بررسی استفاده از پوست درختان چنار به‌عنوان نشانگر زیستی فلزات سنگین در محیط

بهروز کُرد[۱]*
سارا پورعباسی[۲]
احمد ثمریها[۳]

[۱] استادیار، گروه مهندسی محیطزیست، واحد ملایر، دانشگاه آزاد اسلامی، ملایر، ایران

[۲] استادیار، گروه صنایع چوب و کاغذ، واحد ملایر، دانشگاه آزاد اسلامی، ملایر، ایران

[۳] استادیار، گروه صنایع چوب، دانشگاه ملی مهارت، تهران، ایران

مسئول مکاتبات:
behrouzkord@gmail.com

تاریخ دریافت: ۱۴۰۳/۰۲/۰۵
تاریخ پذیرش: ۱۴۰۳/۰۳/۲۸

چکیده

امروزه استفاده از نشانگرهای زیستی به‌عنوان رویکردی جدید در ارزیابی محیط‌های آلوده به فلزات سنگین موردتوجه قرارگرفته است. این نشانگرها عموماً به‌عنوان یک شاخص مهم در ارزیابی محیطزیست شهری مورداستفاده قرار می‌گیرند. این تحقیق با هدف بررسی استفاده از پوست درختان چنار به‌عنوان نشانگر زیستی فلزات سنگین سرب، روی، مس، کروم، نیکل و کادمیوم در شهر تهران صورت پذیرفت. برای این منظور در رویشگاه‌های آلوده و شاهد، با توجه به جهت باد غالب یک ترانسکت انتخاب و نمونه‌برداری از پوست درختان در قالب طرح آماری کاملاً تصادفی در ۳ تکرار انجام پذیرفت و میزان غلظت فلزات سنگین موجود در آن‌ها با استفاده از دستگاه طیف‌سنجی جرمی پلاسمای جفت شده القایی پرکین المر مدل ELAN 6100DRC-e اندازه‌گیری شد. نتایج نشان داد که میزان غلظت فلزات سنگین در پوست درختان چنار به ترتیب سرب > کادمیوم >روی > نیکل > مس > کروم می‌باشد. همچنین بین غلظت عناصر در پوست درختان با غلظت آن‌ها در محیط (هوا و خاک) ارتباط معنی‌داری وجود دارد، به نحوی که بیشترین میزان غلظت فلزات سنگین مربوط به فلز سرب و رویشگاه آزادی (منطقه با بالاترین میزان آلودگی) با ۸۵/۱۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم و کمترین میزان این عناصر مربوط به فلز کروم و رویشگاه اقدسیه (منطقه شاهد با کمترین میزان آلودگی) با ۰/۶۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم است. نتایج این مطالعه نشان داد که درختان چنار پایشگر زیستی مناسبی برای فلزات سنگین بوده و می‌توان از این درختان به‌عنوان شاخص زیستی آلودگی در مناطق آلوده استفاده نمود.

واژگان کلیدی: آلودگی محیطزیست، فلزات سنگین، نشانگرهای زیستی، درخت چنار، تهران.

مقدمه

امروزه یکی از مهم‌ترین بحران‌های زیست‌محیطی در جوامع بشری، وجود فلزات سنگین در محیط‌های شهری است، به نحوی که همراه شدن آن‌ها با ذرات گردوغبار و در پی کاهش سرعت باد یا بارندگی، در سطوح مختلف زمین و پوشش گیاهی رسوب‌کرده و در چرخه زندگی انسان قرار می‌گیرند [۱]. فلزات سنگین ازجمله آلاینده‌های پایدار و بادوام محیط هستند که به دلیل غیرقابل تجزیه بودن و اثرات فیزیولوژیک آن‌ها بر روی موجودات زنده، حتی در غلظت‌های بسیار کم نیز حائز اهمیت بوده و

