



فصلنامه علمی - پژوهشی گیاه و زیست بوم

سال ۹، شماره ۳۵، تابستان ۱۳۹۲

## ارزیابی توان زیست‌پالایی سرب در خاک توسط نهال‌های کاج جنگلی *Pinus sylvestris*

سیده مهدخت مداح<sup>۱\*</sup>، بابک جلیل‌پور<sup>۲</sup>، انوشیروان شیروانی<sup>۳</sup>، فرهنگ مراقبی<sup>۱</sup>، فائزه فیروزه<sup>۳</sup>

### چکیده

امروزه آلودگی فلزات سنگین در بیوسفر مشکلات زیست محیطی ایجاد کرده است. تکنیک گیاه‌پالایی (Phytoremediation) عبارت است از استفاده از گیاهان در رفع آلودگی‌ها از محیط و انتقال بی‌ضرر آنها که با استفاده از تجمع فلزات سنگین در بافت‌ها و اندام‌های مختلف گیاه امکان‌پذیر است.

۴۵ نهال سه‌ساله کاج جنگلی *Pinus sylvestris* در اواخر فروردین‌ماه ۱۳۹۰ در شرایط یکسان در کرج مستقر گردید. با استفاده از نمک نترات سرب و آب مقطر محلول‌هایی در غلظت‌های صفر (شاهد) ۸۰۰، ۱۶۰۰ میلی‌گرم در کیلوگرم تهیه گردید و به‌طور یکنواخت طی دو نوبت در اواخر خردادماه به خاک هر نهال اضافه شد. سنجش میزان سرب در عصاره‌های حاصل از اندام‌های ریشه، ساقه و برگ و همچنین خاک گلدان‌ها در پایان آبان به کمک دستگاه ICP انجام شد. داده‌ها با استفاده از آزمون واریانس یک‌طرفه در قالب طرح کامل تصادفی در ۱۵ تکرار آنالیز و مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفت. نتایج نشان داد که گونه *P. sylvestris* برای گیاه‌پالایی سرب‌گونه مناسبی است در غلظت ۸۰۰ ppm میزان تجمع سرب در ریشه و ساقه بیشتر است، درحالی‌که در غلظت ۱۶۰۰ ppm بیشترین میزان انباشت سرب در ریشه و برگ است. مقایسه افق‌های مختلف خاک نشان داد عنصر سرب بیشتر در افق سطحی تجمع یافته است.

واژه‌های کلیدی: آلودگی خاک، گیاه‌پالایی، سرب، کاج جنگلی

۱- دانشگاه آزاد اسلامی، واحد شهرری، گروه زیست‌شناسی، تهران، ایران

۲- دانشگاه آزاد اسلامی، واحد علوم و تحقیقات، تهران، ایران

۳- دانشگاه تهران، گروه جنگلداری، تهران، ایران

\* مکاتبه‌کننده: ([s.m.maddah@iausr.ac.ir](mailto:s.m.maddah@iausr.ac.ir))

تاریخ دریافت: تابستان ۱۳۹۱ تاریخ پذیرش: تابستان ۱۳۹۱

## مقدمه

آلودگی‌های محیطی موضوعی است که امروزه بسیار مورد توجه بوده و به عنوان یک مشکل جهانی مورد قبول است زیرا اثرات مضر بر سلامتی انسان‌ها، جانوران و گیاهان دارد (Iqbal *et al.*, 2011). آلودگی با فلزات سنگین از مهم‌ترین معضلات جهانی آلودگی خاک است که با فعالیت‌های انسانی از قبیل معدن کاوی، صنایع فلزی و شیمیایی، وسایل نقلیه فرسوده و غیره در ارتباط است (Igwe & Abia, 2006). خاک آلوده به فلزات سنگین بسیار متفاوت از آب و هوای آلوده است زیرا این فلزات به مدت بسیار طولانی در خاک باقی می‌مانند (Lasat, 1998). دوام بیولوژیکی و باقی ماندن در خاک به مدت بسیار طولانی، سبب انباشته شدن فلزات سنگین در زنجیره غذایی می‌گردد و در نتیجه به صورت مستقیم و غیرمستقیم آثار منفی بالقوه برای سلامتی انسان دارند (Ghosh & Singh, 2005).

