

جذب و اندوزش سرب و کادمیوم توسط سه گیاه مرتعی

محمد رحمانیان^۱، حبیب خداوردی لو*^۲، میرحسن رسولی صدقیانی^۲، یونس رضایی دانش^۳

تاریخ دریافت: ۹۴/۱۱/۱۷ تاریخ پذیرش: ۹۵/۱۰/۱۱

^۱ - استادیار گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه یاسوج، یاسوج

^۲ - دانشیار گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه ارومیه، ارومیه

^۳ - دانشیار گروه گیاه پزشکی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه ارومیه، ارومیه

* مسئول مکاتبات، پست الکترونیکی: h.khodaverdiloo@urmia.ac.ir

چکیده

پالایش سبز فناوری نسبتاً جدیدی برای پالایش محیط‌های آلوده می‌باشد. با این حال، تاکنون گیاهانی کارآمد برای حذف مؤثر سرب و کادمیوم از خاک یافت نشده است. هدف از این مطالعه ارزیابی توانایی ارزن، بیدگیاه و یونجه وحشی در پالایش سبز سرب و کادمیوم از یک خاک لوم رسی آلوده شده به این فلزات در شرایط گلخانه‌ای بود. آزمایش به صورت فاکتوریل در قالب طرح بلوک‌های کامل تصادفی با دو فاکتور فلزات آلاینده سرب و کادمیوم (۰، ۱۵۰، ۴۰۰، ۸۰۰ و ۱۵۰۰ میلی‌گرم سرب بر کیلوگرم و ۰، ۵، ۲۰، ۶۰ و ۱۰۰ میلی‌گرم کادمیوم بر کیلوگرم) و سه نوع گیاه و در سه تکرار انجام گرفت. نتایج نشان داد با افزایش غلظت سرب در خاک، سرب جذب شده از خاک توسط ارزن و بیدگیاه کاهش و توسط یونجه وحشی افزایش یافت. کادمیوم جذب شده از خاک به وسیله گیاهان مورد مطالعه با افزایش غلظت آن در خاک افزایش یافت. بیشترین میزان سرب و کادمیوم توسط بیدگیاه و کمترین آن توسط ارزن از خاک جذب گردید. ماده خشک بخش هوایی گیاهان مورد مطالعه با افزایش غلظت سرب در خاک کاهش یافت.

واژه‌های کلیدی: ارزن، بیدگیاه، جذب، سرب، کادمیوم، یونجه

Absorption and Accumulation of Pb and Cd by Three Pasture Plants

M Rahmanian¹, H Khodaverdiloo^{2*}, MH Rasouli Sadaghiani², Y Rezaee Danesh³

Received: 06 February 2016 Accepted: 31 December 2016

1- Assis. Prof., Dept. of Soil Sci., Yasouj University, Iran

2- Assoc. Prof., Soil Sci. Dep., Urmia University, Iran

3- Assoc. Prof., Dept. Plant Protection, Urmia University, Iran

*Corresponding Author, Email: h.khodaverdiloo@urmia.ac.ir

Abstract

Phytoremediation is a relatively new technique for remediation of contaminated environments. However, until now, no ideal plant has been found for effective remove of lead (Pb) and cadmium (Cd) from soil. The aim of this study was to evaluate the ability of millet (*Pennisetum glaucum*), couch grass (*Triticum repens*) and alfalfa (*Medicago sativa* L.) plants for remediation of Pb and Cd contaminated clay loam soil under greenhouse condition. This experiment was conducted as a factorial experiment based on randomized complete blocks design with two factors of Pb and Cd concentrations (0, 150, 400, 800 and 1500 mg Pb kg⁻¹ and 0, 5, 20, 60 and 100 mg Cd kg⁻¹) and three plants with three replications. Results indicated that Increasing Pb concentration resulted in lesser extraction of Pb by millet and couch grass while alfalfa accumulated higher Pb in its shoots. Uptake of Cd by plants increased as Cd concentration in soil increased. Couch grass and millet showed the maximum and minimum accumulation potential of both Pb and Cd, respectively. Shoot dry mass of the studied plants decreased with increase of Pb concentration in soil.

Keywords: Alfalfa, Cadmium, Couch grass, Lead, Millet, Sorption

مقدمه

فلزات سنگین در خاک هستند که حتی در غلظت‌های کم برای موجودات زنده بسیار سمی هستند. غلظت سرب و کادمیوم در کبد و کلیه حیوانات قرار گرفته در معرض آلاینده‌ها در مقایسه با حیوانات قرار نگرفته زیاده‌تر می‌باشد (بیرلی و لاک ۲۰۰۱).

سرب یکی از آلاینده‌های عمده محیط بوده و برای انسان سمی است. اگرچه سرب را به‌عنوان یکی از عناصر کم‌تحرک شناخته‌اند، اما در صورت وجود شکل‌های محلول در محیط، ریشه گیاه قادر خواهد بود مقداری از آن را جذب نماید. شدت جذب با افزایش غلظت سرب در محلول و با گذشت زمان افزایش می‌یابد. برخی عوامل خاکی مانند pH کم، غلظت کم فسفر خاک و فراوانی لیگاندهای آلی به‌عنوان عوامل افزایش

امروزه در میان آلاینده‌های مختلف خاک، فلزات سنگین به‌دلیل داشتن پیامدهای خطرناک، تهدیدی جدی برای محیط‌زیست به‌شمار می‌روند. آلوده شدن خاک‌ها به فلزات سنگین سلامت محیط‌زیست، تولیدات کشاورزی، موجودات زنده و در نهایت انسان را به خطر می‌اندازد (خان ۲۰۰۵). وجود فلزات سنگین در خاک یکی از عوامل محدودکننده رشد گیاهان به‌شمار می‌رود، بنابراین صرف‌نظر از منشأ فلزات در خاک، وجود این فلزات در خاک می‌تواند منجر به کاهش عملکرد گیاهان و کیفیت آنها شده و در حالت‌های شدید منجر به نابودی تنوع پوشش گیاهی در مناطق آلوده شود (یانگ و همکاران ۲۰۰۲). سرب و کادمیوم از خطرناک‌ترین

است. پالایش سبز یکی از فناوری‌های نویدبخش است که در آن از توانایی گیاهان در جذب، انتقال و تجمع آلاینده‌های خاک استفاده می‌شود. این پژوهش با هدف ارزیابی توانایی گیاهان مرتعی ارزن (*Pennisetum glaucum*)، بیدگیاه (*Triticum repens*) و یونجه وحشی (*Medicago sativa*) در جذب سرب و کادمیوم از خاک انجام گردید.

