نشریه علوم آب و خاک
سال بیست و هشتم/ شماره دوم / تابستان ۱۴۰۳/مقاله علمی-پژوهشی: صفحات ۶۷ تا ۸۳

گیاه پالایی خاک‌های آلوده‌شده به سرب با استفاده از گیاه وتیور *Chrysopogon zizanioides* در منطقه حفاظت شده لشکردر، شهرستان ملایر

بهناز عطائیان[1*]، سمیه حسین زاده علی کردی[1] و ثمر مرتضوی[2]

(تاریخ دریافت: ۱۴۰۲/۵/۵ ؛ تاریخ پذیرش: ۱۴۰۲/۱۱/۲۹)

چکیده

بهره‌برداری از معادن، منجر به تخریب مراتع شده است. در این مطالعه پاکسازی زیستی خاک‌های آلوده به عنصر سرب توسط گونه گیاهی *Chrysypogon zizanioides* در خاک اطراف معدن سرب منطقه لشکردر واقع در شهرستان ملایر بررسی شد. در سنجش اولیه، میزان آلودگی سرب خاک در این مراتع برابر ۶۰۰ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک خشک برآورد شد. با ارزیابی اثرات زیست‌محیطی سرب منطقه، ضرایب زمین انباشت، آلودگی و خطرپذیری بالقوه بوم‌شناختی در محدوده بی‌نهایت تا بسیار زیاد دیده شد. پژوهش در قالب یک طرح کاملاً تصادفی با ۴ تیمار سطح آلودگی سرب (۰، ۶۰۰،۳۰۰ و ۱۶۰۰ میلی‌گرم در کیلوگرم) در ۴ تکرار در گلخانه دانشگاه ملایر طی ۱۳۰ روز انجام شد. در انتهای دوره پارامترهای غلظت سرب در خاک، ریشه و اندام هوایی، شاخص تجمع زیستی BCF، ضریب انتقالTF، تولید اندام هوایی و ریشه در گیاه وتیور اندازه‌گیری شدند. نتایج بیانگر اثر افزایشی غلظت سرب خاک بر میزان غلظت سرب در ریشه و اندام هوایی گیاه بود. به‌طوری‌که در سطح آلودگی ۱۶۰۰mg/kg، غلظت سرب در اندام هوایی به ۹۴/ ۲۴۲ و در ریشه به ۲۴۲/۰۲mg/kg رسید. در بیشتر سطوح آلودگی بجز سطح ۱۶۰۰mg/kg، شاخص‌های BCF در ریشه و اندام هوایی و ضریب TF کمتر از یک محاسبه شدند. TF< ۱ بیانگر عدم تجمع فلز سرب در اندام‌های قابل‌برداشت و سلامت تولید هوایی است. به همین دلیل گیاه وتیور برای احیا مراتع منطقه توصیه می‌شود.

واژه‌های کلیدی: سرب، عناصر با پتانسیل سمیت، گیاه پالایی، وتیور گراس، *Chrysopogon zizanioides*

۱. گروه مهندسی طبیعت، دانشکده منابع طبیعی و محیط زیست، دانشگاه ملایر، ملایر، ایران.
۲. گروه علوم و مهندسی محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی و محیط زیست، دانشگاه ملایر، ملایر، ایران.
*: مسئول مکاتبات: پست الکترونیکی: attaeian94@gmail.com

مقدمه

وجود عناصر با پتانسیل سمیت در محیط زیست با توجه به ماندگاری، پتانسیل تجمع زیستی و اثرات سمی آن‌ها، خطرات اکولوژیکی و سلامت انسان را به دنبال دارد. فعالیت‌های انسانی مختلف از جمله فرایندهای صنعتی، عملیات معدنی، و دفع نامناسب زباله، منجر به انتشار فلزاتی مانند کادمیوم، سرب و جیوه در سیستم‌های آبی و خاکی شده است. آلودگی حاصل پیامدهای گسترده‌ای از جمله تخریب خاک، کاهش بهره‌وری کشاورزی و کاهش سطح مراتع و سایر اکوسیستم‌های طبیعی شده است. امروزه پژوهشگران به دنبال راهکارهای دفع و ساکن‌سازی این عناصر با پتانسیل سمیت از محیط هستند تا اثرات کوتاه مدت و بلند مدت این عناصر را بر خاک، اکوسیستم‌های طبیعی، دام و انسان به روش‌های شیمیایی، فیزیکی و بیولوژیکی خنثی کنند (۴۳، ۵۶، ۲۹).

از جمله روش‌های پاکسازی خاک از آلودگی عناصر با پتانسیل سمیت می‌توان به خاک‌برداری و جایگزینی خاک، شستشوی خاک با مواد شیمیایی مانند اسید یا مواد کلات، استخراج آلاینده‌های فرار به‌وسیله ایجاد گرادیان فشاری در لایه زیرسطحی خاک، تثبیت شیمیایی با استفاده از ترکیباتی مانند آهک یا فسفات و گیاه پالایی اشاره کرد (۱۸). با توجه به نوع آلودگی و خصوصیات منطقه می‌توان از یک یا ترکیب چند روش در پاکسازی محیط استفاده کرد. هرچند پاکسازی محیط به روش گیاه‌پالایی نسبت به سایر روش‌ها در مدت‌زمان طولانی‌تری انجام می‌شود. اما بیشتر به علل هزینه کم، تخریب حداقلی سیستم، پایداری بلندمدت، مزایای اکولوژیکی و افزایش حاصلخیزی به علت افزایش پوشش گیاهی نسبت به سایر روش‌ها مقبولیت بیشتری دارد (۷،۲، ۳۵). توجه به این نکته دارای اهمیت است که اثربخشی گیاه‌پالایی بسته به شرایط خاص منطقه، انواع آلاینده‌های موجود و انتخاب گونه‌های گیاهی مناسب می‌تواند متفاوت باشد.

تاکنون گیاهان متعددی در روش گیاه‌پالایی خاک‌های آلوده به عناصر با پتانسیل سمیت مطالعه و ارزیابی شدند. به‌طور کلی، گیاهان مناسب برای گیاه‌پالایی و استقرار در خاک‌های آلوده گیاهانی هستند که زیست‌توده زیادی تولید کرده، انباشت‌گر و سریع‌الرشد هستند و در مقابل عناصر با پتانسیل سمیت مقاومت زیادی دارند (۳۲). گونه‌های مختلف گیاهی از جمله *Indian Mustard*، *Sunflower Alpine Pennycress*، *Water Hyacinth*، *Vetiver Grass* و *Poplar Trees* توانایی جذب یا استخراج عناصر با پتانسیل سمیت از محیط را دارند. این گیاهان از مکانیسم‌های بیولوژیکی مختلفی مانند Phytovolatilization، Phytoextraction، Rhizofiltration و Phytostabilization برای اصلاح خاک‌های آلوده به عناصر با پتانسیل سمیت استفاده می‌کنند (۱۷). دودانگه و همکاران (۱۹) استفاده از گیاهان زینتی گلایل و دو گونه نرگس در پاکسازی خاک‌های آلوده به منگنز، سرب، نیکل و کادمیوم را ارزیابی کردند. افزایش جذب همه عناصر توسط هر سه گیاه مورد آزمون با افزایش سطح آلودگی دیده شد. بیشترین میزان جذب سرب در پیاز گیاه گلایول دیده شد و افزایش سطح آلودگی منجر به کاهش فاکتور غنی‌سازی (EF) شد. نتایج تحلیل‌های میکروسکوپ الکترونیکی در مطالعه توانایی گیاه بامبو *Phyllostachys edulis* در پاکسازی فلز کروم از خاک‌های آلوده تحت شرایط اقلیمی مدیترانه‌ای و گرمسیری شبیه‌سازی‌شده، بیانگر توانایی بامبو در جذب کروم خاک تا میزان تا سطح آلودگی ۱۰۰ میلی‌گرم کروم در لیتر بدون مشاهده علائم مسمومیت بود (۴۴). بررسی تجمع آلودگی مس (Cu) و سرب (Pb) در سه گونه زینتی *Chlorophytum comosum*، *Panax notoginseng*، *Calendula officinalis* تحت شرایط آزمایشگاهی نشان داد که هر سه گونه توانایی جذب مس و سرب را تحت شرایط هیدروپونیک دارند. مقادیر جذب‌شده حدود ۱۴۰۲ میلی‌گرم در کیلوگرم، ۸۲۹ میلی‌گرم در کیلوگرم و ۱۴۷۳ میلی‌گرم در کیلوگرم برای مس و ۲۷۱۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم، ۴۲۵۰ میلی‌گرم در کیلوگرم و ۴۳۰۳ میلی‌گرم در کیلوگرم برای سرب گزارش شد (۵۰). کارایی سه گونه بامبو در جذب عنصر