سرب از جمله آلاینده‌های مهم محیط زیست است که سمیت بالایی داشته و در عین حال می‌تواند در گیاهان انباشته شود (Vassilev *et al.*, 1998). منبع اولیه این فلز شامل معدن کاوی و ذوب سنگ معدن‌های فلزدار، سوختن بنزین سرب‌دار، انهدام فاضلاب شهری و ضایعات صنعتی غنی شده با سرب مانند استفاده از رنگ آمیزی بر اساس سرب است (Gisbert *et al.*, 2003).

همه فلزات سنگین در غلظت بالا اثر سمی بسیار زیادی دارند و آلودگی زیادی را به وجود می‌آورند (Chehregani *et al.*, 2005). سمیت فلزات سنگین منجر به آسیب به DNA می‌شود و همچنین از طریق جهش‌زایی سبب سرطان‌زایی و بیماری‌ها و عوارض متعددی در حیوانات و انسان‌ها

می‌شوند (Knasmuller *et al.*, 1998). سمیت سرب در کودکان سبب آسیب به سیستم عصبی آنها شده که منجر به پایین آمدن ضریب هوشی و کاهش حافظه کوتاه مدت و در نتیجه عدم توانایی در یادگیری آنها می‌شود (WHO, 1997).

کاستن از میزان آلاینده‌ها مستلزم صرف وقت و هزینه بالایی است. خاک‌های آلوده به فلزات سنگین می‌توانند به وسیله تکنیک‌های فیزیکی و شیمیایی و بیولوژیکی پالایش شوند (Mc Eldowney *et al.*, 1993). اقتصادی‌ترین و عاقلانه‌ترین روش جهت پایش سطوح فلزات سنگین از زندگی و چرخه زیستی استفاده از پوشش گیاهی است (Celik *et al.*, 2005). در برخی گیاهانی که بر روی خاک‌های آلوده به فلزات سنگین رشد می‌کنند، توانایی ذخیره و نگهداری مقادیر زیادی از آلودگی‌های فلزی در بافت‌های آنها توسعه یافته است بدون اینکه نشانه‌ای از سمیت و آلودگی در آنها وجود داشته باشد (Entry *et al.*, 1999) به این تکنیک گیاه پالایی (Phytoremediation) گفته می‌شود که از تکنیک‌های پالایش موثر، ارزان و پایدار است که بر حاصلخیزی خاک تاثیر منفی ندارد (Hughes *et al.*, 1997). این روش موجب ترمیم رویشگاه، رفع آلودگی، حفظ فعالیت بیولوژیک و ساختار فیزیکی خاک شده و به طور چشمگیری ارزان است (Pulford & Watson, 2003).

پژوهشگران توان زیست پالایی توسط برخی گیاهان را مانند گندم (Iqbal *et al.*, 2011)، آفتابگردان (Mukhtar *et al.*, 2010)، ذرت (Mojiri, 2011) و نیز سایر گونه‌هایی که کمتر معروفند را مورد بررسی قرار دادند. به دلیل محدودیت‌های زیست پالایشی این گیاهان، آنها

جاذب معرفی شده‌اند (خداکرمی، ۱۳۸۶). برای شناسایی توان زیست پالایی خاک توسط دیگر گونه‌ها، در این مطالعه کاج جنگلی که از سریع‌رشدترین سوزنی برگان می‌باشد، انتخاب گردید. از آنجاکه این گونه علاوه بر پراکنش طبیعی در مناطق جنگلی می‌تواند به‌عنوان گونه مناسب در جنگل کاری و ایجاد فضای سبز مورد استفاده قرار گیرند آگاهی از میزان جذب سرب از خاک به‌وسیله این گونه در مدیریت فضای سبز شهری اهمیت ویژه‌ای دارد.

### مواد و روش‌ها

در اواخر فروردین ۱۳۹۰ تعداد ۴۵ عدد نهال سه‌ساله کاج جنگلی *Pinus sylvestris* تهیه و به مجتمع تحقیقاتی البرز واقع در کرج منتقل شد. تفاوت معنی‌دار ساختاری از لحاظ قطر و ارتفاع بین نهال‌ها وجود نداشت. نهال‌ها در گلدان‌های پلاستیکی کاشته شد و خاک آنها با خاک یکنواخت شنی - لومی رسی تعویض گردید. مشخصات فیزیکی شیمیایی خاک جدید گلدان‌ها در جدول زیر ذکر شده است:

اغلب همراه سایر تکنولوژی‌های سنتی برای پاک‌سازی محیط‌های آلوده استفاده می‌شوند (Perveen et al., 2011).

