربنات‌های باقیمانده در پسماندها از تغییرات سریع pH جلوگیری می‌کنند و باعث بافر شدن pH محلول آبشویی می‌شوند. آبشویی آرسنیک از پسماندهای معدن سرب-روی بسیار وابسته به pH بود (شکل ۶).

pH اولیه و نهایی عصاره‌ها پس از ۳۶۰ دقیقه زمان تعادل در شکل ۶ نشان داده شده است. در pH اولیه ۳-۷، مقدار pH پایانی نمونه S₁ و S₂ به ترتیب ۵/۷ و ۴/۵ بود. این موضوع به علت ظرفیت بافری سیلیکات‌ها و اکسید کلسیم موجود در نمونه‌های پسماند بود که هر یک مقدار pH نهایی را در یک عدد



شکل ۶- رفتار آبشویی وابسته به pH آرسنیک از پسماندهای معدن سرب-روی.

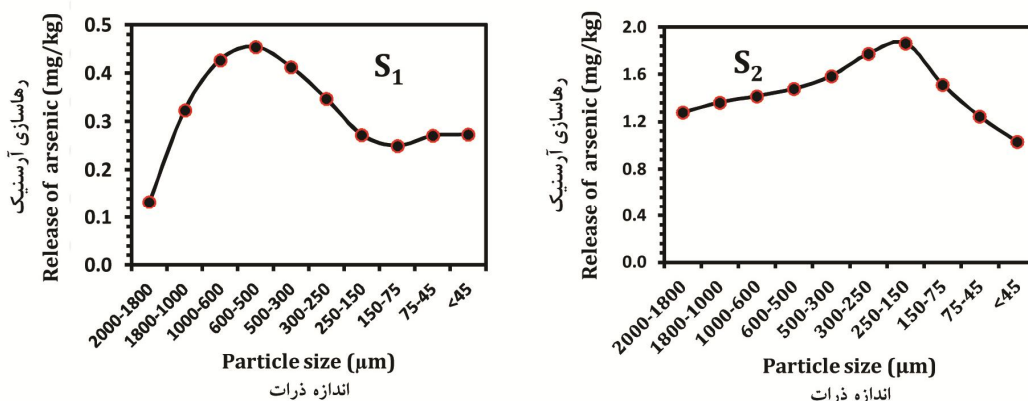
Figure 6. Leaching behavior of arsenic as a function of Ph from Zn-Pb mine tailing.

S₁ (۱۴۱۲/۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم) بود. همچنین نتایج به‌دست‌آمده از شکل‌ها نشان داد که پسماندها در شرایط اسیدی نسبت به شرایط قلیایی خطر بسیار بیشتری برای محیط‌زیست و جامعه انسانی-جانوری ایجاد می‌کنند. این موضوع به علت بالا بودن غلظت آرسنیک آزاد شده در شرایط اسیدی نسبت به شرایط قلیایی می‌باشد. این مطلب از آن جهت بسیار مهم است که همواره به خاطر محتوای سولفور موجود در پسماندها امکان ایجاد شرایط اسیدی در اثر اکسیداسیون سولفور، بسیار بیش‌تر از شرایط قلیایی

همان‌طور که در شکل مشخص است، رهاسازی آرسنیک در شرایط قلیایی و اسیدی بسیار افزایش داشت و در شرایط خنثی به کم‌ترین مقدار خود رسید. در هر دو نمونه مقدار رهاسازی آرسنیک در شرایط فوق اسیدی بسیار بیش‌تر از شرایط بسیار قلیایی بود (شکل ۶). همچنین در شرایط اسیدی (pH=۱) غلظت آرسنیک رهاسازی شده در نمونه S₁ نسبت به نمونه S₂ بسیار بیش‌تر بود. این موضوع در حالی است که غلظت کل آرسنیک در نمونه S₂ (۲۷۴۹/۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم) تقریباً دو برابر نمونه

