

بررسی تغییرات غلظت فلزات سنگین و شاخص‌های اکولوژیکی آلودگی در اراضی اطراف معدن ذغال‌سنگ گلندرود استان مازنداران

الهه احمدیان و بابک متشرع زاده^۱

دانش‌آموخته کارشناسی ارشد گروه علوم و مهندسی خاک، پردیس کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه تهران. ahmadian_elahe@ut.ac.ir
دانشیار گروه علوم و مهندسی خاک، پردیس کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه تهران. moteshare@ut.ac.ir

دریافت: شهریور ۱۳۹۳ و پذیرش: اسفند ۱۳۹۳

چکیده

بررسی خاک‌های اطراف اکثر معادن ذغال سنگ در نقاط مختلف دنیا، آلودگی به فلزات سنگین از قبیل سرب، کادمیوم، روی، مس، منگنز و نیکل را نشان می‌دهد. پالایش آلودگی خاکها و اراضی اطراف معادن، یک چالش بزرگ برای بازگرداندن بهره‌وری و باروری آن و ایجاد مجدد چرخه‌های اکولوژیکی است که این امر با شناسایی گونه‌های گیاهی مناسب و همچنین اصلاح به وسیله برخی مواد اصلاح کننده مناسب، بر روی چنین اراضی تخریب شده، محقق می‌شود. گیاه‌پالایی یکی از فناوری‌های در حال توسعه است که می‌تواند به طور گسترده برای اصلاح خاک و آلودگی‌ها از محیط، استفاده شود. هدف از مطالعه حاضر، بررسی تغییرات غلظت پنج فلز سنگین روی، سرب، منگنز، نیکل و مس و همچنین شاخص‌های آلودگی شامل شاخص زمین انباشتگی، عامل آلودگی و شاخص بار آلودگی در اراضی اطراف معدن ذغال‌سنگ گلندرود واقع در استان مازندران می‌باشد. بر اساس نتایج تجزیه نمونه‌ها، بیشترین غلظت عناصر روی، سرب، منگنز، نیکل و مس در خاک به ترتیب ۴۴/۱۲، ۶/۵۳، ۵/۵۴، ۷/۸۰ و ۶/۲۸ میلی گرم بر کیلوگرم و بیشترین غلظت عناصر روی و منگنز در گیاهان به ترتیب ۱۶۹/۴ و ۱۶۴/۶ میلی گرم بر کیلوگرم گزارش گردید. نتایج مربوط به محاسبه شاخص‌های آلودگی و غلظت‌های فلزات سنگین مورد نظر در خاک‌ها و نمونه‌های گیاهی معدن گلندرود نشان دهنده پائین تر بودن مقادیر عناصر مذکور نسبت به مقادیر ایجاد کننده آلودگی است. بالاترین میزان برای شاخص زمین‌انباشتگی عناصر روی، سرب، منگنز، نیکل و مس در خاک به ترتیب ۰/۰۲۴، ۰/۰۷۴، ۰/۰۰۳، ۱/۹۷۵ و ۰/۱۱۷ میلی گرم بر کیلوگرم، برای شاخص عامل آلودگی به ترتیب ۰/۱۲، ۰/۱۳، ۰/۰۱، ۷/۸۰ و ۰/۴۱ میلی گرم بر کیلوگرم و بالاترین مقدار مربوط به شاخص بار آلودگی ۰/۲۰ میلی گرم بر کیلوگرم بود. با توجه به روند رو به رشد بهره‌برداری از منابع معدنی استان و شرایط اقلیمی، پایش متناوب منطقه از نظر آلاینده‌ها توصیه می‌شود.

واژه‌های کلیدی: فلزات سنگین، معدن ذغال سنگ، فاکتورغنی شدگی، شاخص زمین انباشتگی.

مقدمه

فلزات به طور طبیعی به مقادیر مختلف در پوسته زمین وجود دارند. حفر معادن و استخراج فلزات، عملیات ذوب و پالایش، صنایع مختلف، تخلیه فاضلاب‌ها و انهدام زباله‌ها، عملیات کشاورزی و استفاده از انواع کودهای شیمیایی، آفت کش‌ها و حشره کش‌ها، پساب‌های صنعتی و خانگی و لجن فاضلاب که برای افزایش محصولات کشاورزی به خاک افزوده می‌شود به رهاسازی فلزات سنگین به محیط‌زیست انجامیده و مشکلات جدی برای محیط‌زیست و سلامتی بشر به وجود آورده است (راسکین و انسلی، ۲۰۰۵). غلظت قابل استخراج و محلول فلزات در خاک که تعیین کننده کمبود یا سمیت این عناصر در خاک می‌باشد، عمدتاً به غلظت کل فلزات در خاک، pH خاک، ظرفیت تبادل کاتیونی، بافت، مقدار مواد آلی و اکسیدهای فلزی و حضور لیگاندهای کمپلکس کننده در خاک بستگی دارد (هیون و همکاران، ۱۹۸۸). ضایعات معدن نماینده بزرگترین سهم کل زباله در سطح جهان به وسیله فعالیت‌های صنعتی هستند که ۲۰-۱۵ میلیارد تن در سال برآورد شده است.