کاج جنگلی *Pinus sylvestris* که از خانواده Pinaceae است. درختی به ارتفاع ۱۲ تا ۱۵ متر، سوزنی برگ، همیشه سبز و یک پایه می‌باشد. درختی سایه‌پسند با سرعت رشد متوسط و تنه آن قرمز رنگ است (ثابتی، ۱۳۷۳؛ مظفریان، ۱۳۸۳). نوع خاک آن معمولی و نسبت به آب‌وهوا نیز بسیار قانع و کم‌توقع می‌باشد. این گونه درختی از جوانی نیاز وافر به نور و روشنایی دارد. کاج جنگلی در جوانی (نونهالی) خیلی سریع رشد می‌کند. در ایران به‌صورت کاشته‌شده در تهران، کرج، نواحی شمال ایران است.

کشور ایران به‌دلیل این‌که در شرایط توسعه قرار دارد، در معرض بروز آلودگی شدید در منابع آب و خاک بوده و به‌همین دلیل چالش‌های بزرگی در زمینه سلامتی انسان به‌وجود آمده است. آگاهی از توانایی جذب فلزات سنگین به‌وسیله نهال گونه‌های درختی نقش مهمی را در جلوگیری از گسترش این مواد آلاینده در چرخه‌های زیستی ایفا می‌کند. تاکنون مطالعات زیادی روی توان زیست‌پالایی بید و صنوبر صورت گرفته و این دو گونه جزء گونه‌های ابر

جدول ۱- مشخصات فیزیکی شیمیایی خاک گلدان‌ها

درصد شن	٪۴۰
درصد سیلت	٪۴۰
درصد رس	٪۲۰
EC	۱٫۷
pH	۷
مقدار متوسط سرب خاک	۲۲٫۴۴mg/kg

عصاره‌گیری از ۰/۲۵ گرم نمونه خشک و آسیاب شده به کمک ۴ میلی‌لیتر اسیدسولفوریک ۹۸٪ و سپس پراکسید هیدروژن ۳۰٪ براساس روش (Pitchel & Bradway, 2008) و با استفاده از دستگاه Digesdahl انجام شد. غلظت آلاینده سرب در هر یک از عصاره‌های صاف شده با استفاده از روش اسپکتروفوتومتری و به کمک دستگاه ICP تعیین شد (Youngsoo Cho et al., 2009).

در این مطالعه محاسبات آماری با استفاده از آزمون واریانس یک طرفه در قالب طرح کامل تصادفی در ۱۵ تکرار انجام گرفت. مقایسه میانگین‌ها با آزمون دانکن و جیمز هاول با استفاده از نرم‌افزار Spss انجام شد و رسم نمودارها به کمک نرم‌افزار Excel انجام گردید.