مس در شرایط هیدروپونیک نیز با جذب مثبت ثابت ۸۰ میکرومولار و ضریب غلظت زیستی ۵۰/۵۷ گزارش شده است. تجمع مس در ریشه این گونه‌ها بیشتر از اندام‌های هوایی صورت گرفت (۱۱). یکی از گونه‌های مناسب از خانواده گرامینه‌ها (*Poaceae*)، گونه گیاهی وتیور گراس (*Chrysopogon zizanioides*) است که به‌خاطر علفی بودن، رشد سریع، مقاومت زیاد در شرایط متفاوت محیطی و اقلیمی و ریشه متراکم و قوی گیاهی مناسب برای کشت در اکوسیستم‌های آلوده به‌شمار می‌آید (۲۹، ۵۳، ۴۴). سیستم ریشه‌ای افشان و توده‌ای این گونه گیاهی همانند یک سد زیرزمینی در برابر مواد آلوده شیمیایی در علف کش‌ها و حشره کش‌ها عمل می‌کند و گزینه‌ای مناسب برای گیاه‌پالایی خاک‌های آلوده به روی، کادمیم، سرب و آرسنیک است (۳۶، ۱۴،۱۷). رونگ تانکیت و سانوح (۴۸)، در مطالعه مقاوت گیاه وتیور گراس (*Chrysopogon zizanioides*) به عناصر با پتانسیل سمیت در ۴ سطح آلودگی (شاهد، آلودگی کم، آلودگی متوسط و آلودگی زیاد) بیان کردند که گیاه وتیور گراس توانایی رشد در مناطق آلوده به عناصر با پتانسیل سمیت را دارد و هیچ‌گونه علایم مسمومیت در گیاه دیده نشد. کارایی بیشتر اندام زیرزمینی نسبت به اندام هوایی گیاه وتیور در جذب و انباشتگی فلز در این پژوهش مورد تأکید قرار گرفت. نوال‌چاوی و سانوح (۴۳) توانایی گیاه وتیور را در گیاه‌پالایی خاک‌های آلوده به عناصر با پتانسیل سمیت (کروم، روی و سرب) مورد مطالعه قرار دادند. آن‌ها ده گونه از ارقام گیاه وتیور از جمله گونه‌های *Chrysopogon nemoralis* و *Chrysopogon zizanioides* را بررسی و نشان دادند که گیاه وتیور به‌دلیل تولید زیست توده هوایی متراکم و ریشه‌های عمیق و متراکم پتانسیل زیادی در پاکسازی عناصر با پتانسیل سمیت دارد. هرچند در این پژوهش کارایی بیشتر اندام هوایی گونه *Chrysopogone moralis* در انباشتگی فلز نسبت به اندام زیرزمینی گزارش شد. ادیگان و آری (۳)، توانایی دو گونه گیاهی وتیور *Chrysopogon zizanioides* و *Chrysopogon nigritana* را در پاکسازی خاک‌های آلوده به عناصر با پتانسیل سمیت از ۴ منطقه مکانیکی، کشاورزی، پسماند صنعتی و پسماند شهری ارزیابی کرده و کاهش معنی‌دار غلظت عناصر روی، سرب و کادمیوم را پس از کشت وتیور در هر چهار تیمار گزارش کردند. نرخ بقا در هر دو گونه ۱۰۰ درصد گزارش شد. بجز در خاک منطقه مکانیکی که بقا پایه‌های گیاهی به ۷۵ درصد رسید. هر چند مطالعات نشان می‌دهد که گیاه وتیور گراس یک گیاه بیش انباشتگر نیست؛ اما به‌طور معنی‌داری توانایی کاهش سطح سرب خاک‌های آلوده و اکوسیستم‌های اطراف معادن سرب را دارد (۱). با توجه به مزایای اقتصادی وتیورگراس مانند استخراج اسانس و روغن (۱۶) در کنار مزایای زیستی برای تثبیت شیب (به ویژه در مناطقی که مستعد فرسایش خاک و تخریب)، این گیاه را می‌توان یکی از گزینه‌های مناسب احیا اکوسیستم‌های طبیعی در مناطق آلوده بخصوص اطراف معادن سرب دانست.

درحالی‌که حضور آلاینده‌های فلزی سنگین در خاک خطرات جدی را برای محیط زیست و سلامت انسان ایجاد می‌کنند، خصوصیات منحصر به فرد سرب مانند شدت سمیت، پایداری آن در سیستم به‌دلیل ماهیت عدم تجزیه پذیری زیستی (۲۷) و اثرات مضر آن بر رشد سیستم عصبی انسان، آلودگی خاک به سرب به یک نگرانی ویژه تبدیل شده است (۳۶). همچنین، برخلاف برخی دیگر از عناصر با پتانسیل سمیت مانند مس یا روی، هیچ نقش بیولوژیکی در گیاهان یا حیوانات ندارد و درنتیجه، حتی در غلظت‌های کم نیز می‌تواند اثرات سمی جدی بر موجودات زنده داشته باشد (۱۵). مقدار بحرانی غلظت سرب خاک در خاک‌های قلیایی به پارامترهای محلی و مقررات، دستورالعمل‌ها یا نوع محصول متفاوت است. برای نمونه، بر اساس معیار آژانس حفاظت از محیط زیست (EPA) ایالات متحده آمریکا، سطح غربالگری خاک (SSL) برای سرب در خاک‌های مناطق شهری ۴۰۰ (ppm) است (۳۴).

با توجه به موارد گفته‌شده، جذب و پاکسازی خاک‌ها در اکوسیستم‌های طبیعی و کشاورزی بویژه مناطق نزدیک به شهرها از

ضروریات حفاظت و سلامت اکوسیستم‌ها طبیعی و شهری است. از این رو عملکرد گونه گیاهی *Chrysopogon spp* در جذب سرب خاک‌های آلوده ارزیابی شد. در این مطالعه خاک‌های اطراف معدن آهنگران منطقه لشکردر، ملایر به‌منظور بررسی توانایی گیاه یادشده در پاکسازی و احیا پوشش گیاهی مراتع تخریب‌شده انتخاب شد. این منطقه حفاظت‌شده از نقطه نظر حفظ سرمایه‌های ژنتیکی و اکولوژیکی و پژوهشی دارای اهمیت است و تا به امروز ۲۶۶ گونه گیاهی متعلق به ۱۸۴ جنس و ۴۳ خانواده در منطقه شناسایی شده که از این تعداد ۲۸ گونه بومی ایران هستند. مطالعه‌های اندکی در زمینه ارزیابی میزان عناصر با پتانسیل سمیت و پاکسازی خاک منطقه انجام شده‌است که همگی بر آلودگی سرب در خاک منطقه (۴۱۷/۵ تا ۶۷۵۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم) و جذب عنصر سرب توسط گیاهان مرتعی بومی و سایر گیاهان در شرایط آزمایشگاهی تأکید کرده‌اند (۳۰). منطقه لشکردر به بافت شهری و روستایی نزدیک است (۱۶ روستا در منطقه مرزی لشکردر قرار دارند) و از همین رو پاکسازی خاک‌های آلوده منطقه در حفظ تنوع زیستی، بهبود عملکرد خاک، تعدیل شرایط اقلیمی، سلامت و توسعه پایدار اکوسیستم طبیعی و شهری آن مؤثر است.

مواد و روش‌ها

سایت معدن آهنگران با وسعت ۲۵/۲۹ کیلومترمربع، در ۲۳ کیلومتری شهرستان ملایر واقع در منطقه لشکردر بوده و از نظرموقعیت جغرافیایی در محدوده طول "۳۰، '۵۱، °۴۸ الی "۰، '۲، °۴۹ و عرض جغرافیایی "۰، '۹، °۳۴ الی "۰، '۲۰، °۳۴ قرار گرفته است. سایت آهنگران با متوسط بارندگی سالانه ۲۸۸/۸ میلی‌متر و متوسط درجه حرارت سالانه ۱۳/۴ سانتی‌گراد طبق روش آمبرژه در منطقه آب و هوایی سرد خشک و طبق روش دومارتن در منطقه آب و هوایی نیمه خشک واقع شده است. بهره‌برداری از اکوسیستم مرتعی سایت یادشده، بیشتر بهره‌برداری صنعتی است که از ذخایر آهن، سرب و روی این منطقه استخراج می‌شود. معدن سرب و روی آهنگران از سال ۱۳۳۵ مورد بهره‌برداری قرار گرفته است.

آزمایش گلخانه‌ای

مراحل کشت گیاه و اعمال تیمار سرب در سطوح ۰، ۳۰۰، ۶۰۰، ۱۶۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم خاک (۴۶) در شرایط گلخانه‌ای در گلخانه مرکزی دانشگاه ملایر در یک دوره ۱۳۰ روزه (۴۳) در قالب طرح کامل تصادفی (CRD) با ۴ تکرار انجام شد. پایه‌های گیاهی در تاریخ ۹۳/۳/۱ خریداری از شرکت جم تهران و برای سازگاری با محیط به‌مدت ۱۳۵ روز قبل از اعمال تیمارها در گلخانه محل پژوهش نگهداری شدند. پایه‌های گیاهی در تاریخ ۹۳/۷/۱۵ به گلدان‌های ۷ کیلوگرمی حاوی ترکیب خاک اطراف معدن آهنگران (۶۰۰ppm) و دانشگاه ملایر(ppm صفر) منتقل شدند. تناسب ترکیب خاک‌ها در هر تیمار به شرح زیر انجام شد:

۱- تیمار شاهد: فقط از خاک محوطه دانشگاه ملایر استفاده شد. خصوصیات این خاک با خاک اطراف معدن آهنگران مطابقت داشته؛ با این تفاوت که سطح غلظت سرب زیر سطح آلودگی است و به همین دلیل به‌عنوان خاک شاهد در نظر گرفته شد. ۲- تیمار سطح ۱(۳۰۰ppm): ترکیب ۱/۲ از خاک اطراف معدن آهنگران و محوطه دانشگاه ملایر به نسبت مساوی برای کاهش غلظت آلودگی سرب ترکیب شد. ۳- تیمار سطح ۲(۶۰۰ppm): فقط از خاک اطراف معدن آهنگران استفاده شد. ۴- تیمار سطح ۳(۱۶۰۰ppm): از خاک اطراف معدن آهنگران + آبیاری محلول نیترات سرب با غلظت ۱۰۰۰ppm استفاده شد که برای جلوگیری از شوک فیزیولوژیکی گیاه، آبیاری در فواصل ۱۲ روزه انجام شد.

آماده‌سازی نمونه‌های خاک و گیاه

پس از اتمام دوره آزمایش، گلدان‌ها تخلیه و پایه‌های گیاه وتیورگراس (*Chrysopogon zizaniodes*) از خاک جدا شدند. سپس برای رفع هر گونه آلودگی خارجی سطحی، پایه‌های گیاهی به‌آرامی با استفاده از آب مقطر شسته و در معرض هوای آزاد خشک شدند. برگ و ریشه گیاه وتیور گراس نیز بعد از خشک شدن وزن و سپس آسیاب شد.