مقدار و نحوه مصرف انرژی بشر بر محیط‌زیست اثر دارد. کم کردن اثرات منفی فعالیت‌های انسان روی محیط زیست طبیعی ضمن استفاده از انرژی از اولویت‌های کلیدی جهان امروز است. حفظ تعادل زیست‌محیطی در کنار اولویت‌های توسعه اجتماعی و اقتصادی امری مهم است. این مسئله تحت عنوان توسعه پایدار معرفی شده است. یکی از منابع انرژی که در حال حاضر بیشترین اثرات زیست‌محیطی را دارد، ذغال‌سنگ است (یزدی، ۱۳۸۸). قابلیت تحرک فلزات سنگین در خاک تحت تاثیر فاکتورهای مختلف قرار می‌گیرد که این فاکتورها عبارتند از: خواص فلز، تعداد و نوع محل‌های جذب سطحی خاک، غلظت و نوع آنیون‌های کمپلکس کننده (آلی و غیر آلی)، کاتیون‌های رقابت کننده در محلول (به ویژه H^+) (تیلر و کِلر، ۱۹۸۹)، بافت خاک (بران و همکاران، ۱۹۷۸)، ظرفیت تبادل کاتیونی،

مقدار بازهای تبادلی، کشت (کاموبرکو و همکاران، ۱۹۹۶)، فرسایش (برینکمن و بلاما، ۱۹۷۸)، pH، مقدار آب آبیاری، زمان، مکانیسم‌های فیزیکی حرکت رسوبات کلوئیدی و ذرات رس در محلول خاک (امریچ و همکاران، ۱۹۸۲)، سطح ویژه، اکسیدهای آهن و آلومینیوم و منگنز (الیوت و همکاران، ۱۹۸۶)، اندازه منافذ (بران و همکاران، ۱۹۷۸)، شخم، جذب توسط گیاهان و احتمالاً بیومتیلاسیون (گریس و همکاران، ۱۹۸۲)، آهک (کورت و همکاران، ۱۹۷۶) و ساختمان (هوولمن و همکاران، ۱۹۹۹).

دور ریزهای معدن ذغال و ذغال‌های حاوی سولفید عامل تشکیل زهاب اسیدی معدن به دلیل فرسایش آبی هستند. این پساب‌های اسیدی حاوی عناصر مضر و کم مصرف محلول هستند که تاثیر قابل توجهی روی محیط‌زیست می‌گذارند. رفتار این عناصر در زهاب اسیدی معدن به طور عمده توسط pH کنترل می‌شود (باراه و همکاران، ۲۰۱۰). گیاه پالایی فلزات سنگین به عنوان جایگزینی برای روش‌های شیمیایی مقرون به صرفه است. بسیاری از گونه‌های گیاهی برای گیاه پالایی آزمایش شده‌اند. این گیاهان قادر به جمع‌آوری مقادیر بالایی از فلزات مختلف مانند سرب، جیوه، کادمیوم، آرسنیک، کروم، مس، نیکل، آهن و روی از مناطق آلوده مختلف هستند (بهارتی و همکاران، ۲۰۱۲). فناوری‌های گیاه پالایی متعارف بیشتر شامل گیاهان در حال رشد برای انتقال آلودگی‌ها یا برای ایجاد ثبات در مکان آلوده باشند. اما ثبات دراز مدت روی انباشت ضایعات معدن ذغال‌سنگ نیاز به یک رویکرد علمی دارد. تلقیح انتخابی میکروارگانیسم‌ها در چنین مکان‌هایی بقای بهتر، رشد و بیوماس گیاهان را افزایش می‌دهد. بنابراین گیاه پالایی ضایعات معدن ذغال به یک روش بیوتکنولوژی یکپارچه نیاز دارد که شامل ترکیبی از ضایعات با زباله‌های آلی و تلقیح با کودهای زیستی و قارچ میکوریزی برای رسیدن به بازسازی و بهبود باروری این انباشت‌ها است (جاوارکار و همکاران، ۲۰۰۸).

است (هو و همکاران، ۲۰۰۹). همچنین با توجه به اینکه ضایعات ذغال یک توده زباله جامد است تعداد زیادی از آلاینده‌ها که منبع آلودگی هستند در آن وجود دارند. بسیاری از روش‌ها برای حذف آلودگی‌ها مانند حذف کربن، حذف گوگرد و حذف فلزات سنگین نیازمند عملیات خارج از محل هستند که هزینه‌های بالایی دارند. بنابراین کنترل آلودگی در محل می‌تواند موثرتر باشد. از جمله اقدامات کنترل درجا برای مهار اکسیداسیون گوگرد، شامل استفاده از باکتری کش برای ممانعت از اکسیداسیون کاتالیزوری، استفاده از باکتری‌های احیا کننده سولفات (SRB) برای جلوگیری از اکسیداسیون گوگرد، استفاده از فسفات و مواد قلیایی برای جلوگیری از اکسیداسیون گوگرد و پوشش سطحی توده‌های پسماند ذغال می‌باشد (هو و همکاران، ۲۰۰۹).