مواد و روش‌ها

آلوده کردن خاک به سرب و کادمیوم و کاشت گیاهان

خاکی با کلاس بافتی لوم رسی از استان آذربایجان غربی نمونه برداری شد. بافت خاک با روش هیدرومتری (گی و بودر ۱۹۸۶)، کربنات کلسیم معادل با روش خنثی سازی با اسید و تیتراژ کردن با سود (آلیسون و مودیه ۱۹۶۵)، pH خاک در عصاره ۱:۱ خاک- آب مقطر توسط pH متر (مکلین ۱۹۸۲)، ظرفیت تبدیلی کاتیونی (CEC) (چاپمن ۱۹۶۵) و کربن آلی با روش والکی و بلک (نلسون و سامرز ۱۹۸۲) تعیین گردیدند.

برای آلوده کردن خاک، ابتدا مقدار لازم نیترات کادمیوم $Cd(NO_3)_2$ و نیترات سرب $Pb(NO_3)_2$ برای آلوده کردن جرم معینی از خاک محاسبه شد. مقادیر مورد نیاز از خاک با غلظت‌های ۰، ۱۵۰، ۴۰۰، ۸۰۰، ۱۵۰۰ میلی‌گرم در کیلوگرم سرب و ۰، ۵، ۲۰، ۶۰، ۱۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم کادمیوم آلوده شد. سپس خاک‌های آلوده در ظروف پلاستیکی بدون زهکش در معرض دوره‌های متناوب تر و خشک شدن قرار گرفتند. در هر چرخه، خاک از آب اشباع گردید و سپس تا هواخشک شدن در دمای اتاق ماند. خاک‌ها در چهار چرخه به-همین روش تر و خشک شدند که هر چرخه حدود ۴۰ روز طول کشید. از همه نمونه‌ها پیش از اعمال تیمار رطوبتی (DW_0) و پس از پایان فرآیند خشک شدن در چهار چرخه تر و خشک شدن (DW_1 تا DW_4) پس از به هم زدن کامل خاک در درون ظرف نمونه برداری گردید

دهنده جذب سرب در خاک شناخته شده‌اند (کاباتاپندیاس و پندیاس ۲۰۰۰).

کادمیوم نیز یک فلز با سمیت زیاد بوده و ورود آن به زنجیره غذایی انسان سبب نگرانی‌های زیادی شده است. اثرات منفی این عنصر بر فعالیت‌های بیولوژیکی خاک، متابولیسم گیاه و سلامت انسان و حیوانات شناخته شده است (استویپلر ۱۹۹۱، کاباتاپندیاس و پندیاس ۱۹۹۹). این عناصر بعد از ورود به خاک توسط گیاهان جذب شده و سبب کاهش رشد و عملکرد گیاهان می‌شوند. در صورتی که سرب و کادمیوم توسط گیاهان مرتعی جذب شوند، چرای دام از این گیاهان سبب ورود این فلزات به زنجیره غذایی انسان و حیوانات شده و منجر به بروز بیماری‌های متعدد در آنها می‌شوند. این عناصر با ورود به زنجیره غذایی، در بدن انسان و حیوانات تجمع یافته و ممکن است سبب ایجاد خسارت به DNA و اثرات سرطان‌زایی به وسیله توانایی ایجاد جهش شوند (کناسمولر و همکاران ۱۹۹۸). سطوح بالای کادمیوم در انسان باعث آسیب به کلیه و میزان کم آن در رژیم غذایی باعث اختلال در عملکرد کلیوی می‌شود. همچنین سطوح بالای کادمیوم باعث در معرض قرار گرفتن بیماری آمفیوزم ریوی می‌شود. سطوح بالای کادمیوم منجر به بیماری پوکی استخوان می‌شود. مسمومیت با کادمیوم در سر تا سر جهان اتفاق افتاده است. به عنوان مثال مسمومیت با کادمیوم در ژاپن منجر به مرگ و میر بیش از ۱۰۰ نفر از سال ۱۹۲۲ تا ۱۹۶۵ شده است (یونگ و هسو ۲۰۰۵).

بنابراین باید خاک‌های آلوده شده به فلزات سنگین را به دلیل ایجاد مشکلات زیست‌محیطی، اقتصادی و بهداشتی پاک‌سازی^۱ کرد. پاک‌سازی خاک‌ها و آب‌های آلوده به راه حلی فنی، کارآمد و ارزان نیاز دارد. زدودن فلزات سنگین از خاک‌های آلوده بسیار هزینه‌بر است. بنابراین، تلاش‌هایی برای ایجاد فناوری‌های گوناگون، مؤثر و ارزان برای احیای اراضی تخریب شده انجام گرفته

^۱- Remediation

و توزیع سرب و کادمیوم با روش عصاره‌گیری دنباله-ای (مک‌گرث و سیگارا ۱۹۹۲) بررسی شد. پس از پر کردن گلدان‌ها از خاک آلوده، بذور یونجه وحشی، بیدگیاه و ارزن با فواصل منظم در گلدان‌های مورد نظر کشت گردیدند. پس از کشت گیاهان، به‌روش وزنی گلدان‌ها تا حد ظرفیت مزرعه آبیاری شدند. وزن هر گلدان در رطوبت ظرفیت مزرعه بر روی آن یادداشت شد تا در مراحل بعدی آبیاری برای جلوگیری از هرگونه تنش رطوبتی آبیاری گردد. برای دوری از تنش رطوبتی، فاصله آبیاری کوتاه (در آغاز کشت ۴۸ ساعت و پس از بزرگ شدن بوته‌ها ۲۴ ساعت) در نظر گرفته شد. پس از جوانه زدن بذور، بوته‌های سالم‌تر و قوی‌تر به تعداد چهارده بوته در هر گلدان برای بیدگیاه و ارزن و ده بوته برای یونجه وحشی نگهداری شدند.

برداشت، آماده‌سازی و تجزیه نمونه‌های گیاهی

برای به‌دست آوردن میزان جذب آلاینده‌ها در پایان فصل رشد، گیاهان برداشت شدند و از خاک گلدان‌ها نیز نمونه‌برداری گردید. نمونه‌های گیاهی پس از برداشت با آب مقطر شستشو شده و سپس، در دمای ۷۵ درجه سلسیوس به مدت ۷۲ ساعت خشک شدند. پس از خشک‌شدن نمونه‌ها توسط آسیاب برقی با محفظه تمام استیل آسیاب شدند. نمونه‌های آسیاب‌شده تا زمان عصاره‌گیری در ظروف پلاستیکی که قبلاً با اسید رقیق شسته شده بودند نگهداری گردیدند. در این پژوهش از روش اکسایش تر برای اندازه‌گیری سرب و کادمیوم کل گیاه استفاده شد (گوپتا ۲۰۰۰). برای اکسیداسیون تر، آمیزه‌ی اسیدنیتریک، اسیدپرکلریک و اسیدسولفوریک با نسبت حجمی ۴، ۱ و ۱ به کار رفت. استفاده از اسیدسولفوریک در این روش برای رقیق‌تر شدن اسیدپرکلریک در مرحله آخر هضم است تا از رخ دادن انفجار احتمالی پرهیز شود.