نمونه‌های هواخشک‌شده خاک نیز از الک ۲ میلی‌متری و سپس از الک ۰/۱۴۹ میلی‌متری عبور داده شدند تا برای مراحل هضم آماده شوند (۲۰).

هضم اسیدی نمونه‌های خاک و گیاه

به‌منظور هضم اسیدی و اندازه‌گیری غلظت سرب نمونه‌های هواخشک و الک‌شده خاک از محلول ترکیبات شیمیایی $HCL:HNO_3:HCLO_4$ به نسبت ۱:۱:۳ (۷/۵ میلی‌لیتر HCL، ۲/۵ میلی‌لیتر HNO_3، ۲/۵ میلی‌لیتر $HCLO_4$) استفاده شد. سپس نمونه‌ها به‌مدت ۶ ساعت در دمای ۱۶۰ درجه سانتی‌گراد در دستگاه هضم‌کننده قرار گرفته و پس از صاف شدن با کاغذ واتمن (Whatman) (۴۲ میکرون) به حجم ۲۵ میلی‌لیتر رسانده شدند. در پایان نمونه‌ها در ظروف پلی اتیلنی در دمای ۴ درجه سانتی‌گراد ذخیره شدند (۲۰). به‌منظور هضم اسیدی و اندازه‌گیری غلظت سرب بافت گیاهی حدود یک گرم از نمونه خشک‌شده گیاه توسط ترکیبی از اسید نیتریک و اسید پرکلریک به نسبت ۴:۱ به مدت یک ساعت در دمای ۴۰ درجه و سپس در دمای ۱۴۰ درجه به مدت سه ساعت در دستگاه قرار گرفتند (۳۴).

تعیین غلظت سرب و روی در نمونه‌های خاک و سرب بافت گیاهی توسط دستگاه طیف‌سنج جذب اتمی مدل (AnalyticJenaContrAA700) اندازه‌گیری انجام شد. میزان LOD (Limit of Detection) برای فلز سرب در روش شعله (۱/۰۰۸) میکروگرم بر گرم و میزان LOQ (Limit of Quality) دستگاه (۳/۷۹۷) میکروگرم بر گرم بود.

ارزیابی اثرات زیست‌محیطی سرب در مراتع اطراف معدن آهنگران

با توجه به وجود عنصر سرب و روی در خاک منطقه معدن آهنگران و استفاده از آن در اعمال تیمارهای گلخانه‌ای، غلظت روی نیز در ارزیابی وضعیت آلودگی خاک منطقه با استفاده از شاخص‌های ضریب زمین انباشت (I_{geo})، ضریب آلودگی (C_f)، درجه آلودگی (C_{deg})، ضریب خطر بالقوه بوم‌شناختی (E^i_r) و شاخص خطرپذیری بالقوه بوم شناختی (RI) استفاده شد.

ضریب زمین انباشت I_{geo}

به‌منظور تفکیک خاک‌های آلوده از غیرآلوده از ضریب زمین‌انباشت استفاده می‌شود (رابطه ۱) تا آلودگی فلز در رسوبات یا خاک منطقه (۴۲) مشخص شود (جدول ۱).

$$I_{geo} = \log_2\left(\frac{C_n}{1.5B_n}\right) \qquad (۱)$$

C_n غلظت فلز در نمونه خاک مورد مطالعه

B_n غلظت فلز در نمونه مرجع

ضریب آلودگی C_f و درجه آلودگی C_{deg}

ارزیابی آلودگی خاک با استفاده از ضریب و درجه آلودگی طبق روابط (۲ و ۳) و جدول ۲ تعیین شد (۳۹).

$$C^i_f = c^{i-1} / c^i_n \qquad (۲)$$

C^i_f ضریب آلودگی

c^{i-1} غلظت فلز در نمونه خاک

c^i_n مقادیر مرجع پیش از صنعتی شدن برای فلز

$$C_{deg} = \sum C^i_f \qquad (۳)$$

C_{deg} درجه آلودگی

ارزیابی خطر بوم‌شناختی

ارزیابی خطر بوم‌شناختی با استفاده از محاسبه خطر بالقوه بوم‌شناختی (E^i_r) و سپس شاخص خطرپذیری بالقوه بوم‌شناختی (RI) بر اساس رابطه (۴) و جدول ۳ بررسی شد.

$$RI = \sum E^i_r = \sum T_i \times C^i_f \qquad (۴)$$

RI شاخص خطر بوم‌شناختی بالقوه برای منطقه مورد مطالعه

$\sum E^i_r$ ضریب خطر بوم‌شناختی بالقوه برای آلاینده (i)

T_i ضریب سمیت که پاسخ برای یک آلاینده است. همان‌گونه که به‌وسیله هاکنسون محاسبه شد، ضریب سمیت سرب و روی به‌ترتیب ۵ و ۱ است

C^i_f ضریب آلودگی برای آلاینده‌های مختلف است.

جدول ۱. مقادیر شاخص زمین انباشت آلودگی خاک

گروه	محدوده	درجه آلودگی
۱	$I_{geo} <$ ۰	غیر آلوده
۲	۰ < I_{geo} <۱	غیر آلوده تا آلودگی متوسط
۳	۱ < I_{geo} <۲	آلودگی متوسط
۴	۲ < I_{geo} <۳	آلودگی متوسط تا شدید
۵	۳ < I_{geo} <۴	آلودگی شدید
۶	۴ < I_{geo} <۵	آلودگی شدید تا بی‌نهایت آلوده
۷	۵ < I_{geo}	آلودگی بی‌نهایت آلوده

جدول ۲. مقادیر شاخص ضریب و درجه آلودگی

گروه	محدوده	درجه آلودگی
۱	۱ > C_{deg}	ضریب آلودگی پایین
۲	۱≤ C_{deg}<۳	ضریب آلودگی متوسط
۳	۳ ≤ C_{deg}<۶	ضریب آلودگی قابل‌ملاحظه
۴	۶≤ C_{deg}	ضریب آلودگی بسیار بالا
۵	۸ > C_{deg}	درجه آلودگی پایین
۶	۸≤ C_{deg}<۱۶	درجه آلودگی متوسط
۷	۱۶ ≤ C_{deg}<۳۲	درجه آلودگی قابل‌ملاحظه
۸	۳۲≤ C_{deg}	درجه آلودگی بسیار بالا

فاکتورهای ارزیابی توانایی گیاه‌پالایی گیاه *Chrysopogon zizanioides*

برای ارزیابی توانایی گیاهان در جذب و تجمع عناصر با پتانسیل سمیت در اندام‌های خود از فاکتورهای مختلفی استفاده می‌شود که فاکتور تجمع بیولوژیکی (BCF)، اندام‌های گیاهی و فاکتور انتقال TF (Translocation Factor) جزء متداول‌ترین این شاخص‌ها هستند.

شاخص تجمع زیستی (BCF)

شاخص تجمع زیستی یا فاکتور تجمع زیستی مشخص کنندهٔ توانایی گیاهان برای تحمل و تجمع فلزات در

جدول ۳. مقادیر ضرایب خطر بوم‌شناختی بالقوه

گروه	محدوده	شدت آلودگی
۱	$E_r^i <$ ۴۰	خطر بوم شناختی پایین
۲	۴۰ $\leq E_r^i <$ ۸۰	خطر بوم شناختی متوسط
۳	۸۰ $\leq E_r^i <$ ۱۶۰	خطر بوم شناختی قابل‌توجه
۴	۱۶۰ $\leq E_r^i <$ ۳۲۰	خطر بوم شناختی بالا
۵	$E_r^i >$ ۳۲۰	خطر بوم شناختی بسیار بالا
۱	RI < ۱۵۰	خطر بوم شناختی پایین
۲	۱۵۰ $\leq$ RI < ۳۰۰	خطر بوم شناختی متوسط
۳	۳۰۰ $\leq$ RI < ۶۰۰	خطر بوم شناختی قابل‌توجه
۴	۶۰۰ $\leq E_r^i$	خطر بوم شناختی بسیار بالا

اندام‌های زیرزمینی و هوایی است که به‌صورت زیر محاسبه می‌شود (۵۸) (روابط ۵ و ۶):

$$\frac{\text{غلظت فلز در اندام زیرزمینی}}{\text{غلظت فلز در خاک}} = \text{ضریب تجمع زیستی اندام زیرزمینی } (BCF_{ro}) \quad (۵)$$

$$\frac{\text{غلظت فلز در اندام هوایی}}{\text{غلظت فلز در خاک}} = \text{ضریب تجمع زیستی اندام هوایی } (BCF_{le}) \quad (۶)$$

شاخص انتقال TF

شاخص انتقال یا ضریب انتقال نشان دهندهٔ توانایی خاص گیاهان برای جذب و انتقال فلزات از خاک و سپس ذخیره آن‌ها در بخش‌های بالای سطح زمین است (۲۱) مقادیر این شاخص مطابق رابطه (۷) به‌صورت زیر محاسبه می‌شود.

$$\frac{\text{غلظت فلز در اندام هوایی}}{\text{غلظت فلز در اندام زیرزمینی}} = \text{شاخص انتقال از اندام زیرزمینی به اندام هوایی (TF)} \quad (۷)$$

گونه‌ای که دارای ضریب تجمع زیستی (BCF) در اندام زیر زمینی بزرگ‌تر از یک و شاخص انتقال (TF) کوچک‌تر از یک است، در مقابل عناصر با پتانسیل سمیت از مکانیسم تثبیت گیاهی در گیاه‌پالایی استفاده می‌کند و گونه‌ای که دارای ضریب تجمع زیستی در اندام هوایی بزرگ‌تر از یک است، برای استخراج فلزات گیاه مناسب است (۳۱).