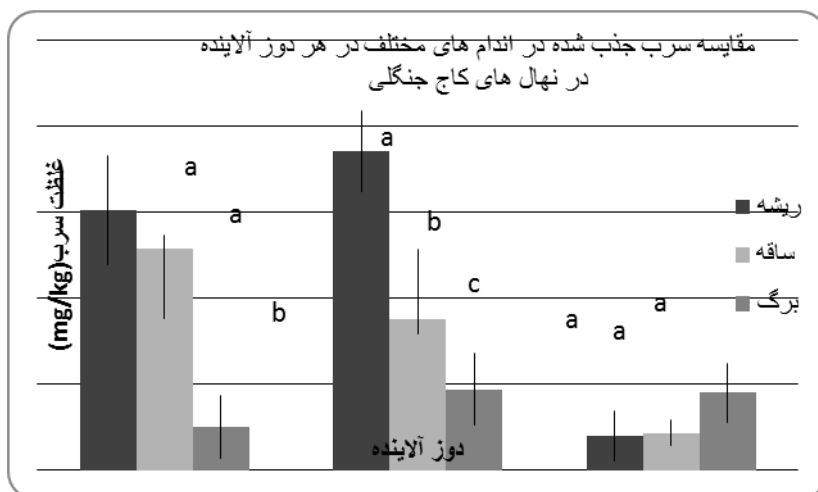
### نتایج

شکل ۱ نشان می‌دهد که میزان کل سرب ذخیره شده بین اندام‌های ریشه، ساقه و برگ در دوزهای ۸۰۰ و ۱۶۰۰ آلاینده در نهال‌های *Pinus sylvestri* اختلاف معنی‌دار وجود دارد، به طوری که در دوز ۸۰۰ آلاینده مقدار جذب سرب در ریشه و ساقه تفاوت معنی‌داری با برگ دارد، در حالی که در دوز ۱۶۰۰ آلاینده مقدار جذب سرب در هر سه اندام ریشه، ساقه و برگ با یکدیگر تفاوت معنی‌داری دارند. در دوز شاهد هیچ اختلاف معنی‌داری بین میزان جذب اندام‌ها دیده نمی‌شود.

گلدان‌ها در شرایط یکسان و در فضای باز و محیط طبیعی قرار داده شد و تا زمان نمونه‌برداری به‌طور مستمر تحت مراقبت و آبیاری با آب شهری (۳ بار در هفته) قرار گرفت. برای حذف اثر بارندگی، نهال‌ها با ایجاد سقف پلاستیکی محافظت شد.

دو ماه پس از کاشت نهال‌ها و سازگاری کامل نهال‌ها با محیط جدید، آلاینده سرب به صورت محلول نترات سرب  $\text{pb}(\text{No}_3)_2$  در مقادیر صفر (شاهد)، ۸۰۰ و ۱۶۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم تهیه شد و پس از رساندن به حجم ۱۰۰ سی‌سی در دو نوبت (هر هفته یک سوم حجم محلول) به خاک گلدان‌ها اعمال گردید. برای هر تیمار ۱۵ تکرار (گلدان) در نظر گرفته شد. زمان اضافه کردن آلاینده در اواخر خرداد بود. در پایان آبان که زمان خزان است، نمونه‌گیری از اندام‌های ریشه، ساقه و برگ و همچنین خاک گلدان‌ها انجام شد. نمونه برگ‌ها از تمام جهت‌های تاج هر نهال تهیه شد. ۳ قسمت کوچک از ابتدا، وسط و انتهای ساقه و ریشه هر نهال به عنوان یک نمونه جمع‌آوری گردید. نمونه‌های خاک هر گلدان به تفکیک در ۳ افق ۵-۰، ۵-۱۰ و ۱۰-۲۰ سانتی‌متری از سطح خاک نمونه‌گیری شد.

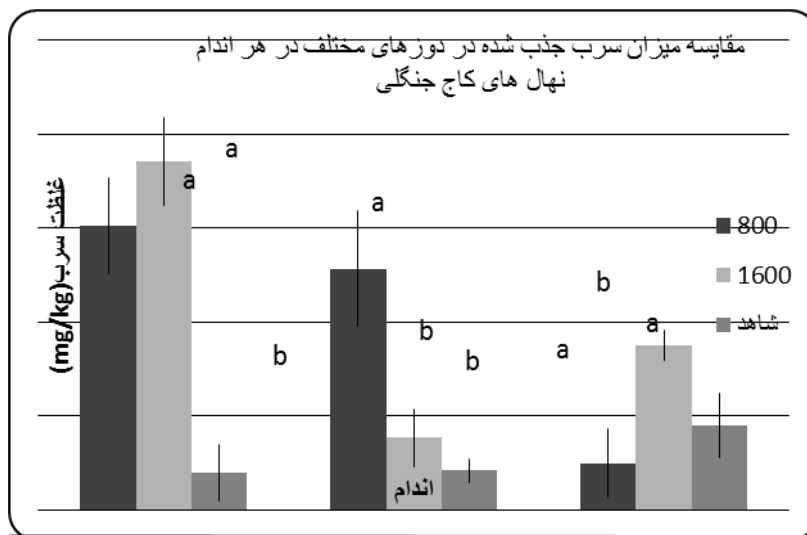
نمونه‌های گرفته شده از اندام‌های گیاهی برای اطمینان از عدم وجود هر نوع آلاینده اضافه با آب شهری شسته و خشک گردید. نمونه‌ها ابتدا در دمای اتاق خشک و وزن تر آنها تعیین شد، سپس تمامی نمونه‌ها به مدت ۴۸ ساعت در دمای ۷۵ درجه سانتی‌گراد در Oven قرار داده شد و وزن خشک آنها تعیین گردید.