سرب و کادمیوم کل خاک با استفاده از روش-های استاندارد اندازه‌گیری شد (سون و ابود ۱۹۹۳،

گوپتا ۲۰۰۰). به دو گرم خاک ($<2\text{mm}$) هواخشک در بشر یا لوله‌ی هضمی با گنجایش ۱۵۰ میلی‌لیتر ریخته شد. مقدار ۱۰ میلی‌لیتر اسیدنیتریک ۱:۱ به آن افزوده و کاملاً مخلوط گردید. روی لوله یا بشر با شیشه‌ی ساعت پوشانده (تا قطره‌های بخار به داخل مخلوط برگردند) و به مدت ۱۵ دقیقه در دمای ۹۵ درجه سانتی-گراد حرارت داده شد. در این مرحله، مخلوط نباید بجوشد. پس از خنک‌شدن نمونه، پنج میلی‌لیتر اسیدنیتریک غلیظ به آن افزوده شد. روی لوله یا بشر با شیشه‌ی ساعت پوشانده و به مدت ۳۰ دقیقه در دمایی کمتر از نقطه‌ی جوش حرارت داده شد. مرحله‌ی اخیر تکرار گردید و نمونه بدون آنکه بجوشد حرارت داده شد تا حجم آن تقریباً به ۵ میلی‌لیتر برسد. پس از خنک‌شدن نمونه، دو میلی‌لیتر آب مقطر و سه میلی‌لیتر آب اکسیژنه به آن افزوده شد. سپس، نمونه حرارت داده شد تا واکنش آن با آب اکسیژنه آغاز شود (اگر نمونه زیاد کف می‌کرد، از روی اجاق برداشته شد). افزودن آب اکسیژنه به نمونه در مقادیر یک میلی‌لیتری تا آنجا که واکنشی در محیط دیده نشود ادامه یافت. پس از خنک‌شدن نمونه، پنج میلی‌لیتر اسیدکلریدریک غلیظ و ۱۰ میلی‌لیتر آب مقطر به آن افزوده شد. روی لوله یا بشر یا شیشه‌ی ساعت پوشانده و به مدت ۱۵ دقیقه حرارت داده شد. نمونه پس از خنک‌شدن از کاغذ صافی که با اسید رقیق شسته شده بود به داخل بالن ژوژه ۵۰ میلی‌لیتری صاف شد. سپس، بالن با آب دیونیزه به حجم رسید. پس از به هم زدن نمونه‌ها غلظت سرب و کادمیوم با دستگاه جذب اتمی اندازه‌گیری شد.

عصاره‌گیری سرب و کادمیوم قابل جذب خاک

برای عصاره‌گیری سرب و کادمیوم قابل جذب گیاه از خاک، مقدار ۸ گرم خاک هواخشک توزین و در لوله‌های سانتریفیوژ ۵۰ میلی‌لیتری ریخته شد و به آن ۲۰ میلی‌لیتر محلول ۱ مولار NH_4NO_3 افزوده شد. نمونه‌ها به مدت ۲ ساعت در تکان‌دهنده (Orbitalshaking

سرب و کادمیوم در عصاره‌های خاک و گیاه با دستگاه جذب اتمی اسپکترومتری اندازه‌گیری شد.

محاسبه فاکتور اندوزش زیستی

برای ارزیابی توانایی گیاهان در پالایش سطوح مختلف آلودگی سربی یا کادمیومی، در هر سطح آلودگی خاک به سرب یا کادمیوم فاکتور اندوزش زیستی^۲ تعیین شد (دومت و همکاران ۲۰۰۸):

$$BAF = \frac{\text{غلظت فلز در خاک}}{\text{غلظت فلز در گیاه}}$$

که در آن BAF، فاکتور اندوزش زیستی برای پالایش سطوح مختلف آلودگی سربی یا کادمیومی است.

تجزیه آماری

این آزمایش به صورت فاکتوریل در قالب طرح بلوک‌های کامل تصادفی با دو فاکتور غلظت فلز در پنج سطح و گیاه در سه سطح و در سه تکرار انجام گرفت. تجزیه واریانس داده‌ها از طریق رویه GLM نرم افزار SAS و مقایسه میانگین‌ها از طریق آزمون کمینه اختلاف معنی‌دار (LSD) در سطح احتمال پنج درصد صورت گرفت.

نتایج و بحث

جدول ۱ برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک مورد مطالعه را نشان می‌دهد. بر پایه نتایج جدول ۱ خاک به کار رفته در این پژوهش، خاکی با کلاس بافتی لوم رسی، غیرشور، آهکی و با واکنش قلیایی ضعیف بود که به طور طبیعی مقداری سرب و کادمیوم در خود داشت. با توجه به حدود مجاز غلظت فلزات در خاک غلظت مجاز کادمیوم در خاک ۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم است (کارینی ۱۹۹۵). بنابراین، غلظت کادمیوم در خاک استفاده‌شده در پژوهش از حد مجاز بیشتر بود (جدول ۱).

شکل ۱ همدمای جذب و نگهداشت سرب و کادمیوم و مدل همدمای خطی برازش‌یافته بر آنها را

(incubator, OSI-501D) در ۸۰ دور در دقیقه تکان داده شدند. سپس، نمونه‌ها با کاغذ صافی واتمن ۴۲ صاف گردیدند (بی‌نام ۱۹۹۷).

برهم‌کنش خاک مورد مطالعه با سرب و کادمیوم

۲ گرم خاک در دو تکرار (خاک از الک ۲ میلی-متری عبور داده شد) توزین گردید و درون لوله سانتریفوژ ۵۰ میلی‌لیتر ریخته شد. به‌طور مجزا ۲۵ میلی‌لیتر محلول سرب (۱۵، ۴۰، ۸۰، ۱۵۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم) یا کادمیوم (۲، ۶، ۱۰، ۲۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم) به شکل نمک نیتراتی آنها در محلول زمینه کلرید کلسیم ۰/۰۱ مولار به محتویات لوله‌ها افزوده شد (شومن ۱۹۹۹، زو و وانگ ۲۰۰۱، آدهیکاری و ساین ۲۰۰۳). سپس، نمونه‌ها به مدت ۲۴ ساعت در دستگاه تکان‌دهنده در دمای ۲۵ درجه سلسیوس قرار گرفتند. آنگاه، نمونه‌ها در ۳۰۰۰ دور در دقیقه به مدت ۵ دقیقه سانتریفوژ شدند. محلول رویی از کاغذ صافی واتمن ۴۲ عبور داده شد. غلظت سرب یا کادمیوم در محلول رویی با دستگاه اسپکترومتری جذب اتمی (Shimadzu 6300 AA) اندازه‌گیری شد. مقدار جذب این عناصر از روی اختلاف بین غلظت اولیه (۱۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم برای سرب و ۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم برای کادمیوم) و نهایی آنها تعیین گردید. به خاک باقی‌مانده در ته لوله سانتریفوژ ۲۵ میلی‌لیتر محلول زمینه کلرید کلسیم ۰/۰۱ مولار افزوده شد. سپس، نمونه‌ها به مدت ۲۴ ساعت در دستگاه تکان‌دهنده در دمای ۲۵ درجه سلسیوس قرار گرفتند. آنگاه، نمونه‌ها در ۳۰۰۰ دور در دقیقه به مدت ۵ دقیقه سانتریفوژ شدند. محلول رویی از کاغذ صافی واتمن ۴۲ عبور داده شد. تفاوت وزن کل لوله و محتویات آن با وزن لوله و باقیمانده ته ظرف به عنوان وزن عصاره در مرحله جذب در نظر گرفته شد و تفاوت وزن باقیمانده تر منهای ۲ گرم نمونه خاک معادل با حجم عصاره مانده از مرحله جذب پنداشته شد و برای تصحیح غلظت در مرحله واجذب استفاده گردید. غلظت