خصوصیات فیزیکوشیمیایی خاک

پارامترهای بافت خاک، اسیدیته، هدایت الکتریکی و ماده آلی خاک نیز با استفاده از روش‌های هیدرومتری (۲۱)، pH متر (سوسپانسیون خاک و آب مقطر نسبت ۵:۱)، EC متر (سوسپانسیون خاک و آب مقطر نسبت ۵:۱) و احتراق تر اندازه‌گیری شدند (۵۲).

تجزیه و تحلیل آماری داده‌ها به‌منظور بررسی اثرات معنی‌دار سطوح مختلف آلودگی سرب بر پارامترهای مورد مطالعه در خاک و گیاه *Chrysopogon zizanioides* توسط نرم‌افزار SAS v.9.1 انجام شد. پیش‌فرض‌های مورد نیاز آزمون‌های پارامتریک، نرمالیتی و همگنی واریانس‌ها به‌ترتیب با استفاده از روش‌های Shapiro-Wilk و Levene بررسی

شدند و سپس اثر معنی‌داری تیمارها با استفاده از روش آنالیز واریانس یک‌طرفه ANOVA (Analysis of variance) و مقایسات میانگین چند دامنه‌ای دانکن (Duncan) مورد بررسی قرار گرفت. سطح معنی‌داری معادل ۰/۰۵ در نظر گرفته شد ($p\leq$ ۰/۰۵).

نتایج و بحث

خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک

نتایج خصوصیات اولیه خاک سطحی نمونه‌برداری‌شده از مراتع اطراف معدن آهنگران در جدول ۴ خلاصه شده است. میزان غلظت فلز سرب و روی منطقه در مقایسه با استانداردهای جهانی بیانگر سطح آلودگی زیاد منطقه به فلز سرب بوده؛ درحالی‌که غلظت فلز روی در محدوده استاندارد جهانی قرار دارد. همچنین خاک منطقه دارای بافت متوسط لومی-شنی-رسی، ماده آلی فقیر، خاصیت اسیدی خفیف و هدایت الکتریکی کم است که بیانگر عدم وجود مشکلات شوری و قلیائیت در منطقه است.

ارزیابی وضعیت آلودگی خاک در منطقه

نتایج حاصل از شاخص‌های اندازه‌گیری‌شده برای ارزیابی وضعیت آلودگی خاک به عناصر با پتانسیل سمیت در منطقه مورد مطالعه در جدول ۵ خلاصه شده است.

شاخص زمین انباشت

شاخص زمین انباشت منطقه مورد مطالعه برای فلز سرب ۱۰ به‌دست آمد که با توجه به جدول ۱ در گروه ۷ و محدوده $I_{geo} > 5$ و مقدار شاخص زمین انباشت برای فلز روی ۳ به‌دست آمد که در گروه ۴ و محدوده $3> I_{geo} > 2$ به‌دست آمده است (جداول ۱ و۵). در نتیجه این شاخص منطقه را برای فلز سرب و روی به‌ترتیب در محدوده آلودگی بی‌نهایت و متوسط تا شدید قرار داده است. در مطالعات گذشته روی مراتع اطراف معدن آهنگران شاخص زمین‌انباشت فلزات محاسبه نشده‌است. در مطالعه‌های منطقه اطراف مس سرچشمه کرمان توسط شایسته‌فر و رضایی (۴۹)، میزان این شاخص برای فلز سرب ۴۷/۱ در محدوده آلودگی متوسط و برای فلز روی ۰/۳۲ در محدوده غیرآلوده تا آلودگی متوسط گزارش شده است. در منطقه اطراف کارخانه ذوب روی در جزیره قشم توسط مر و همکاران (۳۹)، میزان این شاخص برای فلز سرب و روی در محدوده آلودگی متوسط تا فوق‌العاده بالا گزارش شده است.

شاخص ضریب و درجه آلودگی

بر اساس نتایج حاصل از محاسبه ضرایب آلودگی منطقه به فلزات سرب C_f = ۳۰ و روی C_f =۹، منطقه در وضعیت آلودگی بسیار بالا قرار دارد (جدول ۵). درجه آلودگی منطقه نیز برابر ۳۹ است که منطقه را از نظر آلودگی در محدوده بسیار بالا قرار می‌دهد (جدول ۲ و ۵). در مطالعه منطقه اطراف سرچشمه کرمان توسط شایسته‌فر و رضایی (۴۹)، میزان ضریب آلودگی برای فلز سرب و روی بین ۲ تا ۴ است که در محدوده آلودگی متوسط بود و درجه آلودگی منطقه ۴۹/۲ بوده که درجه آلودگی منطقه پایین گزارش شده است. در مطالعات منطقه اطراف کارخانه ذوب روی در جزیره قشم توسط مر و همکاران (۳۹) میزان ضریب آلودگی برای فلز سرب و روی در محدوده آلودگی بی‌نهایت بالا و درجه آلودگی منطقه متوسط تا بی‌نهایت بالا گزارش شده است (۴۶).

شاخص خطر بوم‌شناختی بالقوه

ضریب خطر بوم‌شناختی بالقوه E_{Pb} برای فلز سرب معادل ۱۵۰ و برای فلز روی E_{Zn} = ۹ محاسبه شده است (جدول ۵). با توجه به طبقه‌بندی ارائه‌شده در جدول ۳، محدوده فلز سرب در $E_r^i \leq$ ۸۰ <۱۶۰ به‌معنی خطر بوم‌شناختی قابل‌توجه و برای فلز روی در محدوده $E_r^i >$ ۴۰ که به‌معنی خطر بوم‌شناختی پایین است، قرار گرفته‌اند. خطر بوم‌شناختی بالقوه برای مراتع اطراف معدن آهنگران RI = ۱۵۹ است که در محدوده خطر بوم‌شناختی قرار می‌گیرد (جدول۳). در مطالعه خاک اطراف کارخانه ذوب روی در جزیره قشم توسط کارگر و راست منش (۳۹) میزان ضریب خطر بوم‌شناختی بالقوه (E_{pb})

جدول ۴. نتایج میانگین پارامترهای اندازه‌گیری شده خاک معدن آهنگران

متغیر	واحد	میانگین
هدایت الکتریکی	m/dS^{-1}	۰/۳۴
ماده آلی	٪	۱/۰۲
اسیدیته	$-\log\left[H^{+}\right]$	۶/۴۱
بافت خاک	—	لومی شنی رسی
Pb	mg/kg	۶۰۰
Zn	mg/kg	۹۰
استاندارد جهانی Pb	mg/kg	۱۵-۲۰
استاندارد جهانیZn	mg/kg	۳۰-۳۰۰

جدول ۵. نتایج شاخص‌های ارزیابی وضعیت‌آلودگی خاک مراتع معدن آهنگران

شاخص	عناصر	مقدار شاخص منطقه	وضعیت منطقه
I_{geo}	Pb	۱۰	آلودگی بی نهایت
	Zn	۳	آلودگی متوسط تا شدید
C_f	Pb	۳۰	ضریب آلودگی بسیار بالا
	Zn	۹	ضریب آلودگی بسیار بالا
C_{deg}	Pb+Zn	۳۹	درجه آلودگی بسیار بالا
E_i	Pb	۱۵۰	خطر بوم شناختی قابل‌توجه
	Zn	۹	خطر بوم شناختی پایین
RI	Pb+Zn	۳۹	خطر بوم شناختی متوسط

برای فلز سرب در محدوده قابل توجه تا بسیار بالا و ضریب خطر بوم‌شناختی بالقوه (E_{zn}) برای فلز روی در محدوده پایین تا متوسط است که میزان خطر بوم‌شناختی بالقوه (RI) منطقه را در محدوده بسیار بالا قرار می‌دهد.

جذب فلز سرب در ریشه گیاه *Chrysopogon zizanioides*

میزان جذب فلز سرب در ریشه گیاه وتیورگراس در سطوح مختلف تیمار تغییرات معنی‌داری نشان داد ($p= ۰/۰۰۰۱$) (جدول ۷). بیشترین میزان جذب فلز سرب توسط ریشه نسبت به تیمار شاهد، در تیمار ۱۶۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک دیده شد که این مقدار برابر ۲۴۲/۰۲میلی‌گرم بر کیلوگرم وزن خشک بود. کمترین میزان جذب سرب ریشه نسبت به شاهد در تیمار ۳۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک به میزان ۲۰/۸۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم وزن خشک دیده شد. همچنین، همبستگی معنی‌دار و

مثبتی (r=۰/۷۴) بین غلظت سرب خاک و میزان سرب جذب شده توسط ریشه وتیور مشاهده شد. این روند افزایشی در مطالعه‌های دیگر نیز گزارش شده است؛ برای نمونه مطالعه پونامیا و همکاران (۴۵) در بررسی پتانسیل گیاه پالایی وتیور، افزایش ۲۷/۲۷٪ جذب سرب توسط ریشه را با افزایش سطح آلودگی از ۴۰۰ به ۱۲۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک گزارش کردند. قوش و همکاران (۲۵) در مطالعه پتانسیل گیاه وتیورگراس برای پاکسازی آلودگی اراضی اطراف نیروگاه‌های حرارتی طی یک دوره ۱۸ ماهه تأیید کردند که تثبیت عناصر با پتانسیل سمیت توسط ریشه گیاه وتیور می‌تواند سطح آلودگی منطقه را کاهش دهد. وتیور گراس همانند گیاهانی چون کنگر فرنگی (*Cynarascolymus L*) (۳۰) و سیر (*Allium sativum*) (۳۸) توانایی زیادی نسبت به تحمل آلودگی سرب و جذب این فلز دارد.