سطح ویژه بیش‌تری نسبت به ذرات درشت‌تر داشته و سطح ویژه بیش‌تری برای واکنش‌های جذب، نگهداشت و تبادل فراهم می‌کنند (۲۸). شکل ۷ نتایج رفتار آبشویی پسماندهای مورد مطالعه در اثر تغییرات اندازه ذرات را به تصویر کشیده است. در این رابطه ارتباط واضحی بین مقدار آرسنیک آبشویی شده و اندازه ذرات پسماند مشاهده نشد. در حقیقت با کاهش اندازه ذرات پسماند مقدار آرسنیک آبشویی شده از پسماندها متغیر بوده و روند افزایشی و یا کاهشی خاصی مشاهده نشد. بیش‌ترین پیک آرسنیک آبشویی شده در نمونه S₁ از ذراتی با اندازه ۵۰۰-۶۰۰ میکرومتر و در نمونه S₂ در ذراتی با اندازه ۲۵۰-۱۵۰ میکرومتر مشاهده گردید. اگرچه هر دو پسماند مربوط به یک معدن بودند اما روند آبشویی آرسنیک در هر دو کاملاً با یکدیگر متمایز بود. بنابراین این نکته پیشنهاد می‌کند که فاکتورهایی به‌غیر از اندازه ذرات مانند انحلال کانی‌ها و فرآیندهای عصاره‌گیری متالورژیکی^۱ نیز در مقدار آبشویی آرسنیک مؤثر هستند (۲۶). هم‌چنین ذراتی با اندازه مختلف کانی‌شناسی متفاوتی داشته و رفتار آبشویی متفاوتی را ایجاد می‌کنند (۲۷).

است. علاوه‌براین میانگین غلظت آرسنیک آبشویی شده از نمونه S₁ (۴۶۹۹/۳ میکروگرم بر لیتر) بیش‌تر از نمونه S₂ (۶۰۴ میکروگرم بر لیتر) بود. این حالت به علت فرآیندهای عصاره‌گیری متفاوت اعمال شده بر روی پسماندها در فرآیند استخراج فلزات اقتصادی می‌باشد. اگر همه آرسنیک موجود در پسماندها به‌غیر از جزء باقیمانده، آزاد شده و وارد محلول آبشویی شود، مقدار آرسنیک برای نمونه S₁ و S₂ به‌ترتیب ۳۶۵/۸ و ۳۱۸/۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم خواهد بود. درحالی‌که آرسنیک شسته شده از پسماندها به آب در شرایط اسیدی (pH=۱) برای نمونه S₁ و S₂ بسیار بیش‌تر از این مقدار بود. این موضوع نشان داد که در شرایط اسیدی انحلال کانی‌های حاوی آرسنیک به‌وفور اتفاق افتاده و آرسنیک از جزءهای باقیمانده موجود در ساختار کانی‌ها وارد فاز محلول می‌شود. این مدعا نیز خود دلیلی بر این موضوع است که قضاوت کردن پسماندها براساس پروتکل‌های آبشویی می‌تواند در مواقعی در تخمین صحیحی قدرت آلودگی پسماندها نظریه اشتباهی را ایجاد کند. **تأثیر اندازه ذرات:** بسیاری از ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی مهم پسماندها به‌اندازه ذرات آن‌ها بستگی دارد. پژوهشگران دریافته‌اند که ذرات ریز پسماند



شکل ۷- رفتار آبشویی آرسنیک در اثر تغییر اندازه ذرات پسماندهای معدن سرب-روی.

Figure 7. Leaching behavior of arsenic as a function of particle size from Zn-Pb mine tailings.

نتیجه گیری

رها سازی آرسنیک از پسماندهای معدن سرب- روی یک فرآیند پیچیده است که با چندین عامل در ارتباط است. برای مطالعه رفتار آبشویی آرسنیک از پسماندهای معدن سرب-روی، آزمایش‌های آبشویی بسته (نسبت مایع به جامد، زمان تماس، اندازه ذرات و رفتار وابسته به pH)، پروتکل‌های آبشویی (SPLP, TCLP, LEP و FLT) اجرا شد. ویژگی‌های کانی‌شناسی و مورفولوژیکی و ترکیب اجزاء پسماند با استفاده از روش‌های XRF, XRD و SEM مشخص شد. نتایج ذیل نیز از این آزمایش‌ها به دست آمد:

۱- نتایج پراش اشعه ایکس (XRD) آشکار کرد که ترکیب غالب پسماندها سولفات کلسیم و سیلیکون‌دی‌اکسید می‌باشد. آنالیز ترکیب شیمیایی پسماندها با روش XRF نشان داد که CaO , SiO_2 و SO_3 اجزاء عمده و اصلی تشکیل‌دهنده پسماندها بودند.