²- Bioaccumulation factor (BAF)

برای خاک مورد مطالعه (خاک تهیه شده) نشان می‌دهد. داده‌های جذب سرب در خاک برآزش مناسبی با معادله خطی داشت (شکل ۱). نتایجی مشابه از جذب سرب در خاک‌های آهکی نیز توسط (سیپوس ۲۰۰۹) گزارش شده است. مقایسه مقدار سرب جذب‌شده و نامتحرک-شده در شکل ۱ نشان می‌دهد که تقریباً همه سرب جذب‌شده توسط خاک، نامتحرک شده است. نتایجی مشابه در خاک‌های آهکی توسط سایرین نیز گزارش شده است (سیپوس ۲۰۰۹، شاهین ۲۰۰۹). خاک مورد مطالعه در تمامی غلظت‌های افزوده‌شده تمایل بالا و یکسانی به جذب سرب داشت. سیپوس و همکاران (۲۰۰۸) با پراش پرتو X، شواهدی از رسوب سرب به-شکل کربنات سرب در خاک‌های آهکی گزارش کردند (سیپوس و همکاران ۲۰۰۸). احتمالاً فرایند رسوب سرب به‌شکل کربنات سرب، عامل اصلی نامتحرک‌سازی بالای سرب در خاک‌های آهکی باشد (سیپوس ۲۰۰۹). داده‌های جذب کادمیوم در خاک برآزش مناسبی با معادله خطی داشت (شکل ۱). مقایسه مقدار کادمیوم جذب‌شده و نامتحرک‌شده در شکل ۱ نشان

می‌دهد که همه کادمیوم جذب‌شده توسط خاک، نامتحرک نشده است. فاصله بین منحنی‌های کادمیوم جذب‌شده و کادمیوم نگه‌داری‌شده واجذبی کادمیوم را در خاک نشان می‌دهد (شکل ۱). داده‌های جذب و نگهداشت سرب و کادمیوم بر مدل‌های همدمای لانگمویر (Langmuir) و فروندلیچ (Freundlich) نیز برآزش یافتند، لیکن این مدل‌ها در محدوده غلظت‌های به‌کار رفته در این پژوهش کارآمد نبودند.

شکل ۲ روند تغییرات عملکرد ماده خشک بخش هوایی ارزن، بیدگیاه و یونجه وحشی را در خاک آلوده به سرب و کادمیوم نشان می‌دهد. به‌طور کلی عملکرد ماده خشک بخش هوایی گیاهان مورد مطالعه با افزایش غلظت سرب در خاک کاهش یافت (شکل ۲). عملکرد ماده خشک بخش هوایی یونجه وحشی و بیدگیاه به‌ترتیب با افزایش غلظت کادمیوم در خاک تا ۲۰ و ۵ میلی‌گرم در کیلوگرم نسبت به شاهد افزایش یافت. این نتیجه نشان‌دهنده اثرات مطلوب غلظت کم کادمیوم خاک بر عملکرد گیاه می‌باشد.

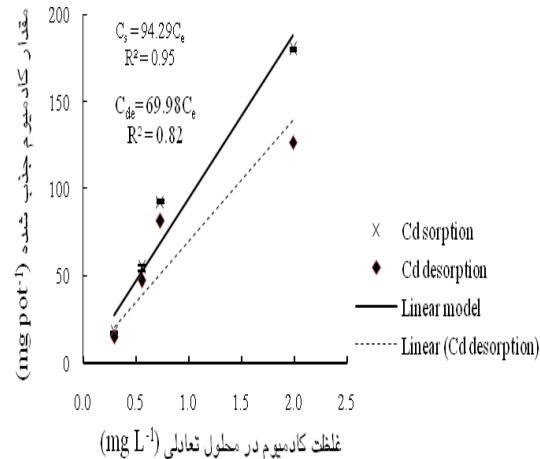
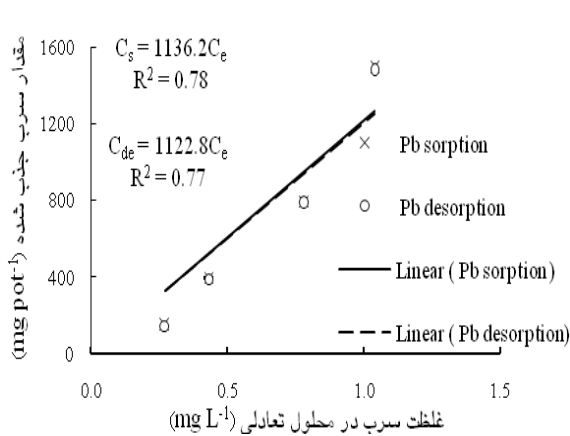
جدول ۱- برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک‌های مورد مطالعه.