جذب فلز سرب در اندام هوایی گیاه *Chrysopogon zizanioides*

میزان ذخیره فلز سرب در اندام هوایی گیاه وتیور با افزایش سطح تیمار سرب افزایش معنی‌داری داشت (جدول۶). بیشترین و کمترین غلظت سرب اندام هوایی نسبت به تیمار شاهد به‌ترتیب مربوط به سطوح آلودگی ۱۶۰۰ و ۳۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم وزن خشک به میزان ۲۴۲/۹۴ و ۲۰/۸۶ بود. اختلاف معنی‌دار میانگین غلظت سرب اندام هوایی در سطح ۱۶۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک با سطوح دیگر دیده شده است (جدول ۶). افزایش غلظت سرب اندام هوایی در این سطح تیمار نسبت به سطوح شاهد، ۳۰۰ و ۶۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک افزایش ۱۰۰، ۹۵/۲۷ و ۸۳/۷۹ درصدی داشت. بررسی غلظت سرب اندام هوایی با غلظت سرب خاک ریزوسفر بیانگر همبستگی خطی مثبت r=۰/۸۵ و معنی‌دار بود و همین‌طور بین میزان جذب اندام هوایی گیاه با جذب ریشه همبستگی معنی‌دار و مثبت دیده شد. این اثر افزایشی در مطالعه‌ای با سطوح ۴۰۰، ۸۰۰ و ۱۲۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم سرب خاک بر تجمع سرب در اندام هوایی وتیور گراس توسط پونامیا و همکاران (۴۵) در مطالعه پتانسیل گیاه وتیور گراس برای پاکسازی خاک‌های آلوده به سرب نیز گزارش شده است که تجمع سرب در اندام هوایی به‌ترتیب باعث ۶۰۰، ۹۵۰۰ و ۱۵۲۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم سرب در زی‌توده گیاه شد. درحالی‌که در پژوهش‌های گذشته حد مسمومیت گیاهی فلز سرب را معادل ۳۰ تا ۳۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک گزارش کرده‌اند (۱۰). در مطالعه حاضر، گیاه وتیور در سطح ۱۶۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک نیز تظاهری از علائم مسمومیت نشان نداد. توانایی زیاد وتیور گراس در تحمل آلودگی سرب در پژوهش‌های دیگر نیز گزارش شده است. چن و همکاران (۱۲) در مطالعه رشد گونه وتیور گراس را در خاک آلوده به سرب با غلظت‌های ۵۰۰۰ تا ۱۰۰۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک بدون بروز هیچ‌گونه علایم مسمومیتی گزارش کرده‌اند. با توجه به پژوهش‌های یادشده و همچنین همبستگی مثبت غلظت فلز سرب در خاک و اندام‌های گیاهی در مطالعه حاضر و دیگر مطالعه‌ها مانند نووال چاوی و سانوح (۴۰) روی دو گونه وتیور *Chrysopogon nemoralis* و *Chrysopogon zizanioides* می‌توان اظهار داشت، این گیاه علاوه بر جذب فلز سرب خاک و پاکسازی آن، توانایی رشد و نمو و درنتیجه ایجاد یک پوشش گیاهی مناسب در مناطق آلوده و تخریب‌شده را دارد. هرچند با توجه به تعریف، گیاه بیش انباشت‌گر سرب به گیاهی گفته می‌شود که بدون ایجاد خللی در مراحل رشد و نمو، توانایی انباشت بیش از ۱۰۰۰ میلی گرم برکیلوگرم سرب را دراندام هوایی خود داشته است (۷، ۳۰). پس نمی‌توان این گونه را گیاه بیش انباشت‌گر سرب معرفی کرد.

شاخص تجمع زیستی (BCF) در اندام هوایی و ریشه گیاه *Chrysopogon zizanioides*

شاخص تجمع زیستی در اندام هوایی و ریشه گیاه وتیور با افزایش سطح آلودگی تغییرات معنی‌داری یافت (جدول ۷). با افزایش غلظت فلز سرب در خاک میزان شاخص تجمع زیستی ریشه افزایش داشت (جدول ۷). هرچند مقایسات میانگین دانکن در بررسی شاخص تجمع زیستی ریشه گیاه صرفاً افزایش معنی‌دار BCF ریشه در سطح ۱۶۰۰mg/kg نسبت به سایر سطوح بود (جدول ۷). میزان بیشترین و کمترین شاخص تجمع

جدول ۶. خلاصه نتایج آزمون چند دامنه دانکن به‌منظور مطالعه اثر تنش سرب بر غلظت سرب خاک و اندام‌های گیاه Chrysopogonzizanoideis. انحراف معیار ± میانگین غلظت سرب، حروف انگلیسی اختلاف معنی‌دار بین سطح تیمارها را نشان می‌دهد (T0= شاهد،T1=۳۰۰mg/kg، T2=۶۰۰mg/kg، T3=۱۶۰۰mg/kg)

متغیر	Sig.	T0	T1	T2	T3
غلظت سرب خاک	۰/۰۰۲۲	۸/۶۲ ± ۴/۰۹ b	۲۷/۲۱ ± ۲۹/۵۱ b	۲۹/۵۵ ± ۱۶/۴۶ b	۸۹/۴۰ ± ۳۲/۵۰ a
جذب سرب ریشه	<۰/۰۰۰۱	۶/۹۵ ± ۴/۹۲ c	۲۰/۸۶ ± ۳/۷۷ c	۷۳/۰۸ ± ۲۷/۳۱ b	۲۴۲/۰۲ ± ۳۷/۵۶ a
جذب سرب اندام هوایی	۰/۰۰۰۹	۱۲/۶۶ ± ۴/۹۳ b	۱۱/۴۸ ± ۱۲/۱۱ b	۳۹/۳۷ ± ۱۷/۶۹ b	۲۴۲/۹۴ ± ۱۳۹/۴ a

جدول ۷. خلاصه نتایج آزمون چند دامنه دانکن به‌منظور مطالعه اثر تنش سرب بر میزان شاخص تجمع زیستی (BCF) در اندام هوایی، ریشه و ضریب انتقال (TF) گیاه Chrysopogon zizanioides، انحراف معیار ± میانگین غلظت، حروف انگلیسی نشان اختلاف معنی بین سطح تیمار است

متغیر	Sig.	T0	T1	T2	T3
ضریب تجمع ریشه (BCF_{ro})	۰/۰۰۴۲	۰ b	۰/۰۳۲ ± ۰/۰۳ b	۰/۰۶ ± ۰/۰۲۷ b	۰/۱۶ ± ۰/۰۹۲ a
ضریب تجمع اندام هوایی (BCF_{le})	<۰/۰۰۰۱	۰ d	۰/۰۵۷۷ ± ۰/۰۳۸ c	۰/۱۰۹ ± ۰/۰۱۰۹ b	۰/۱۶ ± ۰/۱۶ a
ضریب انتقال (TF)	۰/۲۸۵۹	۰ a	۰/۸۹ ± ۰/۰۳۸ a	۰/۶۷ ± ۰/۰۴۲ a	۱/۰۶ ± ۰/۰۲۵ a

زیستی ریشه در در سطوح ۱۶۰۰mg/kg و ۳۰۰ به‌ترتیب به میزان ۰/۱۶ و ۰/۰۳۲ دیده شد. جدول ۷ نشان می‌دهد، با افزایش غلظت سرب در خاک، شاخص تجمع زیستی اندام هوایی افزایش می‌یابد. بیشترین و کمترین شاخص تجمع زیستی اندام هوایی در سطوح ۱۶۰۰mg/kg و ۳۰۰ به‌ترتیب معادل ۰/۱۶ و ۰/۰۵۷ دیده شد. مقایسه‌های میانگین دانکن در بررسی BCF اندام هوایی، بیانگر روند افزایشی معنی‌دار شاخص با افزایش سطح آلودگی خاک بود (جدول ۷). همچنین قوش و همکاران (۲۵) شاخص تجمع زیستی اندام هوایی این گیاه در اراضی آلوده به خاکستر کمتر از حد قابل تشخیص گزارش کردند. در همین پژوهش، شاخص تجمع زیستی ریشه کمینه ۰/۱۷ و بیشینه ۰/۸۵ گزارش کردند که با تغییرات سطح آلودگی متناسب نبود. در مطالعه اثرات اصلی و اثرات متقابل عناصر کادمیوم، سرب، روی و مس بر توانایی گیاه پالایی وتیور مقدار شاخص تجمع زیستی در خاک آلوده به سرب معادل ۰/۴ در قسمت‌های بالایی و پایینی ریشه گزارش شد (۳۹). هرچند، مقدار دقیق BCF گیاه وتیور به‌خصوص در اندام هوایی در مطالعات گذشته برآورد نشده است؛ اما در برخی پژوهش‌های انجام شده، مقدار BCF گیاه معادل یا بیشتر از یک گزارش شده است (۲۳). در خاک‌های آلوده به سرب، نیکل، منگنز و کادمیوم این عدد در جذب فلز سرب معادل ۲/۵۶ گزارش شده است (۲۳).