۲- در هر دو نوع پسماند بیشترین مقدار آرسنیک در جزء باقیمانده یافت شد و درصد نسبتاً کمی از غلظت کل آرسنیک در جزء محلول در آب بود. ترتیب غلظت آرسنیک در هر جزء به صورت ذیل بود $F_2 < F_1 < F_3 < F_4 < F_5 < F_6$ و بر اساس شاخص ارزیابی خطر در گروه بقایای کم خطر قرار گرفتند.

۳- در روش‌های LEP, SPLP, TCLP و FLT غلظت آرسنیک آبشویی شده کم‌تر از حدود مجاز آرسنیک در شیرابه حاصل از مواد زائد بود و بنابراین طبق نتایج پروتکل‌های آبشویی پسماندهای سرب- روی مورد مطالعه در گروه بقایای کم خطر قرار گرفتند. بیش‌ترین غلظت آبشویی آرسنیک در روش LEP مشاهده شد و این موضوع به علت اضافه کردن مداوم اسید به محلول آبشویی و نگهداشت pH بر روی عدد ۵ بود.

۴- دو رفتار آبشویی وابسته به زمان کاملاً متفاوت در پسماندها مشاهده شد. غلظت آرسنیک آبشویی شده با افزایش زمان تماس در نمونه S_1 کاهش و در نمونه S_2 با افزایش زمان تماس افزایش پیدا کرده بود. این مطلب نشان داد که زمان تماس متفاوت در پسماندها رفتارهای متفاوت آبشویی را ایجاد می‌کند.

۵- روند یکسانی برای مقدار آرسنیک آبشویی شده به علت تغییرات نسبت مایع به جامد مشاهده نشد. هم‌چنین مشخص گردید که نسبت اشباع شدن پسماندها با آب می‌تواند به راحتی میزان آبشویی آرسنیک را تغییر دهد.

۶- رها سازی آرسنیک کاملاً متأثر از pH بود و غلظت آرسنیک رها سازی شده در pH اسیدی به شدت افزایش داشت و سپس در pH خنثی به کمترین مقدار رسید. رفتار رها سازی وابسته به pH آشکار کرد که آرسنیک در محیط به صورت آمفوتریک عمل می‌کند.

۷- در هر دو نمونه، روند رها سازی آرسنیک با کاهش اندازه ذرات پسماند یکسان نبود و از الگوی خاصی پیروی نمی‌کرد. بیش‌ترین مقدار آبشویی آرسنیک در عصاره‌های استخراج شده از نمونه‌های S_1 و S_2 به ترتیب در دامنه ذراتی با اندازه ۶۰۰-۵۰۰ و ۲۵۰-۱۵۰ میکرومتر بود.

تقدیر و تشکر

از مسئولین شرکت نوین شیمیاری به منظور مساعدت مالی در قرائت داده‌ها سپاسگذاری می‌شود.

داده‌ها و اطلاعات

پژوهش حاضر حاصل بخش‌هایی از رساله دکتری می‌باشد که در دانشکده کشاورزی دانشگاه زنجان طی سال‌های ۹۴ تا ۹۸ به اجرا در آمده است.

تعارض منافع

در این مقاله تعارض منافی وجود ندارد و این مسأله مورد تأیید همه نویسندگان است.