شکل ۱- مقایسه میزان سرب جذب شده در اندام های نهال های کاج در دوزهای مختلف آلاینده

ریشه نهال های شاهد دارد، در ساقه تفاوت جذب سرب در ساقه دوز ۸۰۰ نسبت به ۱۶۰۰ و شاهد معنی دار است، در صورتی که در برگ ها مقدار سرب جذب شده در دوز ۸۰۰ و شاهد با دوز ۱۶۰۰ اختلاف معنی دار دارد.

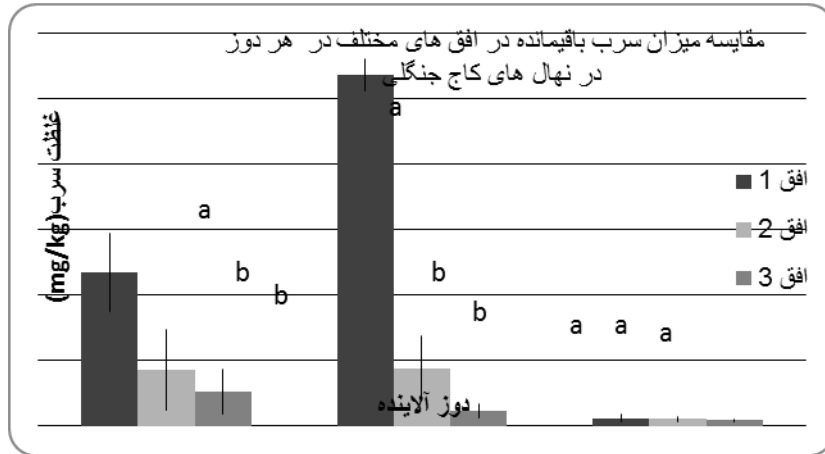
مقایسه بین میزان سرب جذب شده در دوزهای مختلف هر اندام نهال های کاج، تفاوت معنی داری را در میزان جذب هر اندام نشان می دهد. چنانچه در شکل ۲ مشاهده می شود میزان جذب سرب ریشه در دوزهای ۸۰۰ و ۱۶۰۰ تفاوت معنی داری با جذب



شکل ۲- مقایسه میزان سرب جذب شده در هر اندام نهال های کاج در دوزهای مختلف

خاک افق ۱ با افق‌های ۲ و ۳ تفاوت معنی‌دار دیده می‌شود. در نهال‌های شاهد تفاوت بین سرب موجود در سه افق معنی‌دار نیست (شکل ۳).

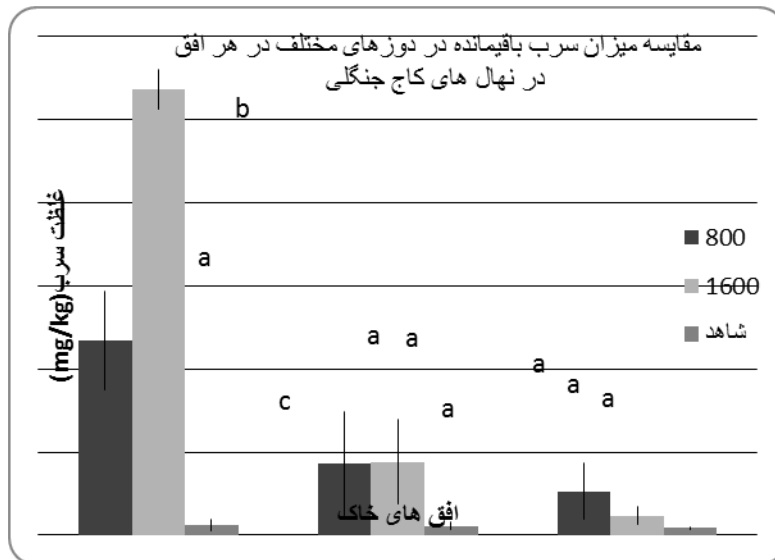
با مقایسه میزان سرب باقی‌مانده در خاک افق‌های مختلف در هر دوز گل‌دان‌های کاج مشاهده می‌شود که در دوزهای ۸۰۰ و ۱۶۰۰ بین سرب موجود در



شکل ۳- مقایسه میزان سرب باقی‌مانده در افق‌های مختلف خاک نهال‌های کاج در دوز آلاینده

تفاوت معنی‌دار وجود دارد در حالی که میزان سرب باقی‌مانده در دوزهای مختلف افق‌های دوم و سوم تفاوت معنی‌داری ندارد (شکل ۴).