شاخص انتقال (TF) گیاه وتیور گراس *Chrysopogon zizanioides*

نتایج محاسبه شاخص انتقال در گیاه وتیور نشان می‌دهد که این گیاه توانایی انتقال فلز سرب در بین اندام‌های خود را دارد. اثر غلظت سرب در خاک بر شاخص انتقال تأثیر معنی‌داری بروز نداد. هر چند همان‌طور که انتظار می‌رفت، در تیمار سه بیشترین شاخص انتقال معادل ۱/۰۶ نسبت به سطح شاهد دیده شده است. نتایج به‌دست‌آمده از ضریب انتقال گیاه وتیور گراس در این مطالعه نشان داد، تغییرات غلظت سرب خاک تأثیر معنی‌داری بر ضریب انتقال

ایجاد نکرد. عدم مشاهده تغییرات معنی‌دار ممکن است به عوامل مختلفی مانند گونه‌های گیاهی، نوع خاک و شرایط محیطی بستگی داشته باشد. برای نمونه، دسترسی میکرو و ماکرو مغذی‌ها یا اثر ترکیبی سرب و روی موجود در خاک منطقه را می‌توان از جمله عوامل مؤثر دانست؛ چرا که در دسترس بودن سایر مواد مغذی در خاک می‌تواند در جذب و انتقال عناصر مؤثر باشند (۲۷). هرچند مدنظر قرار دادن همه عوامل مؤثر در ارزیابی تأثیر غلظت سرب خاک در تغییرات معنی‌دار TF گیاه امکان پذیر نیست، بررسی میانگین و محدوده تغییرات این ضریب قابل بررسی است. در مطالعه حاضر، ضریب انتقال در سطح ۳۰۰ و ۶۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم کمتر از عدد یک و در سطح۱۶۰۰ میلی‌گرم برکیلوگرم خاک بیش از یک محاسبه شد. چن و همکاران (۱۲) در مطالعه استفاده از گیاه وتیور گراس (*Chrysopogon zizanioides*) در گیاه پالایی خاک‌های آلوده به عناصر با پتانسیل سمیت ضریب انتقال فلز سرب در سطوح ۵۰۰، ۲۵۰۰، ۵۰۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک برای گیاه وتیور گراس به‌ترتیب مقادیر ۰/۰۱۳۵، ۰/۰۳۱۸، ۰/۰۷۷۳ گزارش کرده و بیان کردند نسبت به غلظت سرب موجود، جابه‌جایی این عنصر از ریشه به ساقه گیاه وتیور کم است. نتایج مطالعه ان جی و همکاران (۴۲) در بررسی اثر ترکیبی عناصر سنگین فلزی بر خصوصیات گیاه پالایی وتیور گراس نیز نشان‌دهنده ضریب انتقالی سرب و روی معادل ۰/۲ و کمتر بود؛ درحالی که برای عنصر کادمیوم این شاخص به میزان ۰/۸ و بیشتر گزارش شد. زلجاسکو وهمکاران (۵۷) بیان کردند که در غلظت زیاد سرب در محیط کشت، انتقال سرب از ریشه‌ها به اندام هوایی افزایش می‌یابد که این افزایش ممکن است به علت اختلال در غشای پلاسمایی درنتیجه غلظت‌های زیاد سرب و کاهش در ممانعت از انتقال سرب از خاک به گیاه و درون گیاه باشد. مقاومت گیاه وتیور گراس نسبت به آلودگی سرب در دیگر مطالعات نیز با توجه به ضریب انتقال برای گونه *Chrysopogon zizanioides* در غلظت‌های مختلف سرب خاک به‌طور متوسط (۰/۴۳، ۰/۲۷، ۰/۴۶) و برای گونه *Chrysopogon nemoralis* به‌طور متوسط (۰/۶۹، ۰/۲۵، ۰/۲۷) گزارش شده است (۴۴).

به استناد نتایج شاخص‌های مورد مطالعه، در مطالعه حاضر می‌توان نتیجه گرفت که گیاه *Chrysopogon zizanioides*، گونه‌ای مقاوم به فلز سرب است. همچنین با توجه به ضریب تجمع زیستی ریشه در سطح ۱۶۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک، می‌توان اظهار داشت این گیاه علاوه بر مقاومت زیاد نسبت به فلز سرب، توانایی هر چند کم در انتقال فلز سرب در بین اندام‌های خود را دارد. توانایی زیاد انتقال فلزات از ریشه به اندام‌های هوایی به احتمال زیاد به علت سیستم‌های انتقال فلزات کارآمد است (۵۷). جابجایی سرب از ریشه به اندام هوایی از طریق بارگیری آوند چوبی و جابجایی به بخش‌های هوایی گیاه توسط آوند آبی صورت می‌گیرد (۹). ضریب انتقال کم در وتیور گراس را می‌توان ناشی از سیستم ریشه‌ای متراکم و گسترده دانست که عناصر سمی را به‌همراه آب و مواد مغذی جذب و ذخیره می‌کند. بااین‌حال، این ساختار متراکم ریشه به‌علت محدود شدن تماس مستقیم تمامی قسمت‌های ریشه با ذرات آلوده خاک به‌همراه کم بودن تعریق گیاه وتیور، می‌تواند جذب عناصر با پتانسیل سمیت از خاک و انتقال آن به اندام هوایی را محدود کند.

زی‌توده هوایی و ریشه گیاه *Chrysopogon zizanioides*

در این مطالعه، سطح آلودگی خاک اثر معنی‌داری بر زی‌توده اندام هوایی گیاه وتیور نشان نداد (جدول ۸). بیشترین و کمترین مقدار مشاهداتی زی‌توده هوایی به‌ترتیب برابر ۸/۴۶ و ۶/۰۹ گرم بر مترمربع در سطوح mg/kg ۳۰۰ و ۱۶۰۰ دیده شد. میزان زی‌توده هوایی با ضریب انتقال سرب همبستگی منفی و معنی‌داری (r=-۰/۷۱) داشت.

نتایج آنالیز واریانس بیانگر عدم تغییرات معنی‌دار زی‌توده ریشه در سطوح مختلف آلودگی خاک بود (جدول ۸). هرچند نتایج آزمون دانکن تغییرات معنی‌دار زی‌توده ریشه را بین سطوح مختلف آلودگی سرب در خاک آشکار ساخت (جدول ۸).

جدول ۸. خلاصه نتایج آزمون چند دامنه دانکن به‌منظور مطالعه اثر تنش سرب بر میزان زی توده اندام هوایی و ریشه گیاه *Chrysopogon zizanioides*، انحراف معیار ± میانگین غلظت، حروف انگلیسی نشان اختلاف معنی بین سطح تیمار است

متغیر	Sig.	T0	T1	T2	T3
وزن خشک اندام هوایی	۰/۰۰۴۲	۰[b]	۰/۰۳۲ ± ۰/۰۳ [b]	۰/۰۶ ± ۰/۰۲۷ [b]	۰/۱۶ ± ۰/۰۹۲ [a]
وزن خشک ریشه	<۰/۰۰۰۱	۰[d]	۰/۰۵۷۷ ± ۰/۰۳۸ [c]	۰/۱۰۹ ± ۰/۰۱۰۹ [b]	۰/۱۶ ± ۰/۱۶ [a]

بیشترین میزان زی‌توده ریشه در تیمار شاهد برابر با ۸/۳۴ گرم بر مترمربع و کمترین مقدار آن برابر ۴/۵۹ و ۴/۸۸ گرم بر مترمربع در سطح آلودگی mg/kg ۳۰۰ و ۱۶۰۰ اندازه‌گیری شدند. همبستگی خطی منفی و معنی‌داری نیز بین زی‌توده ریشه و ضریب TF برابر با ۰/۶۳- دیده شد.

عناصر با پتانسیل سمیت می‌توانند فرایندهای مختلف فیزیولوژیکی از جمله رشد، فتوسنتز، جذب یون و آب و جذب نیترات را مهار کنند (۲۲). وجود عناصر با پتانسیل سمیت همچنین می‌تواند باعث استرس اکسیداتیو و آسیب به ساختارهای سلولی و همچنین جایگزینی مواد مغذی اساسی شود که بروز اثرات سمیت در گیاه را تشدید می‌کند (۵). هرچند این عناصر می‌توانند فیزیولوژی گیاه را تحت‌تأثیر قرار دهند و منجر به تغییر در ساختار ریشه، ترشحات ریشه و فعالیت‌های آنزیمی و در نتیجه جذب مواد مغذی و میزان تولید زی‌توده هوایی و ریشه گیاه شوند، تأثیر گذارد (۵۶). گیاهان نیز برای مقابله با این اثرات مکانیسم‌هایی دارند. گیاهان با حفظ غلظت فیزیولوژیکی یون‌های فلزی ضروری و به حداقل رساندن قرار گرفتن در معرض عناصر سمی غیرضروری، از جمله مکانیسم‌های سم‌زدایی و سازگاری، اثرات منفی این عناصر را کاهش می‌دهند (۳۷). گیاه وتیور از مکانیسم‌های متعددی در خاک‌های آلوده به سرب (Pb) برای سازگاری و بقا استفاده می‌کند. برای نمونه می‌تواند با سنتز فیتوکلاتین‌های متصل‌شونده به فلز سرب و تشکیل کمپلکس سرب، اثرات سمی آن را کاهش دهد (۵۴). چن (۱۳) میکروارگانیسم‌هایی را در لایه ریزوسفری گیاه وتیور مشاهده کرد که در تحمل استرس گیاه نسبت به فلزات سنگین نقش داشته‌اند. اگرچه هنوز مکانیسم‌های خاصی به‌طور کامل شناخته نشده‌اند، اما عدم تغییرات معنی‌دار تولید هوایی و زیرزمینی این گیاه در یک دوره ۱۳۰ روزه بیانگر سازگاری و تحمل گیاه نسبت به آلودگی فلز سرب در کوتاه مدت دارد.