منابع

1. Alforque, M. 1996. Synthetic Precipitation Leaching Procedure. US EPA (360). 8. 2. 871: 874.
2. Aslibekian, O., and Moles, R. 2003. Environmental risk assessment of metals contaminated soils at silvermines abandoned mine site, Co Tipperary, Ireland. *Environ. Geochem. Health.* 25: 2. 247-266.
3. Banerjee, K., Amy, G.L., Prevost, M., Nour, S., Jekel, M., and Gallagher, PM. 2008. Kinetic and thermodynamic aspects of adsorption of arsenic onto granular ferric hydroxide (GFH). *Water Res.* 42: 13. 3371-3378.
4. Bastami, K.D., Neyestani, M.R., Esmaeilzadeh, M., Haghparast, S., Alavi, C., and Fathi, S. 2017. Geochemical speciation, bioavailability and source identification of selected metals in surface sediments of the Southern Caspian Sea. *Mar. Pollut. Bull.* 114: 2. 1014-1023.
5. Bestgen, J.O., Cetin, B., and Tanyu, B.F. 2016. Effects of extraction methods and factors on leaching of metals from recycled concrete aggregates. *Environ. Sci. Pollut. Res. Jul.* 1: 23. 13. 12983-3002.
6. Boonsrang, A., Chotpantarat, S., and Sutthirat, C. 2018. Factors controlling the release of metals and a metalloid from the tailings of a gold mine in Thailand. *Geochem-Explor. Environ. A.* 18. 2. 109-119.
7. Cao, C., Zhang, Q., Ma, Z.B., Wang, X.M., Chen, H., and Wang, J.J. 2018. Fractionation and mobility risks of heavy metals and metalloids in wastewater-irrigated agricultural soils from greenhouses and fields in Gansu, China. *Geoderma.* 328: 1-9.
8. Dong, H., Lin, Z., Wan, X., and Feng, L. 2017. Risk assessment for the mercury polluted site near a pesticide plant in Changsha, Hunan, China. *Chemosphere.* 169: 333-341.
9. El-Kamash, A., Zaki, A., and El Geleel, MA. 2005. Modeling batch kinetics and thermodynamics of zinc and cadmium ions removal from waste solutions using synthetic zeolite A. *J. Hazard. Mater.* 127: 1-3. 211-220.
10. US EPA Method 1311: Toxicity Characteristic Leaching Procedure and Characteristic Wastes Retrieved from (1992) <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-12/documents/1311.pdf>
11. Fendorf, S., Nico, P.S., Kocar, B.D., Masue, Y., and Tufano, K.J. 2010. Arsenic chemistry in soils and sediments. In *developments in soil science.* (34: 357-378). Elsevier.
12. Goetz, D., and Glaseker, W. 1991. Effect of particle size distribution on leaching properties of building materials. *Studies in Environmental Science.* 48: Elsevier; 283-292.
13. Hageman, P.L. 2007. US Geological Survey field leach test for assessing water reactivity and leaching potential of mine wastes, soils, and other geologic and environmental materials. English 5-D3.
14. Hageman, P.L., and Briggs, P.H. 2000. A simple field leach test for rapid screening and qualitative characterization of mine waste dump material on abandoned mine lands. US Dept. of the Interior, US Geological Survey; Report No: 2000-15.
15. Huang, G., Chen, Z., Zhang, Y., Liu, F., Wang, J., and Hou, Q. 2016. Changes of arsenic fractionation and bioaccessibility in wastewater-irrigated soils as a function of aging: Influence of redox condition and arsenic load. *Geoderma.* 280: 1-7.
16. Jang, M., Hwang, J.S., Choi, S.I., and Park, J.K. 2005. Remediation of arsenic-contaminated soils and washing effluents. *Chemosphere.* 60: 3. 344-354.
17. Jelenová, H., Majzlan, J., Amoako, F.Y., and Drahotka, P. 2018. Geochemical and mineralogical characterization of the arsenic-, iron-, and sulfur-rich mining waste dumps near Kaňk, Czech Republic. *J. Appl. Geochem.* 97: 247-255.
18. Khan, U.A., Kujala, K., Nieminen, S.P., Räisänen, M.L., and Ronkanen, A.K. 2019. Arsenic, antimony, and nickel leaching from northern peatlands treating mining influenced water in cold climate. *Sci. Total Environ.* 657: 1161-1172.