معدن ذغال سنگ گلندرود با مختصات $55^{\circ} 49'$ طول شرقی و $31^{\circ} 27'$ عرض شمالی در ۱۷ کیلومتری شهرستان نور در استان مازندران واقع شده است. این معدن با وسعت ۱۱ کیلومتر مربع و ارتفاع ۱۰۰۰ تا ۱۳۰۰ متر از سطح دریا در منطقه‌ای کوهستانی و ناهموار با میانگین بارندگی ۹۰۰ میلی‌متر در سال واقع شده است. هدف از تحقیق حاضر بررسی تغییرات غلظت فلزات سنگین و شاخص‌های اکولوژیکی آلودگی در اراضی اطراف معدن گلندرود استان مازندران می‌باشد.

مواد و روش‌ها

هدف از این پژوهش بررسی تغییرات غلظت فلزات سنگین (Cu, Ni, Mn, Pb, Zn) و تعیین شاخص‌های اکولوژیکی آلودگی شامل عامل آلودگی (Contamination factor)، شاخص زمین انباشتگی (Geoaccumulation index) و شاخص بار آلودگی (Pollution load index) در خاک‌های اطراف معدن ذغال سنگ گلندرود استان مازندران است. نمونه‌برداری در سه جهت شمالی (با مختصات $96^{\circ} 77'$ طول شرقی و $34^{\circ} 40'$ عرض شمالی)،

آلودگی توده‌های پسماند ذغال عمدتاً به دلیل وجود آلاینده‌ها، کپه‌های روی زمین، اکسیداسیون، اسیدی شدن و احتراق خود به خود است. علت مهم آلودگی اکسیداسیون است. مطالعات نشان داد که اسیدیت پسماند ذغال آلودگی را جدی‌تر می‌کند و بیشترین مشکل را برای کنترل آن ایجاد می‌کند (اکسیل و همکاران، ۲۰۰۶). احتراق خود به خود پسماند ذغال، انفجار، رانش زمین و آلودگی آب و خاک به طور مستقیم با اسیدیت پسماند ذغال سنگ مرتبط است. اسیدیت عمدتاً به سبب گوگرد است که می‌تواند در نتیجه اکسیداسیون زهاب اسیدی معدن (AMD) را تولید کند که مقدار pH زهاب اسیدی معدن بین ۲ تا ۳/۵ است.

در شرایط اسیدی فعالیت فلزات سنگین و آلودگی حاصل از فعالیت آنها تشدید می‌شود. فرآیند اکسیداسیون سولفید نیز مقدار زیادی گرما تولید می‌کند که می‌تواند به راحتی منجر به احتراق خود به خود پسماند ذغال سنگ و آلوده کردن محیط زیست و انفجار و حوادث زیست محیطی شود. بنابراین اکسیداسیون پسماند ذغال محرک اصلی آلودگی اسیدی، فعالسازی فلزات سنگین، احتراق خود به خود و انفجار است. از AMD دارای pH پایین و هدایت مخصوص بالا، غلظت‌های بالایی از آهن، آلومینیوم و منگنز و غلظت‌های کمی از فلزات سنگین سمی آزاد می‌شود.

عوامل شیمیایی، بیولوژیکی و فیزیکی برای تعیین میزان تولید اسید مهم هستند. در میان عوامل فیزیکی به ویژه نفوذپذیری توده‌های پسماند ذغال مهم است. توده‌های دارای نفوذپذیری بالا نفوذ اکسیژن بالایی دارند که منجر به میزان بالاتر واکنش‌های شیمیایی می‌شود و درجه حرارت افزایش می‌یابد و سبب افزایش نفوذ اکسیژن از طریق انتقال گرما می‌شود. آزمایش‌های زیستی نشان داد که باکتری *Thiobacillus ferrooxidans* می‌تواند اکسیداسیون پیریت را شتاب بخشد که این تسریع می‌تواند 10^6 برابر واکنش شیمیایی عادی باشد. بنابراین مهار اکسیداسیون پیریت کلید کنترل آلودگی

شاخص زمین انباشتگی (I_{geo})

شاخص زمین انباشتگی برای فلزات با استفاده از تعریف مولر بیان می‌شود:

$$I_{geo} = \log_2(C_n) / 1.5 (B_n) \quad (1)$$

که در آن:

C_n غلظت فلزات بررسی شده در نمونه‌های خاک و B_n غلظت زمینه ژئوشیمیایی فلز n است. $1/5$ ضریب تصحیح ماتریس است که با توجه به اثرات لیتوسفر تعیین می‌شود. شاخص زمین انباشتگی شامل هفت درجه یا کلاس است:

کلاس صفر (عمدتاً غیر آلوده، $I_{geo} \geq 0$)، کلاس ۱ (غیر آلوده تا آلودگی متوسط، I_{geo} بین ۰ تا ۱)، کلاس ۲ (آلودگی متوسط، I_{geo} بین ۱ تا ۲)، کلاس ۳ (آلودگی متوسط تا زیاد، I_{geo} بین ۲ تا ۳)، کلاس ۴ (آلودگی زیاد، I_{geo} بین ۳ تا ۴)، کلاس ۵ (آلودگی زیاد تا شدید، I_{geo} بین ۴ تا ۵)، کلاس ۶ (شدیداً آلوده): I_{geo} بیشتر از ۵) و کلاس ۶ یک کلاس باز است و شامل همه مقادیر شاخص بالاتر از کلاس ۵ است. غلظت عناصر در کلاس ۶ ممکن است ۱۰۰ برابر بیشتر از مقدار ژئوشیمیایی زمینه باشد (مولر و همکاران، ۱۹۸۱).

عامل آلودگی (CF)

عامل آلودگی نسبتی است که از تقسیم غلظت فلز سنگین در خاک به غلظت پس زمینه (غلظت در خاک غیر آلوده) بدست می‌آید:

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

میزان آلودگی ممکن است بر اساس شدت آن به شش کلاس طبقه بندی شود:

۰ = بدون آلودگی، ۱ = هیچ تا متوسط، ۲ = متوسط، ۳ = متوسط تا شدید، ۴ = شدید، ۵ = شدید تا بسیار شدید، ۶ = بسیار شدید. بالاترین عدد نشان می‌دهد که غلظت فلز ۱۰۰ برابر بیشتر از آن چیزی است که در پوسته انتظار می‌رود (مولر و همکاران، ۱۹۶۹).

جنوبی (نقطه نمونه برداری اول با مختصات $22^{\circ} 78' 57''$ طول شرقی و $34^{\circ} 40' 00''$ عرض شمالی و نقطه نمونه برداری دوم با مختصات $22^{\circ} 94' 57''$ طول شرقی و $34^{\circ} 34' 00''$ عرض شمالی) و جهت شرقی (با مختصات $22^{\circ} 77' 57''$ طول شرقی و $34^{\circ} 34' 00''$ عرض شمالی) از خاک‌های اطراف معدن انجام شد، همچنین نمونه‌های گیاهی از گیاهان خودرو بوته‌ای (با مختصات $22^{\circ} 79' 77''$ طول شرقی و $34^{\circ} 34' 00''$ عرض شمالی)، درختی (با مختصات $22^{\circ} 76' 77''$ طول شرقی و $34^{\circ} 34' 00''$ عرض شمالی) و درختچه‌ای (با مختصات $22^{\circ} 78' 57''$ طول شرقی و $34^{\circ} 34' 00''$ عرض شمالی) منطقه تهیه شد. پس از انتقال نمونه‌ها به آزمایشگاه، نمونه‌های خاک هوا خشک شده و سپس از الک دو میلی‌متر عبور داده شدند. عصاره‌گیری با DTPA برای اندازه‌گیری عناصر قابل جذب و همچنین عصاره‌گیری با اسید نیتریک برای اندازه‌گیری عناصر کل موجود در خاک انجام شد (امامی، ۱۳۷۵).

سپس مقدار پنج فلز سنگین روی، سرب، منگنز، نیکل و مس توسط دستگاه طیف سنج جذب اتمی شعله ای مدل (A-Z, VARIAN-220-USA) قرائت شد. نمونه‌های گیاهی نیز پس از خشک کردن در آون به مدت ۱۱ ساعت در دمای ۶۵ تا ۷۵ درجه آسیاب شده و سپس یک گرم از هر نمونه گیاهی در کروژه ریخته و به مدت پنج ساعت در کوره (دمای ۴۸۰ درجه) قرار داده شدند تا با استفاده از روش خاکستر با اسید کلریدریک عصاره‌گیری از آنها انجام شود (احیایی، ۱۳۷۰). پس از عصاره‌گیری غلظت دو فلز سنگین روی و منگنز در نمونه‌های گیاهی نیز با استفاده از دستگاه طیف‌سنج جذب اتمی شعله ای مدل

(A-Z, VARIAN-220-USA) قرائت شد (امامی، ۱۳۷۵).

شاخص بار آلودگی (PLI)

این شاخص تجربی یک مفهوم نسبی و ساده برای ارزیابی سطح آلودگی فلزات سنگین ارائه می دهد:

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

اگر PLI نزدیک به عدد یک باشد نشان دهنده این است که بار یا غلظت فلزات سنگین نزدیک به غلظت زمینه است و اگر مقدار این شاخص بیش از یک باشد نشان دهنده آلودگی است (آدوماکو و همکاران، ۲۰۰۸).