مقایسه بین میزان سرب باقی‌مانده در دوزهای مختلف هر افق در نهال‌های کاج نشان می‌دهد که تنها در افق ۱ بین مقدار سرب باقی‌مانده در خاک



شکل ۴- مقایسه میزان سرب باقی‌مانده در دوزهای مختلف آلاینده در هر افق خاک نهال‌های کاج

## بحث و نتیجه‌گیری

مقایسه میزان جذب سرب در غلظت‌های مختلف حاکی از آن است که در غلظت ۸۰۰ ppm روند انتقال سرب از ریشه به اندام‌های هوایی وجود داشته و در ریشه و ساقه از مقادیر موجود در گیاه شاهد بیشتر بوده است. این امر نشان‌دهنده آن است که در این غلظت بیشتر انباشت سرب در ریشه و ساقه انجام گرفته و فقط مقادیر کمی از آن به برگ انتقال می‌یابد. این درحالی است که در غلظت ۱۶۰۰ ppm اگرچه میزان انباشت سرب در ریشه به‌طور معنی‌داری از گیاه شاهد بیشتر بوده ولی به‌جای آنکه باقی‌مانده سرب جذب‌شده در ساقه انباشت گردد در برگ جذب شده است. به‌نظر می‌رسد به‌دلیل عبور میزان غلظت سرب از آستانه تحمل گیاه و به‌منظور دفع آن از گیاه مقادیر بیشتری از سرب به داخل برگ‌ها رانده شده تا به کمک مکانیسم خزان برگ‌ها از گیاه دفع شود. بنابراین می‌توان نتیجه گرفت که در صورتی که هدف از گیاه پالایی انباشت سرب در ریشه و ساقه باشد غلظت‌های بالای ۸۰۰ ppm مناسب برای انباشت سرب در ساقه محسوب می‌گردد. در غلظت ۱۶۰۰ ppm تجمع سرب در ریشه بیشتر از ساقه است که با نتایج (Mojiri, 2011) بر روی ذرت همسو می‌باشد. مقایسه افق‌های مختلف خاک در مورد گونه *P. sylvestris* حاکی از آن است که عنصر سرب که به‌صورت محلول بر روی خاک آبیاری شده است بیشتر در افق سطحی تجمع یافته و به افق‌های پایین‌تر نفوذ نکرده است. تنها بخش کمی از محلول آبی و قابل‌تعویض سرب به سرعت و به راحتی جذب گیاه می‌شوند. شکل‌های هیدروکسید اکسیژن سرب، آلی، کربنات و تهنشین شده سرب بسیار محکم به خاک اتصال می‌یابند.

ظرفیت خاک برای جذب سطحی سرب با افزایش pH، ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC)، محتوای کربن آلی، Eh خاک/آب (پتانسیل اکسید و احیا) و سطوح فسفات افزایش می‌یابد. در تنظیم طبیعی گیاهان، مدرکی دال بر تجمع زیاد سرب وجود ندارد. باین‌حال گیاهان عمده‌ای شناخته شده‌اند که پتانسیل جذب سرب را دارند (Henry, 2000).

(Reimann et al, 2001) برای تعیین گونه‌هایی که در جذب سرب خاک موثرند، تعدادی از گیاهانی را که در اروپای شمالی می‌رویند مورد مطالعه قرار دادند، به عقیده آنها هیچ یک از گیاهان مورد مطالعه از جمله *Picea abies* و *Pinus sylvestris* نقش موثری در کاهش سرب خاک نداشتند و جوانه‌های آنها نتوانستند سرب زیادی را در خود ذخیره نمایند. قابل‌ذکر است که در این مطالعه تمرکز نمونه‌برداری روی جوانه گیاهان و خاک بوده است.

(Turpeinen, 2002) بیان کرد که نهال‌های کاج در خاک‌های آلوده جنگل‌های بوره‌آل قادر به کاهش حلالیت و تحریک‌پذیری سرب موجود در خاک است، به‌عبارت دیگر گیاهانی با ریشه‌های عمیق مثل *P. sylvestris* می‌توانند در کاهش آلودگی آب‌های زیرزمینی آلوده به سرب استفاده شوند و سرب را در اندام‌های خود ذخیره نمایند. این نتیجه با نتیجه حاصل از این تحقیق مطابقت دارد.