19. Khoeurn, K., Sakaguchi, A., Tomiyama, S., and Igarashi, T. 2019. Long-term acid generation and heavy metal leaching from the tailings of Shimokawa mine, Hokkaido, Japan: Column study under natural condition. *J. Geochem. Explor.* 201: 1-12.
20. Khosravi, Y., Zamani, A.A., Parizanganeh, A.H., and Yaftian, M.R. 2018. Assessment of spatial distribution pattern of heavy metals surrounding a lead and zinc production plant in Zanjan Province, Iran. *Geoderma Reg.* 12: 10-17.
21. Kim, J.Y., Kim, K.W., Ahn, J.S., Ko, I., and Lee, C.H. 2005. Investigation and risk assessment modeling of As and other heavy metals contamination around five abandoned metal mines in Korea. *Environ. Geochem. Health.* 27: 2. 193-203.
22. Kim, M.J., Ahn, K.H., and Jung, Y. 2002. Distribution of inorganic arsenic species in mine tailings of abandoned mines from Korea. *Chemosphere.* 49: 3. 307-312.
23. Ko, I., Kim, J.Y., and Kim, K.W. 2004. Arsenic speciation and sorption kinetics in the As-hematite-humic acid system. *Colloids Surf.* 234: 1-3. 43-50.
24. Langsch, J.E., Costa, M., Moore, L., Morais, P., Bellezza, A., and Falcão, S. 2012. New technology for arsenic removal from mining effluents. *J. Mater. Res. Technol.* 1: 3. 178-181.
25. Larios, R., Fernández-Martínez, R., and Rucandio, I. 2012. Comparison of three sequential extraction procedures for fractionation of arsenic from highly polluted mining sediments. *Anal. Bioanal. Chem.* 402: 9. 2909-2921.
26. Lim, M., Han, G.C., Ahn, J.W., You, K.S., and Kim, H.S. 2009. Leachability of arsenic and heavy metals from mine tailings of abandoned metal mines. *Int. J. Environ. Res. Public Health.* 6: 11. 2865-2879.
27. Liu, B., Peng, T., Sun, H., and Yue, H. 2017. Release behavior of uranium in uranium mill tailings under environmental conditions. *J. Environ. Radioact.* 171: 160-168.
28. Lottermoser, B. 2010. Mine wastes: characterization, treatment and environmental impacts. (Springer Verlag: Berlin Heidelberg) 400p.
29. Ma, J., Lei, M., Weng, L., Li, Y., Chen, Y., and Islam, M.S. 2019. Fractions and colloidal distribution of arsenic associated with iron oxide minerals in lead-zinc mine-contaminated soils: Comparison of tailings and smelter pollution. *Chemosphere.* 227: 614-619.
30. Matong, J.M., Nyaba, L., and Nomngongo, P.N. 2016. Fractionation of trace elements in agricultural soils using ultrasound assisted sequential extraction prior to inductively coupled plasma mass spectrometric determination. *Chemosphere.* 154: 249-257.
31. McGregor, R., Blowes, D., Jambor, J., and Robertson, W. 1998. The solid-phase controls on the mobility of heavy metals at the Copper Cliff tailings area, Sudbury, Ontario, Canada. *J. Contam. Hydrol.* 33: 3-4. 247-271.
32. Morin, G., and Calas, G. 2006. Arsenic in soils, mine tailings, and former industrial sites. *Elements.* 2: 2. 97-101.
33. Nemati, K., Bakar, N.K.A., Abas, M.R., and Sobhanzadeh, E. 2011. Speciation of heavy metals by modified BCR sequential extraction procedure in different depths of sediments from Sungai Buloh, Selangor, Malaysia. *J. Hazard. Mater.* 192: 1. 402-410.
34. Olajire, A., Ayodele, E., Oyedirdan, G., and Oluyemi, E. 2003. Levels and speciation of heavy metals in soils of industrial southern Nigeria. *Environ. Monit.* 85. 2. 135-155.
35. Olobatoke, R., and Mathuthu, M. 2016. Heavy metal concentration in soil in the tailing dam vicinity of an old gold mine in Johannesburg, South Africa. *Can. J. Soil Sci.* 96. : 3. 299-304.
36. Peng, C., Tang, L., Tan, X., Li, Y., Wang, X., and Ai, X. 2017. Heavy metal fractionation after application of fermented sludge to soil and its effect on sedum lineare. *Fresenius Environ. Bull.* 26. 1 A. 810-822.