با توجه به مقادیر قرائت شده کل و قابل جذب برای فلزات سنگین و قرار نگرفتن این مقادیر (جدول ۱ و ۲) در محدوده غلظت بحرانی، بر خلاف نتایج بسیاری از پژوهش‌های گذشته روی خاک‌های اطراف معادن ذغال-سنگ در نقاط مختلف دنیا که بیانگر وجود آلودگی فلزات سنگین در این خاک‌ها بودند (بهارتی و همکاران (۲۰۱۲)، جاوارکار و همکاران (۲۰۰۸)، جمیل و همکاران (۲۰۰۹)، باره و همکاران (۲۰۱۰)، دانگ و همکاران (۲۰۰۲)، بهویان و همکاران (۲۰۱۰)، هو و همکاران (۲۰۰۹)) خاک‌های اطراف معدن ذغال سنگ گلندرود فاقد آلودگی فلزات سنگین می‌باشند.

نتایج و بحث

غلظت فلزات سنگین در خاک‌های اراضی اطراف معدن

جدول ۱- مقادیر عناصر قابل جذب برخی فلزات سنگین در خاک‌های اطراف معدن ذغال سنگ گلندرود (میلی گرم در کیلوگرم)

نام فلز	A*	B	C	D
Zn	۱۲/۴۴	۱۰/۰۲	۶/۶۶	۷/۷۰
Pb	۶/۲۱	۵/۹۱	۶/۵۳	۳/۰۹
Mn	۵/۴۱	۴	۵/۲۲	۵/۵۴
Ni	۶/۶۲	۴/۰۹	۵/۴۲	۷/۸۰
Cu	۵/۸۲	۵/۵۶	۵/۰۷	۶/۲۸

A*: جهت جنوبی (نقطه نمونه برداری اول با مختصات ۷۸° ۵۷' طول شرقی و ۳۴' ۴۰" عرض شمالی)

B: جهت جنوبی (نقطه نمونه برداری دوم با مختصات ۷۷° ۵۷' طول شرقی و ۳۴' ۶۷" عرض شمالی)

C: جهت شمالی (با مختصات ۷۷° ۵۷' طول شرقی و ۳۴' ۷۷" عرض شمالی)

D: جهت شرقی (با مختصات ۷۷° ۵۷' طول شرقی و ۳۴' ۷۱" عرض شمالی)

جدول ۲- مقادیر کل برخی فلزات سنگین در خاک‌های اطراف معدن ذغال سنگ گلندرود (میلی گرم در کیلوگرم)

نام فلز	A*	B	C	D
Zn	۴۴/۵	۴۲/۹	۵۸	۳۸/۹
Pb	۴/۸	-۰/۷	۳/۹	۸/۸
Mn	۵۳/۶	۴۰/۴	۵۶/۸	۵۳/۶
Ni	۱۱/۹	۸/۹	۲۱/۸	۱۰/۴
Cu	۱۵/۸	۱۵/۵	۱۹/۹	۱۶/۶

A*, B, C و D مناطق نمونه برداری اطراف معدن

غلظت فلزات سنگین در نمونه‌های گیاهی اطراف معدن

مقادیر فلزات سنگین در نمونه‌های گیاهی

اطراف معدن (جدول ۳) به جز اعداد مربوط به گیاه

خاس (Ilex) در محدوده غلظت بحرانی قرار نمی‌گیرند. غلظت عناصر روی و منگنز در گیاه خاس به ترتیب

۱۶۹/۴ و ۱۶۴/۶ بود که این غلظت بالای عناصر جذب شده می‌تواند به سبب بیش اندوز بودن این گیاه باشد.

جدول ۳ - مقادیر فلزات سنگین در نمونه‌های گیاهی معدن ذغال سنگ گلندرود (میلی‌گرم در کیلوگرم)

نام فلز/گونه گیاهی	مهر سلیمان	هوایی انجیلی	ریشه انجیلی	توسکای بیلاقی	خاص	هوایی کوله خاص	ریشه کوله خاص	هوایی سرخس	ریشه سرخس
Zn	۴۷/۵	۶۶/۸	۷۲/۱	۴۸/۶	۱۶۹/۴	۴۶	۴۴/۳	۴۳	۵۸
Mn	۱۵/۶	۱۶/۸	۱۶/۸	۲۳/۳	۱۶۴/۶	۱۳/۶	۲۶/۲	۹۷/۶	۸۷/۴

مقادیر شاخص‌های آلودگی

چهار عنصر Zn, Pb, Mn و Cu جدول (۵) همگی کمتر از یک بوده و عدم وجود آلودگی را نشان می‌دهند، اما مقادیر مربوط به Ni با کمترین مقدار ۴/۰۹ و بالاترین مقدار ۷/۸۰ نشان دهنده آلودگی شدید تا بسیار شدید هستند. مقادیر مربوط به شاخص بار آلودگی جدول (۶) برای همه نمونه‌های خاک کمتر از یک بوده و نشان دهنده این است که بار یا غلظت فلزات سنگین نزدیک به غلظت زمینه است.