ویژگی‌ها	ویژگی‌ها	ویژگی‌ها	ویژگی‌ها
رس (%)	۲۸	کربنات کلسیم معادل	۱۰/۱
شن (%)	۲۴	کادمیوم کل (mg kg^{-1})	۷/۸۲
سیلت (%)	۴۸	سرب کل (mg kg^{-1})	۲۲/۶۵
کلاس بافتی	Clay loam	روی کل (mg kg^{-1})	۱۲/۷۵
pH	۷/۵	مس کل (mg kg^{-1})	۳۰/۶۱
ماده آلی (%)	۲/۶	منگنز کل (mg kg^{-1})	۴۲۲/۸۶
هدایت الکتریکی (dS m^{-1})	۱	آهن کل (mg kg^{-1})	۳۷۷/۹۴
ظرفیت تبادل کاتیونی (cmolc kg^{-1})	۲۴/۷		

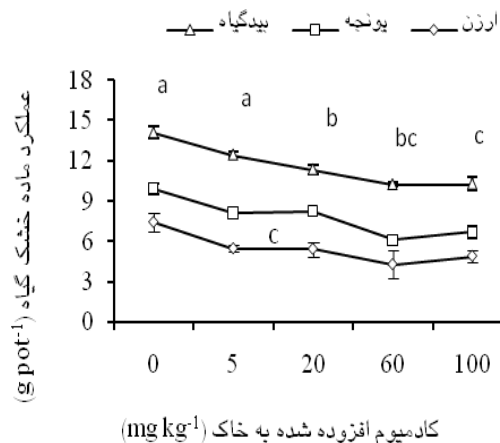
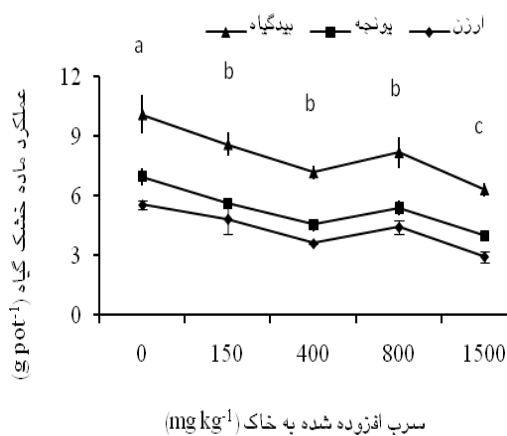
عملکرد ماده خشک بخش هوایی یونجه وحشی و بیدگیاه نیز رو به کاهش نهاد (شکل ۲). عملکرد ماده خشک بخش هوایی گیاه ارزن با افزایش آلودگی کادمیومی خاک کاهش یافت (شکل ۲). کاهش رشد و

نتایج مشابه اثرات مطلوب غلظت کم کادمیوم خاک بر عملکرد گیاه توسط شماری از پژوهشگران گزارش شده است (بوسیاکی ۲۰۰۸، جان و همکاران ۲۰۰۹). با افزایش بیشتر غلظت کادمیوم در خاک

گرم در کیلوگرم خاک وجود داشت. در تیمارهای آلوده به کادمیوم بین تیمارهای ۵، ۲۰ و همچنین بین تیمارهای ۲۰ و ۶۰ میلی‌گرم در کیلوگرم از لحاظ عملکرد تفاوت معنی‌دار وجود نداشت (شکل ۲). در تیمارهای آلوده به سرب بیشترین عملکرد در تیمار شاهد (صفر میلی‌گرم در کیلوگرم) و کمترین عملکرد در تیمار ۱۵۰۰ میلی‌گرم در کیلوگرم وجود داشت. در تیمارهای آلوده به سرب بین تیمارهای ۱۵۰، ۴۰۰ و ۸۰۰ میلی‌گرم در کیلوگرم از لحاظ عملکرد تفاوت معنی‌دار وجود نداشت (شکل ۲).



شکل ۱- جذب و نگهداشت سرب و کادمیوم توسط خاک مورد مطالعه و برازش مدل خطی بر داده‌های آزمایشگاهی.



شکل ۲- عملکرد ماده خشک بخشی هوایی گیاهان ارزن، بیدگیاه و یونجه وحشی در مقادیر مختلف سرب یا کادمیوم افزوده شده به خاک.

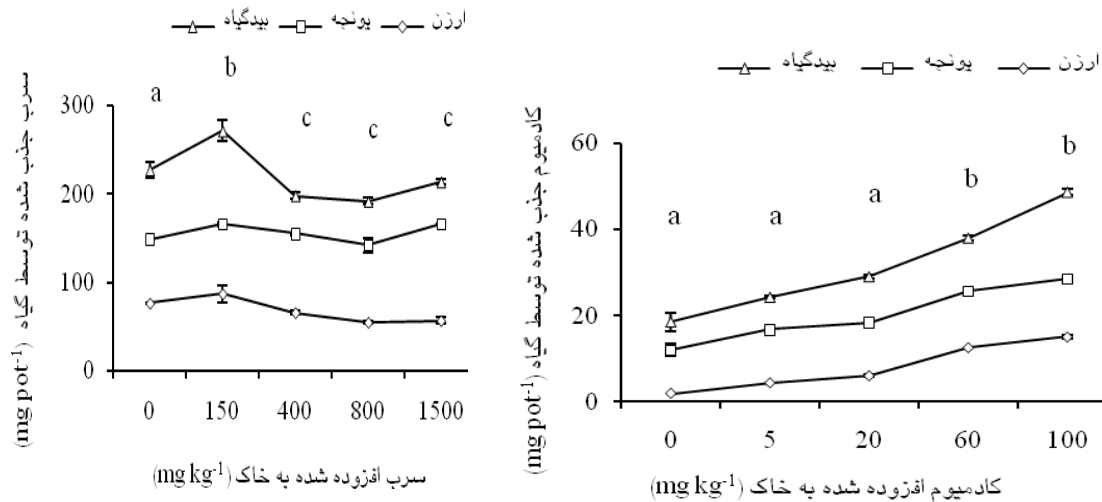
دیگر بود و با افزایش غلظت کادمیوم، جذب توسط بیدگیاه افزایش یافت (شکل ۳). با افزایش غلظت سرب در خاک، در غلظت‌های اولیه سرب جذب‌شده از خاک توسط بیدگیاه افزایش یافت. با این حال با افزایش بیشتر غلظت سرب مقدار جذب‌شده توسط بیدگیاه کاهش و بعد از آن اختلاف معنی‌داری ($p \leq 0.05$) مشاهده نگردید. همچنین با افزایش غلظت سرب در خاک، مقدار سرب جذب‌شده از خاک توسط یونجه و ارزن تغییرات معنی‌داری ($p \leq 0.05$) نداشت. ترتیب انباشت سرب در گیاهان به‌صورت بیدگیاه < یونجه وحشی < ارزن بود (شکل ۳).