37. Peralta, G.L. 1997. Characterization, leachability and acid mine drainage potential of geothermal solid residues (Doctoral dissertation, National Library of Canada= Bibliothèque nationale du Canada). 160p.
38. Perin, G., Craboledda, L., Lucchese, M., Cirillo, R., Dotta, L., and Zanette, M. 1985. Heavy metal speciation in the sediments of northern Adriatic Sea. A new approach for environmental toxicity determination. *Heavy metals in the environment*. 2: 1. 454-456.
39. Razo, I., Carrizales, L., Castro, J., Díaz-Barriga, F., and Monroy, M. 2004. Arsenic and heavy metal pollution of soil, water and sediments in a semi-arid climate mining area in Mexico. *Water Air Soil Pollut.* 152: 1-4. 129-152.
40. Roussel, C., Bril, H., and Fernandez, A. 2000. Arsenic speciation: involvement in evaluation of environmental impact caused by mine wastes. *J. Environ. Qual.* 29: 1. 182-188.
41. Rubio-Campos, B., Cano-Aguilera, I., Aguilera-Alvarado, A., De la Rosa, G., and Soriano-Perez S. 2010. Factors controlling the release of arsenic from mining tailings. *Environ. Toxicol.* Pp: 55-66.
42. Schultz, M.K., Burnett, W.C., and Inn, K.G. 1998. Evaluation of a sequential extraction method for determining actinide fractionation in soils and sediments. *J. Environ. Radioact.* 40: 2. 155-174.
43. Sims, K.W., Gill, J.B., Dosseto, A., Hoffmann, D.L., Lundstrom, C.C., and Williams, R.W. 2008. An inter-laboratory assessment of the thorium isotopic composition of synthetic and rock reference materials. *Geostand. Geoanalytical Res.* 32: 1. 65-91.
44. Steinbörn, M., and Breen, J., editors. 1999. Heavy metals in soil and vegetation at shallee mine, Silvermines, Co. Tipperary. *Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy*; JSTOR. 1: 37-42.
45. Tabelin, C.B., Hashimoto, A., Igarashi, T., and Yoneda, T. 2014. Leaching of boron, arsenic and selenium from sedimentary rocks: I. Effects of contact time, mixing speed and liquid-to-solid ratio. *Sci. Total Environ.* 472: 620-629.
46. Tan, D., Long, J., Li, B., Ding, D., Du, H., and Lei, M. 2018. Fraction and mobility of antimony and arsenic in three polluted soils: A comparison of single extraction and sequential extraction. *Chemosphere*. Dec 1. 213: 533-540.
47. Tessier, A., Campbell, P.G., and Bisson, M. 1979. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Anal. Chem.* 51: 7. 844-851.
48. Thornton I. 1994. Sources and pathways of arsenic in south-west England: health implications. *Arsenic exposure and health*. 44: 61-70.
49. Thouin, H., Norini, M.P., Le Forestier, L., Gautret, P., Motelica-Heino, M., and Breeze, D. 2019. Microcosm-scale biogeochemical stabilization of Pb, As, Ba and Zn in mine tailings amended with manure and ochre. *J. Appl. Geochem.* 111: 104-438.
50. USEPA S. 1986. Test methods for evaluating solid waste: physical/chemical methods. http://www.epa.gov/epaoswer/hazwaste/test/7_series.htm. 646p.
51. Wan, X., Dong, H., Feng, L., Lin, Z., and Luo, Q. 2017. Comparison of three sequential extraction procedures for arsenic fractionation in highly polluted sites. *Chemosphere*. 178: 402-410.
52. Wang, S., and Mulligan, C.N. 2006. Occurrence of arsenic contamination in Canada: sources, behavior and distribution. *Sci. Total Environ.* 366: 2-3. 701-721.
53. Whitaker, L.R. 2016. Feasibility of IT Industry for Large Scale Rooftop Photovoltaic Adoption: Case Western Reserve University. 98p.
54. Williams, M. 2001. Arsenic in mine waters: an international study. *Environmental Geology*. 40: 3. 267-278.
55. Yamamura, S., Bartram, J., Csanady, M., Gorchev, H.G., and Redekopp, A. 2003. Drinking water guidelines and standards. *Arsenic, Water, and Health: the state of the art Geneva: World Health Organisation*. 18p.