مقادیر شاخص زمین انباشتگی بدست آمده برای عناصر Zn, Pb, Mn و Cu جدول (۴) بین صفر تا یک بوده که عدم وجود آلودگی تا آلودگی متوسط را نشان می‌داد اما اعداد مربوط به Ni (بین یک تا دو)، با بالاترین میزان ۱/۹۷۵ مربوط به جهت شرقی، مبین آلودگی متوسط هستند. در مورد غلظت‌های بدست آمده برای شاخص عامل آلودگی کلیه اعداد بدست آمده برای

جدول ۴ - مقادیر شاخص زمین انباشتگی فلزات مورد نظر در نمونه‌های خاک منطقه

نام فلز	A*	B	C	D	درجه آلودگی
Zn	۰/۰۲۴	۰/۰۲۲	۰/۰۱۸	۰/۰۱۹	غیر آلوده تا آلودگی متوسط
Pb	۰/۰۷۴	۰/۰۳۴	۰/۰۳۶	۰/۰۲۱	غیر آلوده تا آلودگی متوسط
Mn	۰/۰۰۳	۰/۰۰۲	۰/۰۰۳	۰/۰۰۳	غیر آلوده تا آلودگی متوسط
Ni	۱/۸۱۷	۱/۳۵۴	۱/۶۲۵	۱/۹۷۵	آلودگی متوسط
Cu	۰/۱۱۲	۰/۱۱۱	۰/۱۰۴	۰/۱۱۷	تا آلودگی متوسط غیر آلوده

A*, B, C و D مناطق نمونه برداری اطراف معدن هستند

جدول ۵ - مقادیر شاخص عامل آلودگی برای فلزات مورد نظر در نمونه‌های خاک منطقه

نام فلز/منطقه نمونه برداری	A*	B	C	D
Zn	۰/۱۲	۰/۱۰	۰/۰۶	۰/۰۷
Pb	۰/۱۲	۰/۱۱	۰/۱۳	۰/۰۶
Mn	۰/۰۱	۰/۰۰۸	۰/۰۱	۰/۰۱
Ni	۶/۶۲	۴/۰۹	۵/۴۲	۷/۸۰
Cu	۰/۳۸	۰/۳۷	۰/۳۳	۰/۴۱

A*, B, C و D مناطق نمونه برداری اطراف معدن هستند

جدول ۶ - مقادیر شاخص بار آلودگی در نمونه‌های خاک منطقه

منطقه نمونه برداری	A*	B	C	D
PLI	۰/۲۰	۰/۰۲	۰/۱۶	۰/۱۶

A*, B, C و D مناطق نمونه برداری اطراف معدن هستند

منگنز، نیکل و مس می‌باشد و مقادیر این فلزات پایین‌تر از حد بحرانی این فلزات در خاک‌های دنیاست که این

نتایج حاصل از تجزیه خاک‌های اطراف معدن نشان داد منطقه فاقد آلودگی پنج فلز سنگین روی، سرب،

معدن به منظور جلوگیری از آلودگی احتمالی محصولات کشاورزی زمین های اطراف منطقی به نظر می رسد. نیکل اضافه در خاک باعث بالا رفتن غلظت آن در گیاهان می شود. مطالعات نشان می دهد که این عنصر با غلظت ۱۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم به عنوان یک عنصر ضروری در گیاهان مطرح می باشد و غلظت بالای نیکل در گیاهان باعث زردی برگ آنها و کاهش میزان تولید می شود (مریان و همکاران، ۲۰۰۴). در صورت مشاهده غلظت بالای نیکل در خاک های منطقه مورد بررسی می توان از گیاهان بیش اندوز نیکل استفاده کرد که این گیاهان در دو گروه بزرگ دسته بندی می شوند: ۱) خانواده ها و تیپ های ژنتیکی مناطق حاره مانند بنفشه (Violaceae)، شمشاد (Buxaceae) و فرفیون (Euphorbiaceae) (۲) خانواده ها و تیپ های ژنتیکی مناطق شمالی مانند خردل سفید (Brassicaceae). (تری و همکاران، ۲۰۰۰).

نتیجه گیری و پیشنهادها

مقادیر بدست آمده مربوط به شاخص های آلودگی و غلظت های فلزات سنگین مورد نظر در خاکها و نمونه های گیاهی معدن گلندرد نشان دهنده کم بودن مقدار و غلظت فلزات سنگین در اراضی اطراف معدن است. دلیل این عدم آلودگی می تواند میزان بالای ماده آلی این خاکها و ایجاد کمپلکس های غیر محلول ماده آلی و فلز باشد. این همبستگی به این دلیل که مواد آلی بیشتر در pH قلیایی به فرم محلول بوده و فلزات را به محلول خاک رها می کنند (لوند و همکاران، ۱۹۷۶) اما خاک های منطقه دارای pH اسیدی می باشند، می تواند مانع ورود زیاد فلزات به محلول خاک و زهاب خروجی شود و عدم آلودگی خاک های اطراف را سبب می گردد. البته باید توجه داشت که با توجه به روند رو به رشد بهره برداری از منابع معدنی استان و شرایط اقلیمی، پایش متناوب منطقه از نظر آلاینده ها توصیه می شود. به علاوه آب های آلوده به این فلزات سنگین حتی با غلظت کمتر از حد مجاز می توانند در مدت زمان طولانی سبب انباشته شدن این عناصر در