(Aldrich et al, 2004) جذب سرب و اثرات EDTA را بر غلظت سرب در اندام‌های گیاه کهور بررسی کرده و بیان کردند که این گیاه قابلیت انباشت سطوح بالایی از فلز سرب را در اندام‌های هوایی خود دارد و با افزایش آلودگی سرب خاک از ۲۵ میلی‌گرم در لیتر به ۷۵ میلی‌گرم در لیتر، مقدار جذب سرب افزایش یافت.

(Succuro, 2010) نشان داد گیاهان لوئی همراه با یک عامل کلات‌کننده مانند EDTA می‌توانند

ساقه در نهال‌های تیمار شده بیش از شاهد بوده است و در غلظت‌های بالای سرب توان انتقال سرب را به برگ‌ها دارد، پس گونه *P. sylvestris* برای حذف سرب از محیط به کمک گیاه‌پالایی از توانایی خوبی برخوردار است.

### سیاس‌گذاری

تحقیق فوق برگرفته از طرح پژوهشی می‌باشد که با حمایت مالی دانشگاه آزاد اسلامی واحد شهرری به اجرا درآمده است، بدین‌وسیله از آن واحد دانشگاهی تقدیر و تشکر به‌عمل می‌آید.

مقادیر زیادی از سرب را از محیط خارج سازند. درضمن آستانه آلودگی به سرب خاک برای گیاه غلظت ۶۰۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم سرب بود.

(Perveen et al (2011) با بررسی توان زیست‌پالایی سرب توسط یاس رازقی *Jasminum saambac* نشان دادند، این گیاه به میزان زیادی سرب را به‌ترتیب در ریشه، برگ‌ها و ساقه انباشته می‌سازد و در گل میزان سرب ذخیره شده بسیار کم است. میزان ذخیره سرب بستگی به pH خاک و غلظت سرب در پسماند آب صنعتی دارد.

نتایج نشان داد که در گونه *P. sylvestris* انتقال عنصر سرب به خوبی رخ داده و مقادیر آن در ریشه و

### منابع

خداکرمی، ی. ۱۳۸۶. بررسی توان زیست‌پالایی سرب و کادمیم در بنه و بلوط ایرانی، پایان‌نامه کارشناسی ارشد، دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تهران، گروه جنگلداری و اقتصاد جنگل، رشته جنگل‌شناسی و اکولوژی جنگل

تابتی، ج. ۱۳۷۳. جنگل‌ها درختان و درختچه‌های ایران، دانشگاه یزد، ۸۱۰ ص

مظفریان، و. ۱۳۸۳. درختان و درختچه‌های ایران، انتشارات فرهنگ معاصر، ۹۹۱ صفحه

Aldrich, M.V., V.J.T. Ellzey, Peralta-Videa J.R., J.H. Gonzalez, and J.L. Gardea-Torresdey. 2004. Laed uptake and the effects of EDTA on lead- tissue concentration in the desert species mesquite (*Prosopis spp*), International journal of Phytoremediation, 3(6): 195-207.

Celik, A., A.A. Kartal, A. Akdogan, and Y. Kaska. 2005. "Determining the heavy metal pollution in Denizli (Turkey) by using *Robinio pseudo-acacia* L.", Environment International, 105-112.

Chehregani, A., B. Malayeri, and R. Golmohammadi. 2005. Effect of heavy metals on the developmental stages of ovules and embryonics acin *Euphorbia cheirandenia*. Pakistan J. Biol. Sci. 8, 622-625.

Entry, J.A., L.S. Watrud, and M. Reeves. 1999. Accumulation of <sup>137</sup>Cs and <sup>90</sup>Sr from contaminated soil by three grass species inoculated with mycorrhizal fungi. Environmental Pollution, 104, 449-457.

Igwe, J.C., and A.A. Abia. 2006. A bioseparation process for removing heavy metals from waste water using biosorbents. Afr. J. Biotechnol. 5, 1167-1179.