با گذشت زمان غلظت قابل جذب سرب در خاک کاهش می‌یابد. ویژگی‌های خاک از جمله pH بالای خاک، مقدار زیاد رس و خاصیت بافوری کربنات کلسیم (جدول ۱) شرایط مناسبی جهت رسوب و جذب اختصاصی فلزات را به‌وجود آورده و باعث کاهش جذب سرب گردیده است. عوامل گیاهی از جمله سطح ویژه ریشه، ترشحات ریشه، میکوریزایی و نسبت تعرق بر فراهمی سرب در خاک و جذب آن توسط گیاه تأثیر می‌گذارند (داویس و آلووی ۱۹۹۵). گیاهان عموماً سرب را در ریشه خود می‌اندوزند و مقادیر اندکی از آن را به شاخسارها و قسمت‌های هوایی خود انتقال می‌دهند (مالونه و همکاران ۱۹۷۴، زیمدال و کوئپ ۱۹۷۷). زیرا سرب، بر خلاف کادمیوم که در خاک و در گیاه متحرک است، در pH‌های نرمال در خاک نامحلول بوده و همچنین انتقال سرب از ریشه به اندام‌های هوایی به‌دلیل پیوند آن با سطح ریشه و دیواره سلولی محدود است (مانوساکی و کالوگراکیس ۲۰۰۹). زیمدال و کوئپ (۱۹۷۷) بیان کردند که علت اصلی تجمع سرب در ریشه، رسوب سرب به‌صورت پیروفسفات سرب در طول دیواره‌های سلولی ریشه می‌باشد (زیمدال و کوئپ ۱۹۷۷). همچنین، گزارش شده است که جذب یک فلز در حضور فلزات دیگر کاهش می‌یابد (ابس و همکاران ۱۹۹۷، گارسیا و همکاران ۲۰۰۲). جذب سرب توسط گیاهان در حال رشد در حضور روی و سایر فلزات متوقف می‌شود (بکت و دیویس ۱۹۷۸، لئو و رایمر ۱۹۹۵).

شکل ۳ سرب یا کادمیوم جذب‌شده توسط گیاهان ارزن، بیدگیاه و یونجه وحشی را در خاک آلوده به سرب و کادمیوم نشان می‌دهد. در تیمارهای شاهد، که فلزی به خاک افزوده نشده است، گیاهان مقادیری چشمگیر از عناصر را از خاک جذب کردند. با افزایش غلظت کادمیوم در خاک کادمیوم جذب شده توسط گیاهان افزایش یافت (شکل ۳). نتایج مشابهی توسط گوپتا و سینا (۲۰۰۶) گزارش شد. در مطالعه انجام‌شده به وسیله مادپوا و همکاران (۲۰۰۳) گیاه گل ستاره‌ای (*star grass*) ظرفیت بالایی برای جذب سرب و کادمیوم از خاک در مقایسه با گیاهان بیش‌اندوز^۳ از قبیل *Lolium perenne* (rye grass) از خود نشان داد. این گیاه سطوح بالایی از سرب و کادمیوم فراتر از حد تصور قابل جذب برای گیاهان مرتعی را در خود جذب کرده بود (مادپوا و همکاران ۲۰۰۳).

در آزمایشی که توسط ندجیمیا و دئود (۲۰۰۸) انجام گرفت، آتریپلکس بیشترین اندوزش کادمیوم را در اندام‌های خود داشت که بیان‌گر توانایی آن در پالایش خاک‌های آلوده به کادمیوم است، با این حال رشد ریشه و اندام‌های هوایی گیاه آتریپلکس با افزایش غلظت کادمیوم در خاک کاهش معنی‌داری نشان داد. همچنین انباشت کادمیوم در ریشه بیشتر از اندام‌های هوایی بود (ندجیمیا و دئود ۲۰۰۸). با توجه به شکل ۳ بیدگیاه بیشترین اندوزش کادمیوم را در آلودگی ۱۰۰ میلی‌گرم کادمیوم بر کیلوگرم در ماده خشک شاخساره خود داشت که بیان‌گر توانایی بالای این گیاه در جذب کادمیوم از خاک بود. همچنین کمترین انباشتگی کادمیوم در تیمار شاهد در اندام‌های هوایی ارزن مشاهده گردید. نتایج این مطالعه نشان داد که سرب و کادمیوم جذب‌شده از خاک توسط این گیاهان با هم تفاوت معنی‌داری داشتند. بیشترین میزان سرب و کادمیوم توسط بیدگیاه و کمترین آن توسط ارزن از خاک جذب گردید (شکل ۳). سرب و کادمیوم جذب‌شده از خاک توسط این گیاهان با افزایش غلظت سرب و کادمیوم اختلاف معنی‌داری داشت (شکل ۳). بردباری بیدگیاه نسبت به آلودگی کادمیوم بیشتر از دو گیاه

³- Hyperaccumulator



شکل ۳- سرب یا کادمیوم جذب شده توسط گیاهان ارزن، بیدگیاه و یونجه وحشی در مقادیر مختلف سرب یا کادمیوم افزوده شده به خاک.

داشتند که BAF شاخصی مناسب برای گروه‌بندی گیاهان بیش‌اندوز است و بیان داشتند که بیش‌اندوز خوب فلزات باید توانایی اندوزش فلزات را در بافت‌های خود تا $BAF \geq 1000$ داشته باشد (زاید و همکاران ۱۹۹۸). با توجه به جدول ۲ برای ارزن، مقادیر BAF در آلودگی سربی خاک کمتر از ۳/۵ بود. مقادیر BAF برای گیاهان در همه غلظت‌های سرب کمتر از ۴ بود که با افزایش غلظت سرب کاهش یافت. بیدگیاه تمایل نسبتاً بیشتری برای انباشت سرب در خاک از خود نشان داد (جدول ۲).

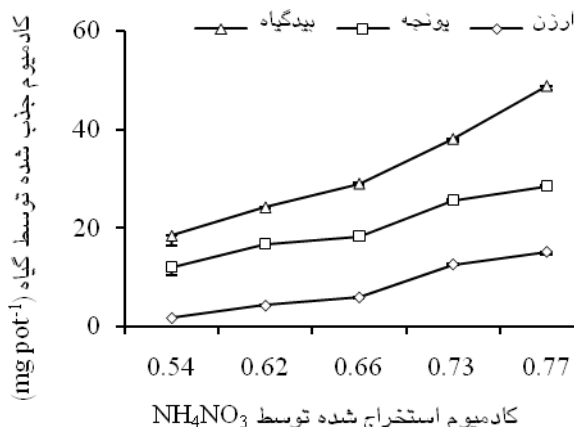
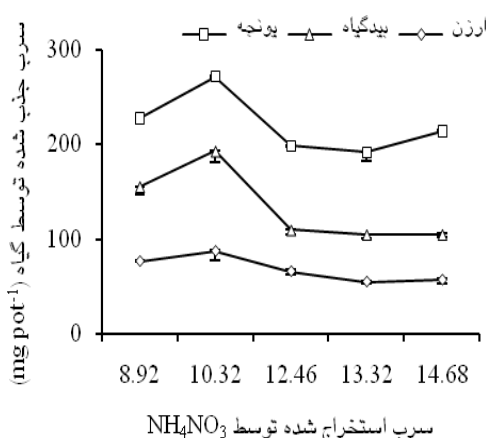
جدول ۲ روند تغییرات فاکتور اندوزش زیستی (BAF) برای گیاهان ارزن، بیدگیاه و یونجه وحشی در سطوح مختلف آلودگی سربی یا کادمیومی در خاک را نشان می‌دهد. با توجه به جدول ۲ برای ارزن، مقادیر BAF در آلودگی کادمیومی خاک کمتر از ۰/۳۳ بود. برای همه غلظت‌های کادمیوم، مقادیر BAF در خاک برای گیاهان کمتر از ۱/۲۷ بود. همچنین در گیاه ارزن مقادیر BAF در خاک با افزایش غلظت کادمیوم تغییر محسوسی نداشت که بیان‌گر توانایی ارزن در اندوزش کادمیوم است (جدول ۲). زاید و همکاران (۱۹۹۸) اظهار

جدول ۲- روند تغییرات فاکتور اندوزش زیستی (BAF) برای گیاهان ارزن، بیدگیاه و یونجه وحشی در سطوح مختلف آلودگی سربی یا کادمیومی در خاک آلوده.