نتیجه‌گیری

با افزایش جمعیت و ضرورت رفع نیازهای بشر و عدم مدیریت صحیح برخی بهره‌برداری‌ها از مخازن طبیعی مانند استخراج رو باز معادن، خسارت‌های غیرقابل جبران به اکوسیستم‌های طبیعی وارد شده است. مراتع اطراف معدن سرب و روی آهنگران در منطقه حفاظت‌شده لشکردر از جمله اکوسیستم‌های مهم و تخریب‌شده شهرستان ملایر است. با توجه به نتایج به‌دست‌آمده، خاک این مراتع دارای بافت لومی- شنی- رسی، اسیدیته ۶/۴۱، هدایت الکتریکی ۰/۳۴ dsm/s و غلظت سرب و روی معادل ۶۰۰ و ۹۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک است که با توجه به میزان استانداردهای جهانی غلظت فلزات سنگین، خاک این مراتع آلوده به فلز سرب است و برای گیاهان و حیات وحش این منطقه خطرناک است. آلودگی منطقه به فلز روی در محدوده خطرناک برای موجودات زنده منطقه قرار ندارد؛ ازاین‌رو در مطالعه حاضر سعی شد تا کشت و رشد گیاه *Chrysopogon zizanioides* روی خاک‌های آلوده منطقه و غلظت‌های بیشتر فلز سرب مورد بررسی قرار گیرد. نتایج نشان داد گیاه یادشده توانایی جذب و ذخیره‌سازی فلز سرب را در هر دو بخش اندام هوایی و زیرزمینی دارد. گیاه وتیور مانند سایر گیاهان مقاوم به تنش محیطی، دارای مکانیسم‌های جذب انتخابی برای تنظیم مقدار و نوع ماده جذب‌شده توسط ریشه خود دارند. این مکانیسم از

ورود بیش‌ازحد مقادیر فلزات سنگین مانند سرب به بافت‌های گیاهی جلوگیری می‌کند. همچنین سایر مکانیسم‌ها مانند تشکیل کمپلکس سرب با ترکیبات آلی خاک در لایه ریزوسفر، ترشحات ریشه و اثر متقابل آن با میکروارگانیسم‌های خاک می‌تواند بر تحرک و فراهمی زیستی سرب در ناحیه ریشه تأثیر بگذارد؛ ازاین‌رو غلظت جذب‌شده در ریشه گیاه به نسبت سطح آلودگی سرب اعمال‌شده کمتر است. سطوح آلودگی بر تجمع زیستی فلز سرب اندام هوایی BCF_{Le} و زیرزمینی BCF_{Ro} تأثیر مثبت و معنی‌داری دارد؛ به‌طوری که با افزایش غلظت سرب خاک، میزان جذب سرب ریشه و اندام هوایی افزایش یافت. میزان جذب سرب ریشه و اندام هوایی همبستگی معنی‌دار و مثبتی با غلظت سرب خاک دارند. در سطوح آلودگی (۳۰۰ و ۶۰۰) میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک، جذب سرب ریشه بیشتر از جذب اندام هوایی بود، اما در غلظت ۱۶۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک جذب هر دو اندام برابر است. ضریب تجمع سرب ریشه با ضریب تجمع سرب اندام هوایی همبستگی مثبت و معنی‌دار دارد. ضریب تجمع سرب ریشه و اندام هوایی گیاه کمتر از یک به‌دست آمد و ضریب انتقال سرب گیاه وتیور گراس در سطوح آلودگی (۳۰۰ و ۶۰۰) میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک کمتر از یک و در سطح آلودگی ۱۶۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم خاک یک است. با توجه به ضریب انتقال کم در گیاه وتیور، به‌منظور جابه‌جایی فلز سرب از ریشه به ساقه می‌توان نتیجه گرفت، عناصر سمی به راحتی از ریشه به قسمت‌های هوایی گیاه منتقل نمی‌شود. درنتیجه در مواردی که این گیاه به‌منظور تعلیف یا مصارف صنعتی کشت می‌شود، حرکت عناصر با پتانسیل سمیت به کندی صورت گرفته و غلظت عناصر با پتانسیل سمیت را در قسمت‌های خوراکی و قابل‌برداشت گیاه مانند برگ‌ها یا اندام‌های هوایی کاهش می‌دهد. از طرفی ضریب تجمع زیستی و تغییرات ناچیز تولید اندام هوایی و زیرزمینی گیاه وتیورگراس بیانگر تحمل زیاد گیاه نسبت به آلودگی خاک به فلز سرب است. گیاه وتیور گراس بدون نشان دادن علامت مسمومیت مثل زرد شدن برگ‌ها و شکنندگی ریشه، پتانسیل رشد در محیطی با آلودگی سرب حدود ۱۶۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم را دارد. به‌همین‌دلیل گزینه‌ای مناسب برای احیاء مراتع تخریب‌شده به‌وسیله برخی فعالیت‌های بشری مانند: استخراج رو باز از معادن، پسماند کارخانجات صنعتی و تردد بیش از حد وسایل نقلیه از اتوبان‌هایی که از مراتع بکر عبور و مرور دارند، است.

منابع مورد استفاده

1. Abdallah, R. S., A. Rachmansyah and B. Yanuwiadi. 2019. Phytoremediation of lead-contaminated soil by using Vetiver Grass (Vetiveria zizanioides L.). *The Journal of Experimental Life Science* 9(1): 54-59 (In Farsi).
2. Adib, A., A. Farzadian, M. Mohammadnia and A.A. Mousavi. 2012. Feasibility of plant remediation of soil by vetiver grass, the third international conference on environmental planning and management, University of Tehran (In Persian with English abstract) (In Farsi).
3. Adigun, M. O. and K.S. Are. 2015. Comparatives Effectiveness of Two VetiveriaGrasses Species Chrysopogon zizanioides and Chrysopogon nigritana for the Re- mediation of Soils Contaminated with Heavy Metals. *American Journal of Exper- imental Agriculture* 8(6): 361-366.
4. Antiochia, R., L. Campanella, P. Ghezzi and K. Movassaghi. 2007. The use of vetiver for remediation of heavy metal soil contamination. *Anal Bioanal Chem* 388: 947-956.
5. Arabi, Z., M. Homaee, M. E. Asadi and S. Asadi Kapourchal. 2017. Cadmium removal from Cd-contaminated soils using some natural and synthetic chelates for enhancing phytoextraction. *Chemistry and ecology* 33(5): 389- 402 (In Farsi).
6. Arif, N., V. Yadav, S. Singh, P. Ahmad, R.K. Mishra and D.K. Chauhan. 2016. Influence of high and low levels of plant-beneficial heavy metal ions on plant growth and development. *Frontiers in environmental science 4*: 69-85.
7. Baker, A. J. M. and R.R. Brooks. 1989. Terrestrial higher plants which hyperac- cumulate metal elements: a review of their distribution, ecology, and phytochem- istry. *Biorecovery* 1: 81-126.
8. Blaylock, M., D. Salt, S. Dushenkov, Zakhorova, C. Gussman and I. Raskin. 1997. Enhanced accumulation of Pb in Indian mustard by soil applied chelating agents. *Environmental Science and Technology* 31:860-865.

9. Briat J. F. and M. Lebrun. 1999. Plant responses to metal toxicity. Comptes Ren- dus Acad. Sci. Ser. IIISci 322p.
10. Chaney R. L., J.S. Angle, C.L. Broadhurst, C.A. Peters, R.V. Tappero and D.L. Sparks. 2010. Improved understanding of hyperaccumulation yields com- mercial phytoextraction and phytomining technologies. *Journal of Environmental Quality* 36: 1429-1443.
11. Chua, J., J.M. Banua and I. Arcilla. 2019. Phytoremediation potential and copper uptake kinetics of Philippine bamboo species in copper contaminated substrate. *Heliyon* 5(9):e02440
12. Chen, Y., Z. Shen and X. Li. 2004. The use of vetiver grass (*Vetiveria zizanioides*) in the phytoremediation of soils contaminated with heavy metals. *Applied Geo-chemistry* 19: 1553-1565.
13. Chen, X. W., J.T.F.Wong, J.J. Wang and M.H. Wong. 2021. Vetiver grass-microbe interactions for soil remediation. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 51(9): 897-938.
14. Chomchalow, N. 2011. Vetiver research, development and applications in Thailand. *AU Journal of Technology* 14(4).
15. Chowdhury, B. A., and R.K. Chandra. 1987. Biological and health implications of toxic heavy metal and essential trace element interactions. *Progress In Food and Nutrition Science* 11(1): 55-113.
16. Danh, L. T., P. Truong, R. Mammucari, and N. Foster. 2010. Economic incentive for applying vetiver grass to remediate lead, copper and zinc contaminated soils. *International Journal of Phytoremediation* 13(1): 47-60.
17. Datta, R., M.A. Quispe and D. Sarkar. 2011. Greenhouse Study on the Phy- toremediation Potential of Vetiver Grass, Chrysopogon zizanioides L. in Arsenic- bioengineering at Atok, Benguet, Philippines. *Australian Journal of Botany* 63: 216-221.
18. Derakhshan Nejad, Z., M.C. Jung, and K.H. Kim. 2018. Remediation of soils contaminated with heavy metals with an emphasis on immobilization technology. *Environmental Geochemistry and Health* 40: 927-953 (In Farsi).
19. Dodangeh, H., G. Rahimi, M. Fallah and E. Ebrahimi. 2018. Investigation of heavy metal uptake by three types of ornamental plants as affected by application of organic and chemical fertilizers in contaminated soils. *Environmental Earth Sciences* 77(12): 473-490 (In Farsi).
20. Fan, K. C, H.C., His, C.W. Cheng, H.L. Lee and Z.Y. Hseu. 2011. Cadmium accumulation and tolerance of mahogany (Swietenia macrophylla) seedlings for phytoextraction pplications. *Journal of Environmental Management* 92: 2818 -2822.
21. Fodor, F. 2002. Physiological responses of vascular plants to heavy metals. In *Physiology and Biochemistry of Metal Toxicity and Tolerance In Plants* (pp. 149-177). Dordrecht: Springer Netherlands.
22. Gee, G. W., and J.W. Bauder. 1986. Particle-size analysis. *Methods of Soil Analysis: Part 1 Physical and Mineralogical Methods 5*: 383-411.
23. Gravand, F., A. Rahnavard and G.M. Pour. 2021. Investigation of vetiver grass capability in phytoremediation of contaminated soils with heavy metals (Pb, Cd, Mn, and Ni). *Soil and Sediment Contamination: An International Journal* 30(2): 163-186 (In Farsi).
24. Gupta, S., S. Nayek, R.N. Saha and S. Satpati. 2008. Assessment of heavy metal accumulation in macrophyte, agricultural soil and crop plants adjacent to dis- charge zone of sponge iron factory. *Environmental Geology* 55: 731-739.
25. Ghosh, M., J.P. Aditi and D.A.M. Arpita. 2015. Use of the grass, Vetiveria zizanioides (L.) Nash for detoxification and phytoremediation of soils contami- nated with fly ash from thermal power plants. *Ecological Engineering* 74: 258- 265 (In Farsi).
26. Hakanson, L. 1980. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water Research 14*(8): 975-1001.
27. Haque, M., K. Biswas and S.N. Sinha. 2021. Phytoremediation strategies of some plants under heavy metal stress. *Plant Stress Physiology; Akbar, H., Ed, Eds.; IntechOpen: London, UK*, 243.
28. Jagetiya, B., and S. Kumar. 2020. Phytoremediation of lead: A review. *Lead in Plants and the Environment* 171-202.
29. Jalalipour, H. and A.A. Ghaemi. 2013. Investigating the possibility of using vetiver plant in the purification of urban waste landfills. *Iranian Water Research* 7(1): 45-52 (In Farsi).
30. Karimi, N., M. Ahmadi and B. Moradi. 2013. Effect of different concentrations of lead on some physiological parameters of conifer plant. *Plant Production Research* 20(1): 49-62 (In Farsi).
31. Kord, B., F. Safikhani, A. Khademi and S. Pourabbasi. 2018. Investigating the Role of Rangeland Plants in Remediation of Contaminated Soils to Lead and Zinc from around Ahangaran Lead and Zinc Mine in Malayer. *Iranian Journal of Range and Desert Research 25*(1): 78-88 (In Farsi).
32. Liu, D., J. Zou, Q, Meng, J, Zou and W. Jiang. 2005. Uptake and accumulation and oxidative stress in garlic (Allium sativum L.) under lead phytotoxici- ty. *Ecotoxicology* 18: 134-143.
33. Long, X.X., X.E. Yang, Z.Q. Ye, W.Z. Ni and W.Y. Shi. 2002. Differences of up- take and accumulation of zinc in four species of Sedum. *Acta Botanica Sinica* 44: 152-157.
34. Machemer, S. D., and T.J. Hosick. 2004. Determination of soil lead variability in residential soil for remediation decision making. *Water, Air, and Soil Pollution 151*: 305-322.