نشان دهنده عدم بروز آلودگی های زیست محیطی در منطقه و عدم انتقال فلزات سنگین به محصولات کشاورزی زمین های اطراف معدن است. بنابراین کشت محصولات کشاورزی که مورد استفاده تغذیه انسان قرار می گیرند در منطقه اطراف معدن با رعایت احتیاط و بررسی متناوب منطقه از نظر غلظت فلزات سنگین بلامانع است زیرا در صورت تغییر شرایط منطقه و افزایش غلظت فلزات سنگین این فلزات می توانند با تغییر در قابلیت جذب عناصر غذایی توسط محصولات زراعی موجب کاهش کیفیت این محصولات شده و یا سبب بروز مشکلات زیست محیطی از جمله آلودگی آب های سطحی و زیر زمینی منطقه شوند. به علاوه آب های آلوده به این فلزات سنگین حتی با غلظت کمتر از حد مجاز می توانند در مدت زمان طولانی سبب انباشته شدن این عناصر در خاک و گیاه شوند.

با توجه به نتایج حاصل از بررسی غلظت فلزات سنگین روی و منگنز در نمونه های گیاهی تهیه شده از اطراف معدن این گونه های گیاهی دارای غلظت پایین تر از حد بحرانی فلزات سنگین بوده، به غیر از مقادیر اندازه گیری شده این فلزات در گیاه خاس که بیشتر از غلظت بحرانی است. این امر می تواند به دلیل بیش اندوز بودن این گیاه و ذخیره بالاتر این عناصر در بافت های آن باشد. از جمله خصوصیات گیاهان بیش اندوز دارا بودن توان تولید زیست توده بالا، قدرت جذب بالای فلزات و در عین حال مقاومت به غلظت بالای فلزات سنگین می باشد. بنابراین، در صورت بالا رفتن غلظت فلزات سنگین در این منطقه کاشت گیاهانی نظیر خاس که بومی منطقه نیز هستند در سطح وسیع تر میتواند در پاکسازی خاک های اطراف معدن از فلزات سنگین کمک کننده باشد. در بررسی مقادیر شاخص زمین انباشتگی مقدار این شاخص برای عنصر نیکل نشان دهنده آلودگی متوسط می باشد و همچنین مقدار شاخص عامل آلودگی مبین آلودگی شدید تا بسیار شدید نیکل در منطقه می باشد. بنابراین کنترل متناوب منطقه از نظر آلودگی خاک های اطراف

کمپلکس‌های محلول بیشتری با یون‌های فلزی تشکیل می‌دهند و جذب آنها را تسهیل می‌کنند. EDTA به طور گسترده به عنوان عامل کلات کننده به دلیل کارایی بالای آن در استخراج بسیاری از فلزات در مطالعات گیاه پالایی به طور گسترده استفاده می‌شود (جمیل و همکاران، ۲۰۰۹).

رهیافت تروبیجی

آلودگی خاک به فلزات سنگین، منابع نفتی و... را می‌توان به روش‌های شیمیایی، فیزیکی و زیستی پالایش کرد. فناوری‌های پالایش آلودگی با محوریت گیاه با نام "گیاه پالایی/زیست پالایی" یا "پالایش سبز" با استفاده از گیاهان و برهمکنش مثبت و همیاری با موجودات زنده خاک، آلاینده‌ها را از خاک و آب زیرزمینی آلوده به صورت درجا پالایش می‌کنند. در مجموع، با شناسایی گونه‌های گیاهی بومی و دارای خصوصیات بیش‌اندوز و مقاوم به منابع آلاینده و نیز تنوع جامعه زیستی بومی خاک کشور، می‌توان از این پتانسیل ارزشمند در برنامه ریزی اصلاح اراضی کشور استفاده نمود. در این راستا پتانسیل گیاهی بالایی در مناطق مختلف کشور از جمله گیاهان بومی منطقه مورد مطالعه در این پژوهش در استان مازندران وجود دارد که توسعه پژوهشها در این زمینه، پیشنهاد می‌شود.

خاک و گیاه شوند. به نظر می‌رسد استفاده از پتانسیل گیاهای، عملی‌ترین و اقتصادی‌ترین و سالمترین روش بازسازی در محل باشد که منجر به تثبیت در برابر فرسایش آبی و بادی، از بین بردن آلودگی حاصل از سمیت فلزات سنگین به وسیله گیاهان و توسعه چشم انداز زیبا می‌شود که سرپناه و زیستگاه برای حیات وحش فراهم می‌کند. گیاه پالایی فلزات سنگین به دلیل اینکه دوستدار محیط‌زیست است و یک روش نسبتاً ارزان است توجه زیادی را به خود جلب کرده است.