BAF ()							
یونجه وحشی		بیدگیاه		ارزن			
کادمیوم	سرب	کادمیوم	سرب	کادمیوم	سرب	کادمیوم	سرب
۱/۲۷	۳/۴۶	۰/۸	۳/۵۹	۰/۲۲	۳/۴۶	۰	۰
۰/۹۵	۰/۴۵	۰/۵۷	۰/۶	۰/۳۳	۰/۵	۵	۱۵۰
۰/۴۴	۰/۲۱	۰/۳۷	۰/۱	۰/۲۱	۰/۱۵	۲۰	۴۰۰
۰/۱۹	۰/۱	۰/۱۸	۰/۰۶	۰/۱۸	۰/۰۶	۶۰	۸۰۰
۰/۱۲	۰/۰۷	۰/۱۸	۰/۰۳	۰/۱۳	۰/۰۳	۱۰۰	۱۵۰۰

انجام گرفت مشخص شد که غلظت کادمیوم در خاک آهکی با کلاس بافتی لوم رسی کمتر از خاک شنی بود که به علت تفاوت کلاس بافتی و ظرفیت تبادل کاتیونی متفاوت بین این دو خاک بود. خاکی با مقادیر بالای رس و CEC، ظرفیت جذب کادمیوم بالایی دارد. حلالیت و فراهمی کادمیوم بستگی به ظرفیت تبادل کاتیونی و محتوای رس خاک دارد.

با افزایش غلظت سرب در خاک، سرب جذب شده از خاک توسط گیاهان کاهش یافت (شکل ۴). بیشترین انباشت سرب در خاک مربوط به یونجه وحشی در غلظت ۱۵۰ میلی‌گرم در کیلوگرم و کمترین آن مربوط به ارزن بود (شکل ۴).



شکل ۴- روند تغییرات سرب یا کادمیوم جذب شده توسط ارزن، بیدگیاه و یونجه وحشی در سطوح مختلف سرب یا کادمیوم زیست‌فراهم (قابل استخراج با NH₄NO₃) در خاک آلوده.

شناسایی گونه‌های بیش‌اندوز فلزات در پالایش‌سبز می‌تواند رهیافت مناسبی باشد. در این فرآیند گیاهان سریع‌الرشد با بیوماس بالا و توانایی جذب بالای فلزات مورد نیاز می‌باشند. در نتیجه، تکنیک‌های جدید که بر اساس روابط دوستانه زیست‌محیطی و فرآیندهای با هزینه پایین هستند ضرورتاً مورد نیاز خواهند بود. گیاهان مورد مطالعه از لحاظ عملکرد در سطوح مختلف آلودگی سربی یا کادمیومی تفاوت معنی‌دار داشتند. با

شکل ۴ روند تغییرات سرب یا کادمیوم جذب شده توسط ارزن، بیدگیاه و یونجه وحشی را در سطوح مختلف سرب یا کادمیوم زیست‌فراهم (قابل استخراج با NH₄NO₃) را در خاک آلوده نشان می‌دهند. در گیاهان ارزن، بیدگیاه و یونجه وحشی با افزایش غلظت کادمیوم در خاک، کادمیوم قابل جذب گیاه و کادمیوم جذب شده توسط گیاهان افزایش یافت (شکل ۴). بیدگیاه حتی در غلظت کم کادمیوم زیست‌فراهم، کادمیوم بالایی را در اندام‌های خود انباشت و بالاترین انباشت کادمیوم را نسبت به سایر گیاهان داشت (شکل ۴). دلیل احتمالی این امر را می‌توان به بالا بودن CEC در خاک نسبت داد (جدول ۱). در آزمایشی که توسط (قلّاب و عثمان ۲۰۰۷)

نتیجه‌گیری کلی

پالایش‌سبز فرآیند زیستی کم‌هزینه‌ای بوده که می‌تواند جایگزین مناسبی برای تکنیک‌های فیزیکوشیمیایی رایج در پاکسازی خاک باشد. در سال‌های اخیر در این فرآیند هزینه پایین عملیات اجرایی و فواید زیست‌محیطی مورد توجه بوده است. این تکنیک در حال حاضر در مرحله توسعه و تحقیق قرار دارد. همچنین موانعی وجود دارند که باید رفع شوند.

این گیاهان توانایی اصلاح خاک‌های آلوده به سرب و کادمیوم در غلظت‌های کم را دارند.

توجه به نتایج این تحقیق بیدگیاه بالاترین و ارزن پایین‌ترین مقادیر سرب و کادمیوم را در اندام‌های هوایی خود تجمع دادند. این نتایج بیان‌گر این است که