56. Yang, J.K., Barnett, M.O., Zhuang, J., Fendorf, S.E., and Jardine, P.M. 2005. Adsorption, oxidation, and bioaccessibility of As (III) in soils. *Environ. Sci.* 39: 18. 7102-7110.
57. Zhang, Y., Zhang, S., Ni, W., Yan, Q., Gao, W., and Li, Y. 2019. Immobilisation of high-arsenic-containing tailings by using metallurgical slag-cementing materials. *Chemosphere.* 223: 117-123.
58. Zinck, J., Wilson, L., Chen, T., Griffith, W., Mikhail, S., and Turcotte, A. 1997. Characterization and stability of acid mine drainage treatment sludges. *Mining and Mineral Sciences Laboratories Report.* Pp: 96-079.



Gorgan University of Agricultural
Sciences and Natural Resources

J. of Water and Soil Conservation, Vol. 27(6), 2021

<http://jwsc.gau.ac.ir>

DOI: 10.22069/jwsc.2020.17063.3247

Research Full Paper

Environmental risk assessment of arsenic in Zn-Pb mine tailings

*A. Akhavan¹ and A. Golchin²

¹Ph.D. Graduate, Dept. of Soil Science, Faculty of Agriculture, Zanjan University,

²Professor, Dept. of Soil Science, Faculty of Agriculture, Zanjan University

Received: 07.28.2019; Accepted: 09.28.2020

Abstract

Background and Objectives: Zn-Pb mine tailings of Zanjan (province of Iran) contain high concentrations of toxic metals, especially arsenic that can potentially release into the surrounding soils and water pathways. These tailings create leachate due to their connection with water, which is very dangerous to the environment and to the masses of animals and human beings. Unfortunately the geochemical and mineralogical processes that control arsenic release from tailings are not fully studied. Therefore this research aimed to assess the leaching characteristics of arsenic under different environmental conditions to recognize the parameters and factors controlling its concentration in the leachate.

Materials and Methods: Leaching of arsenic from Zn-Pb mine tailing was investigated in various environmental scenarios. In order to determine the amount of leached arsenic in different conditions, four leaching protocols, including toxicity leaching procedure test (TCLP), synthetic precipitation leaching procedure test (SPLP), field leach test (FLT) and leachate extraction procedure (LEP) were used. Also, to study the effect of various factors such as pH, contact time, particle size and solid to liquid ratio on leaching of arsenic from Zn-Pb mine tailings batch leaching experiments were carried out. Risk assessment code (RAC) based on fractionation method was also applied to evaluate the environmental risk of arsenic mobility.

Results: The results indicated that in both samples of tailings, the highest amount of arsenic was measured in the residual fraction that is relatively stable under natural environmental situations. According to RAC index, the tailings in term of arsenic placed in the low-risk tailings group. In TCLP, LEP, FLT and LEP test the concentrations of leached arsenic were low and the highest leaching concentration of arsenic occurred in the LEP test and sample S₁. According to SPLP analysis, Zn-Pb tailings will have a high potential for contamination of surface and underground water. The mobility of arsenic in the tailings was entirely influenced by pH, contact time, particle size and solid to liquid ratio. The leaching of arsenic enhanced in acidic and alkaline condition and the amount of arsenic leached in acidic condition was much higher than that leached in alkaline condition. In fact, pH-dependent leaching behavior of arsenic from Zn-Pb mine tailing was amphoteric. Actually pH-dependent leaching behavior of arsenic from Zn-Pb mine tailings was amphoteric. In sample S₁, the highest amount of arsenic was released from particles with the size of 500-600 μm, while in the sample S₂ particles with the size of 150-250 μm released the highest amount of arsenic.

Conclusion: By considering the results of leaching protocols, and arsenic fractionation and also with regards to factors affecting the concentration of arsenic in leached water, reducing the pore water and contact time, and controlling the pH and preventing the spreading of tailings in the environment are the most important factors in preventing and managing the spread of pollution in the environment.

Keywords: Arsenic, Pollution, Release, Tailing

* Corresponding Author; Email: mesbahm483@yahoo.com