یکی از سازوکارهای گیاه پالایی استخراج گیاهی شامل استفاده از گیاهان برای انتقال فلزات از خاک و متمرکز شدن آنها در بخش‌های قابل برداشت است. پدیده دیگر ثبات گیاهی شامل استفاده از گیاهان برای توقف آلودگی در ریزوسفر و بدین طریق کاهش فراهمی زیستی آن در محیط‌زیست است. در چندین مورد مشاهده شده است که با وجود غلظت‌های بالای فلزات در خاک، آنها در سیستم گیاهی تحرک پایینی داشتند. در چنین مواردی کلات با هدف واجذب فلزات سنگین از ماتریکس خاک درون محلول خاک برای تسهیل انتقال فلزات درون آوندهای چوبی و افزایش انتقال فلزات از ریشه‌ها به ساقه‌ها سبب توسعه استخراج گیاهی شده است. چنین عوامل کلات کننده‌ای مانند اتیلن دی آمین تترا استیک اسید (EDTA)، دی اتیلن تری آمین پنتا استیک اسید (DTPA)، اسید سیتریک، اسید مالیک و ...

فهرست منابع

۱. امامی، ع، ۱۳۷۵. روشهای تجزیه گیاه، سازمان تات، نشریه فنی شماره ۹۸۲. تهران، ایران.
۲. یزدی، م، ۱۳۸۸. ذغال سنگ (از منشا تا اثرات زیست محیطی). انتشارات جهاد دانشگاهی امیرکبیر. ۲۸۰ صفحه.
3. Adriano, D.C., 2001. Trace Elements in Terrestrial Environments-Biogeochemistry, Bioavailability and Risks of Metals, Springer, New York.
4. Akcil, A., Koldas, S. 2006. Acid mine drainage (AMD): causes, treatment and case studies, Journal of Cleaner Production, 14: 1139-1145.
5. APHA. 1989. Standard methods for the examination of water and Waste Water. Methods Section 3, Edition 17. American Public Health Association, Washington, DC.
6. Baruah, B.P., 2007. Management of acid mine drainage in Meghalaya. Final technical report (REF No. 19-50/2002-RE). Ministry of Environment & Forests, New Delhi, India.

7. Baruah, B.P., 2009. Environmental studies around Makum Coalfields, Margherita. PhD Thesis. Dibrugarh Univ., Assam, India.
8. Bharti, S., Banerjee, T. 2012. Phytoremediation of the coalmine effluent. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 81: 36–42.
9. Canˆıbano, J.G., Valcarce, J.A.F., Falcon, A., Ibarabal, J.L. 1990. Static leaching of coal miningwastes. In: Rainbow, K. (Ed.), *Reclamation, Trea Utilization of Coal Mining Wastes*. Balkema, Rotterdam, pp. 417–424.
10. Carroll, S.A., O'day, P.A., Piechowski, M., 1998. Rock-water interactions controlling zinc, cadimum, and lead concentrations in surface waters and sediments, US Tri-state mining district. *Geochemical interpretation. Environment Science and Technology* 32: 956–965.
11. Cherry, D.S., Currie, R.J., Souek, D.J., Latimer, H. A., Trent, G.C. 2001. An integrative assessment of a watershed impacted by abandoned mined land discharges, *Environment Pollution*. 111: 377–388.
12. Concas, C., Ardaud and Cristini, A. 2006. Mobility of heavy metals from tailings to stream water sin a mining activity contaminated site, *Chemosphere*, 63: 244–253.
13. Foos, A. 1997. Geochemical modeling of coal mine drainage, Summit County, Ohio. *Environment Geology*. 31_3r4: 205–210.
14. Galbraith, J.H., Williams, R.E., Siems, P.L., 1972. Migration and leaching of metals from old mine tailing deposits. *Ground Water* 10(3): 33–44.
15. Gerke, H.H., Molson, J.W., Frind, E.O., 1998. Modeling the effect of chemical heterogeneity on acidification and solute leaching in overburden mine spoils. *Journal of Hydrology*. 209: 166–185.
16. Holm, E. B., Brandvik P. J. and Steinnes, E. 2003. Pollution in acid mine drainage from mine tailings in Svalbard, *Norwegian Arctic Journal De Physique*, 107: 625-628.
17. Hu, Z. Q., Zhang, M. L. 2009. Pollution generation, migration and in situ control measures on coal refuses. *Procedia Earth and Planetary Science* 1: 1186–1190.
18. Jamil, S., Abhilash, P.C. 2009. *Jatropha curcas*: A potential crop for phytoremediation of coal fly ash. *Journal of Hazardous Materials*. 172: 269–275.
19. Juwarkar, A.A., Singh, S.K., 2008. Utilization of municipal solid waste as an amendment for reclamation of coal mine spoil dump. *International Journal Environment Technology and Management*. 7 (3, 4): 407–420.
20. Moses, C.O., Nordstrom, D.K., Herman, J.S., Mills, A.L., 1987. Aqueous pyrite oxidation by dissolved oxygen and by ferric iron. *Geochimica ET Cosmochimica Acta*. 51: 1561–1571.
21. Nicholson, R.V., Gillham, R.W., Reardon, E.J., 1988. Pyrite oxidation in carbonate-buffered solution: 1. Experimental kinetics. *Geochimica ET Cosmochimica Acta*. 52: 1077–1085.
22. Singer, P.C., Stumm, W., 1970. Acidic mine drainage: the rate determining step. *Science* 167: 1121–1123.