منابع مورد استفاده

- Adhikari T and Singh MV, 2003. Sorption characteristics of lead and cadmium in some soils of India. *Geoderma* 114: 81-92.
- Allison LE and Moodie CD, 1965. Carbonate. Pp. 1379-1396. In: Black CA, Evans DD, White LJ, Ensminger LE and Clark FE (eds). *Methods of Soil Analysis*. American Society of Agronomy. Madison WI.
- Anonymous, 1997. *Soil Quality - Extraction of Trace Elements with Ammonium Nitrate Solution*. Berlin.
- Beckett PHT and Davis RD, 1978. The additivity of the toxic effects of Cu, Ni, and Zn in young barley. *New Phytol* 81: 155-173.
- Birley MH and Lock K, 2001. Health Impacts of Per urban Natural Resource Development. International Centre for Health Impact Assessment, Liverpool School of Tropical Medicine Pembroke Place, Liverpool, England.
- Bosiacki M, 2008. Accumulation of cadmium in selected species of ornamental plants. *Acta Sci Pol Hortorum Cultus* 7 (2): 21-31.
- Cariny T, 1995. *The Re-Use of Contaminated Land*. John Wiley and Sons Ltd. Publisher 219 P.
- Chapman HD, 1965. Cation Exchange Capacity. Pp. 891-901. In: Black CA, Evans DD, White LJ, Ensminger LE and Clark FE (eds). *Methods of Soil Analysis*. American Society of Agronomy. Madison WI.
- Clemens S, 2001. Molecular mechanisms of plant metal tolerance and homeostasis. *Planta* 212: 475-486.
- Davies BE and Alloway BJ, 1995. *Heavy Metals in Soils*. Blackie Academic. London.
- Doumett S, Lamperi L, Checchini L, Azzarello E, Mugnai S, Mancuso S, Petruzzelli G and Del Bubba M, 2008. Heavy metal distribution between contaminated soil and *Paulownia tomentosa*, in a pilot-scale assisted phytoremediation study: Influence of different complexing agents. *Chemosphere* 72: 1481-1490.
- Ebbs SD, Lasat MM, Brady DJ, Cornish J, Gordon R and Kochian LV, 1997. Phytoextraction of cadmium and zinc from a contaminated soil. *J Environ Qual* 26: 1424-1430.
- Eun SO, Youn HS and Lee Y, 2000. Lead disturbs microtubule organization in the root meristem of *Zea mays*. *Physiol Plant* 103: 695-702.
- Garcia G, Batista RS, Parra AML, Faz A and Cunha M, 2002. Availability of Heavy Metals in Nutrient Solutions for Plants Growing in Polluted Soils. Pp: 209-411. In: Macek T, Mackova M, Jenc P and Demnerova K (eds). Abstract book of the 12th International Biodeterioration and Biodegradation Symposium. Prague, Czech Republic.
- Gee GW and Bauder JW, 1986. Particle-Size Analysis. Pp: 383-411. In: Klute A (ed.). *Methods of Soil Analysis*. Physical properties. SSSA. Madison WI.
- Ghallaab A and Usman ARA, 2007. Effect of sodium chloride-induced salinity on phyto-availability and speciation of Cd in soil solution. *Water Air Soil Pollut* 185: 43-51.
- Gupta PK, 2000. *Soil, Plant, Water and Fertilizer Analysis*. Agrobios, New Delhi, India, 438 P.
- Gupta RK and Sinha S, 2006. Phytoextraction capacity of the *Chenopodium Album* L. grown on soil amended with tannery sludge. *Bioresource Tec* 98: 442-446.
- Hall JL, 2002. Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance. *J Exp Bot* 53: 1-11.
- John R, Ahmad P, Gadgil K and Sharma S, 2009. Heavy metal toxicity: Effect on plant growth, biochemical parameters and metal accumulation by *Brassica juncea* L. *I J P P* 3 (3):65-76.
- Kabata- Pendias A and Pendias H, 1999. *Biogeochemistry of Trace Elements*. Second Ed. Wyd. Nauk PWN. Warsaw. 400 P.
- Kabata- Pendias A and Pendias H, 2000. *Trace Elements in Soils and Plants*. Third Ed. CRC Press, Boca Raton, New York.
- Khan AG, 2005. Role of soil microbes in the rhizospheres of plants growing on trace element contaminated soils in phytoremediation. *J Trace Elem Med Biol* 18(4): 355-364 .
- Knasmuller S, Gottmann E, Steinkellner H, Fomin A, Pickl C and Paschke A, 1998. Detection of genotoxic effects of heavy metal contaminated soils with plant bioassays. *Mutat Res-Gen Tox En* 420: 37-48.
- Luo Y and Rimmer DL, 1995. Zinc-copper interaction affecting plant growth on a metal-contaminated soil. *Environ Pollut* 88: 79-93.
- Madyiwa S, Chimbari MJ, Schutte CF and Nyamangar J, 2003. Greenhouse studies on the phyto-extraction capacity of *Cynodon nlemfuensis* for lead and cadmium under irrigation with treated wastewater. *Phys Chem Earth* 28: 859-867.

- Malone C, Koeppe DE and Miller RJ, 1974. Localization of lead accumulated by corn plants. *Plant Physiol* 53: 388–394.
- Manousaki E and Kalogerakis N, 2009. Phytoextraction of Pb and Cd by the Mediterranean saltbush (*Atriplex halimus* L.): metal uptake in relation to salinity. *Environ Sci Pollut Res* 16: 844–854.
- McGrath SP and Cegarra J, 1992. Chemical extractability of heavy metals during and after long-term applications of sewage sludge to soil. *J Soil Sci* 43: 313–321.
- McLean EO, 1982. Soil pH and Lime Requirement. Pp: 199–224. In: Page A L (ed.). *Methods of Soil Analysis. Part2. Chemical and Microbiological Properties*. Madison, Wisconsin, USA.
- Nedjimia B and Daoud Y, 2008. Cadmium accumulation in *Atriplex halimus* subsp. *Schweinfurthii* and its influence on growth, proline, root hydraulic conductivity and nutrient uptake. *Flora* 204: 316–324.
- Nelson RE and Sommers LE, 1982. Total Carbon. Organic Carbon and Organic Matter. Pp: 539–579. In Page A L (ed.). *Methods of Soil Analysis. Part2. Second Ed. Agron. Monogr. 9. ASA and SSSA, Madison, WI*.
- Obbard JP, Sauerbeck DR and Jones KC, 1993. *Rhizobium leguminosarum* bv. *trifolii* in soils amended with heavy metal contaminated sewage yield parameters. *Soil Biol Biochem* 22: 227–231.
- Shaheen SM, 2009. Sorption and lability of Cadmium and Lead in different soil, from Egypt and Greece. *Geoderma* 153: 61–68.
- Shuman LM, 1999. Effect of organic waste amendments on zinc adsorption by two soils. *Soil Sci* 164:197–205.
- Sipos P, 2009. Distribution and sorption of potentially toxic metals in four forest soils from Hungary. *Cent Eur J Geosci* 1(2): 183–192.
- Sipos P, Németh T, Kovács Kis V and Mohai I, 2008. Sorption of Cu, Zn and Pb on soil mineral phases, *Chemosphere* 73: 461–469.
- Soon YR and Abboud S, 1993. Cadmium, Chromium, Lead and Nickel. Pp. 101–108. In: Carter MR (ed.). *Soil Sampling and Methods of Soil Analysis*. Boca Raton, Lewis.
- Stoeppler M, 1991. Cadmium. In: Merian E (ed.). *Metals and Their Compounds in the Environment*. VCH publisher, Weinheim, P 803.
- Yang LC, Zheng MH, Liu WB, An FC and Mo HH, 2002. The study progress of phytoremediation of organic polluted environments. *Tech Equip Environ Pollution Control* 3: 1–7.
- Yeung AT and Hsu Cn, 2005. Electrokinetic remediation of cadmium contaminated clay. *J Environ Eng* 131: 298–304.
- Zayed A, Gowthaman S and Terry N, 1998. Phytoaccumulation of trace elements by wetland plants. *J Environ Qual* 27: 715–721.
- Zhou LX and Wong JWC, 2001. Effect of dissolved organic matter from sludge and sludge compost on soil copper sorption. *J Environ Qual* 30:878–883.
- Zimdahl RL and Koeppe DE, 1977. Lead in the Environment. Pp. 99–104. In: Boggess WR (ed.). *National Science Foundation*. Washington DC.