- Gisbert, C., R. Ros, A. De Haro, D. J. Walker, M. P. Bernal, R. Serrano and J. Navarro-Avino.** 2003. "A plant genetically modified that accumulates Pb is especially promising for phytoremediation", *Biochemical and Biophysical Research Communications*, 440-445.
- Ghosh, M., and S. P. Singh.** 2005. A review on phytoremediation of heavy metals and utilization of its by-products. *Applied Ecology and Environmental Research*, 3(1), 1-18.
- Henry, J. R.** 2000. An Overview of the Phytoremediation of Lead and Mercury. U.S. Environmental Protection Agency Office of Solid Waste and Emergency Response Technology Innovation office Washington, D.C.
- Hughes, J. B., J. Shanks, M. Vanderford, J. Lauritzen, and R. Bhadra.** 1997. Transformation of TNT by aquatic plants and plant tissue cultures. *Environmental Science & Technology*, 31, 266-271.
- Iqbal, H., M. A. Khan, and J. Ali.** 2011. Comparative Studies of Heavy Metals in Wheat Growing in Different Environmental Conditions. *J. Chem. Soc. Pak.*, Vol. 33, No. 4.
- Knasmüller, S., E. Gottmann, H. Steinkellner, A. Fomin, C. Pickl, and A. Paschke.** 1998. Detection of genotoxic effects of heavy metal contaminated soils with plant bioassays. *Mutation Research*, 420, 37-48.
- Lasat, M. M., M. Fuhrmann, S. D. Ebbs, J. E. Cornish, and L. V. Kochian.** 1998. Phytoremediation of a radio cesium contaminated soil: evaluation of cesium-137 bioaccumulation in the shoots of three plant species. *Journal of Environmental Quality*, 27(1), 165-168.
- McEldowney, S., D. J., Hardman, and S. Waite.** 1993. Treatment technologies. In S. McEldowney, D. J. Hardman, & S. Waite (Eds.), *Pollution, ecology and biotreatment* (pp. 48-58). Singapore: Longman Singapore Publishers Pvt. Ltd.
- Mojiri, A.** 2011. The Potential of Corn (*Zea mays*) for Phytoremediation of Soil Contaminated with Cadmium and Lead. *J. BIOL. ENVIRON. SCI.* 5(13), 17-22
- Mukhtar, S., H. N. Bhatti, M. K. Halid, O. Haq, and S. H. M. Shahzad.** 2010. Potential of Sunflower (*Helianthus annuus* L.) for PHYTOREMEDIATION of nickel (Ni) and lead (Pb) contaminated water. *Pak. J. Bot.*, 42(6): 4017-4026.
- Perveen, N., A. M. Hanif, S. H. Noureen, T. M. Ansari, and H. N. Bhatti.** 2011. Phytoremediation of Pb(II) by *Jasminum sambac*. *J. Chem. Soc. Pak.*, Vol. 33, No 4.
- Pitchel, J., and D. J. Bradway.** 2008. Conventional crops and organic amendments for Pb, Cd and Zn treatment at a severely contaminated site. *Bioresource Technology*, Volume 99. Issue 5, 1242-1251.
- Pulford, I. D., and C. Watson.** 2003. "Phytoremediation of heavy metal-contaminated land by trees- a review", *Environment International*, 529-540.
- Reimann, C., F. Koller, B. Frengstud, G. Kashulina, H. Niskavaara, and P. Englmaier.** 2001. Comparison of the element composition in several plant species and their substrates from a 1500000 km area in northern- Europe. *Sci Tot Environment* 278, 87- 112.

- Succuro,JS.** 2010. The Effectiveness of Using *Typha latifolia* (Broadleaf Cattail) for Phytoremediation of Increased Levels of Lead-Contamination in Soil , A Thesis Master of Arts In Biology: Botany.The Faculty of Humboldt State University
- Turpeinen,R.** 2002, Interaction between metals , microbes and plants- Bioremediation of arsenic and Lead contaminated soils. Academic dissertation in environment ecology. University of Helsink.
- Vassilev,A., T.Tsonev, and I.Yordanov.** 1998. Physiological response of barely plants (*Hordeum vulgare*) to cadmium contamination in soil during ontogenesis. Environ. Pollut. 103:287-293.
- Youngsoo Cho.J.A., A.Bolick, and D.J.Butcher.** 2009. Phytoremediation of lead with green onions (*Allium fistulosum*) and uptake of arsenic compounds by moonlight ferns (*Pteris cretica* cv *Mayii*). Microchemical Journal. Volume 91. Issue 1: 6-8
- WHO.** 1997. Health and environment in sustainable development. Geneva: WHO.