35. Mahar, A., P.Wang, A. AmjadAli, A.C. MukeshKumarAwasthi, A. Altaf Hussain- Lahori, A. QuanWang, L. Ronghua and Z. Zhang. 2016. Challenges and op- portunities in the phytoremediation of heavy metals contaminated soils: A review. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 126: 111-121.
36. Maleki, A.R, M.A. Hajib Abbasi, M. Afioni and A.H. Khosh Goftar. 2018. Phytoremediation of petroleum hydrocarbons from wastewater sludge of Isfahan Refinery, Journal of Agricultural Sciences and Techniques and Natural Resources. *Soil and Water Sciences* 56(15): 155-167 (In Farsi).
37. Manara, A. 2012. Plant responses to heavy metal toxicity. *Plants and Heavy Metals* 27-53.
38. Meena, V., M.L. Dotaniya, J.K. Saha, H. Das and A.K. Patra. 2020. Impact of lead contamination on agroecosystem and human health. *Lead in Plants and the Environment* 67-82.
39. Moore, F., S. Kargar and F. Rastmanesh. 2012. Heavy Metal Consentration In Soils Assected By Zn; Smelter Activities In The Qeshm- Island, Iran. *Advanced Applied Geology 2*(4): 1-10 (In Farsi).
40. Mousavi, R., M. Mohseni and A.A. Dimiadi. 2012. Study on use of vetiver system for removal water and soil contamination. The first National Conference on Phytoremediation. Kerman. February 16(In Persian with English abstract) (In Farsi).
41. Müller, M., B. Köhler, D. Grill, H. Guttenberger and C. Lütz. 1979. The effects of various soils, different provenances and air pollution on root tip chromosomes in Norway spruce. *Trees* 9: 73-79.
42. Ng, C. C., A.N. Boyce, M.R. Abas, N.Z. Mahmood and F. Han. 2020. Evaluation of vetiver grass uptake efficiency in single and mixed heavy metal contaminated soil. *Environmental Processes 7*: 207-226.
43. Nualchavee, R. and S. Sanoh. 2011. Phytoextraction of Zinc, Cadmium and Lead from Contaminated Soil by Vetiver Grass. *Agriculture and Natural Resources* 45(4):603-612.
44. Percy, I., and P. Truong. 2003. October. Landfill leachate disposal with irrigated vetiver grass. In *Proc. Third International Conference on Vetiver, Guangzhou, China*.
45. Punamiya, P., R. Datta, D. Sarkar, S. Barber, M. Patel and P. Da. 2010. Symbiotic role of Glomus mosseae in phytoextraction of lead in vetiver grass [Chrysopogon zizanioides (L.)]. *Journal of Hazardous Materials* 177: 465-474.
46. Rafiei, B., S. Rahmani and A.S. Khodaee. 2022. SPATIAL DISTRIBUTION OF LEAD AND ZINC AND THEIR POTENTIAL RISK LEVELS IN THE SOILS AROUND THE AHANGARAN MINE. *Journal of Mining Engineering* 17(54): 63-75 (In Farsi).
47. Ranieri, E., A. Tursi, S. Giuliano, V. Spagnolo, A.C. Ranieri and A. Petrella. 2020. Phytoextraction from chromium-contaminated soil using Moso Bamboo in mediterranean conditions. *Water, Air, and Soil Pollution 231*: 1-12.
48. Roongtanakiat, N. and S. Sanoh. 2011. Phytoextraction of Zinc, Cadmium and Lead from Contaminated Soil by Vetiver Grass. *Agriculture and Natural Resources* 45: 603- 612.
49. Shayestefar, M., and A. Rezaei. 2013. The study of environmental behavior and the investigation of heavy metals distribution in the soils of the Sarcheshmeh copper mine area of Kerman. *Journal of Mining Engineering* 8(18): 13-21 (In Farsi).
50. Truong, P., and T.V.N. Director. 2006. Vetiver system for prevention and treatment of contaminated land and water. In *Proceeding of the Fourth International Vetiver Conference, Caracas, Venezuela* (p. 16).
51. Wang, Y., A.Yan, J. Dai, N. Wang and D. Wu. 2011. Accumulation and tolerance characteristics of cadmium in Chlorophytum comosum: a popular ornamental plant and potential Cd hyperaccumulator. *Environmental Monitoring and Assessment 184*: 929-937.
52. Truong, P. 2008. Research and development of the Vetiver system for treatment of polluted water and contaminated land. In *TVN India 1st Workshop Proceedings* (pp. 60-71).
53. Walkley, A., and I.A. Black. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science* 37(1): 29-38.
54. Yaashikaa, P. R., P.S. Kumar, S. Jeevanantham and R. Saravanan. 2022. A review on bioremediation approach for heavy metal detoxification and accumulation in plants. *Environmental Pollution 301*: 119035.
55. Zhang, R., Z.H. Chen, W.T. Cui, S.Y. Qiu, Z.H. Qian, X.G. He and C. Si. 2023. Cadmium stress interacts with nutrient availability and light condition to affect the growth of Hydrocotyle vulgaris. *PloS One* 18(1): e0280449.
56. Zhao, F. J., R.E. Hamon, E. Lombi, M.J. McLaughlin and S.P. McGrath. 2002. Characteristics of cadmium uptake in two contrasting ecotypes of the hyperaccu- mulator Thlaspi caerulescens. *Journal of Experimental Botany* 53: 535-543.
57. Zheljazkov, V. D., L.E. Craker and B. Xing. 2006. Effects of Cd, Pb, and Cu on growth and essential oil contents in dill, peppermint, and basil. *Environmental and Experimental Botany* 58: 9-16.
58. Zucchini, N., G. Bessou, S. Traub, S.H. Robbins, S. Uematsu, S, Akira and M. Dalod. 2008. Cutting edge: overlapping functions of TLR7 and TLR9 for innate defense against a herpesvirus infection. *The Journal of Immunology* 180(9): 5799-5803.

Journal of Water and Soil Science
Vol. 28, No. 2, Summer 2024, Isfahan University of Technology, Isfahan, Iran.

Phytoremediation of Pb-Contaminated Soils Using *Chrysypogon zizanioides* in Lashkardar Protected Area, Malayer County

B. Attaeian[1*], S. Hosseinzadeh Alikordi[1] and S. Moetazavi[2]

(Received: July 27-2023 ; Accepted: February 18-2024)

Abstract

Mine exploitation has led to the rangeland's destruction. In this study, the phytoremediation of Pb-contaminated soils by *Chrysypogon zizanioides* was investigated in the soil around the lead mine of Lashkar region, located in Malayer county. In the initial measurement, the amount of soil Pb contamination in the rangeland was estimated to be 600 milligrams per kilogram of dry soil. By evaluating the environmental effects of lead in the region, the coefficients of geoaccumulation index, pollution degree, and potential ecological risk were observed in the infinite to very high range. The research was conducted in a completely randomized design with 4 Pb pollution levels (0, 300, 600, and 1600 mg/kg) in 4 replications in the greenhouse of Malayer University for 130 days. At the end of the period, lead concentration in soil, root, shoot, BCF bioaccumulation index, TF transfer coefficient, shoot, and root productivity in vetiver plants were measured. The results showed the increasing effect of soil Pb concentration on the amount of root and shoot Pb concentrations. At the level of 1600 mg/kg contamination, the Pb concentration in the shoot and root reached 242.94 and 242.02 mg/kg, respectively. At most levels of contamination except the level of 1600 mg/kg, the BCF indicators in the root and shoot and the TF coefficient were less than one. TF <1 indicates the lack of high concentration of Pb in harvesting organs and the health of the aerial production. So, vetiver is recommended for the rangeland reclamation in the study area.

Keywords: Lead, Potentially Toxic Elements, Phytoremediation, Vetiver grass, *Chrysopogon zizaniodes*

1. Department of Natural Engineering, Faculty of Natural Resources and Environment, Malayer University, Malayer, Iran.
2. Department of Environmental Science and Engineering, Faculty of Natural Resources and Environment, Malayer University, Malayer, Iran.
*: Corresponding author, Email: Email: attaeian94@gmail.com