عمدتاً در اثر فرسایش طبیعی سنگ‌ها و فعالیت‌های بشری نظیر احتراق ناقص سوخت‌های فسیلی، استخراج معادن، تصفیه سنگ‌های حاوی فلزات، فاضلاب‌های شهری، آفت‌کش‌ها، مواد رنگی و باطری‌ها وارد محیط‌زیست می‌گردند [۲]. میزان این فلزات در محیط-های شهری تحت تأثیر عوامل مختلفی همچون سنگ مادر، وسایل نقلیه، منابع آلاینده صنعتی، کودهای شیمیایی مورداستفاده در کشاورزی و پساب‌های صنعتی و شهری بوده [۳ و ۴] و از عوامل مؤثر بر پراکندگی این عناصر در محیط می‌توان به نوع و سن خاک، غلظت در اتمسفر، میزان بارندگی، جهت و سرعت وزش باد، نوع پوشش گیاهی، شرایط خیابانی (طول، شیب، عرض و عمر خیابان، ارتفاع متوسط، چینش و عمر ساختمان‌های اطراف، عرض پیاده‌رو، تعداد خطوط حرکت، نوع پوشش سبز و ارتفاع گیاهان اطراف هر خیابان) و جریان ترافیکی (سرعت، حجم و چگالی جریان ترافیک) اشاره نمود [۵ و ۶]. برخی از این فلزات نظیر روی، مس و نیکل در مقادیر کم به‌عنوان عناصر کم‌مصرف برای رشد گیاهان لازم و ضروری هستند و به‌وسیله ریشه از خاک جذب می‌شوند، درحالی‌که عناصری مانند سرب و کادمیوم اگر چه در واکنش‌های فیزیولوژیک گیاهان کارکرد مشخصی نداشته ولیکن به علت شباهت شیمیایی با عناصر ضروری امکان جذب آن‌ها توسط گیاهان وجود دارد [۷]. سرب از طریق صنایع باطری‌سازی، افزودنی‌های رنگ، حشره‌کش‌ها، کودهای شیمیایی و لحیم‌کاری [۸]، روی از طریق صنایع خودروسازی، باطری‌سازی و ریخته‌گری [۹] و مس از طریق صنایع فولاد، رنگ، سرامیک و برق [۱۰] وارد محیط‌زیست می‌گردند. این در حالی است که کروم از طریق صنایع فلزی، تولید سیمان، تولید رنگ و متالوژی [۱۱]، نیکل از طریق صنایع فولاد، آلیاژهای غیر آهنی، ریخته‌گری و باطری‌سازی [۱۲] و کادمیوم از طریق استهلاک تایر خودروها، انتشار ترافیکی، صنایع فلزی و مراکز دفن زباله [۱۳] به محیط‌های شهری وارد می‌شوند.

امروزه استفاده از روش‌های بیولوژیک به‌عنوان رویکردی جدید در پاک‌سازی محیط‌های آلوده موردتوجه قرارگرفته است [۱۴ و ۱۵]. برخی از گونه‌های گیاهی توانایی جذب و انباشت مقادیر زیادی از عناصر سنگین موجود در محیط را دارند بدون اینکه آثار سمّی آشکار در آن‌ها ایجاد گردد [۱۶]. یکی از روش‌های پایش محیط‌های آلوده به فلزات سنگین، استفاده از نشانگرهای زیستی است. این نشانگرها به‌عنوان ارزان‌ترین و ساده‌ترین روش تعیین غلظت فلزات سنگین در محیط محسوب می‌گردند. ازجمله نشانگرهای گیاهی می‌توان به خزه‌ها، گلسنگ‌ها، گیاهان آوندی و گیاهان چوبی اشاره نمود [۱۷ و ۱۸]. البته درختان نقش مؤثرتری در جذب فلزات سنگین موجود در محیط‌های شهری دارند و می‌توانند مناطق مسکونی و مراکز تجمع انسانی را در مقابل اثرات نامطلوب آن‌ها محافظت نمایند و از این‌رو توسعه و گسترش پوشش‌های درختی سهم بسزایی در کاهش این آلاینده‌ها و اثرات سوء ناشی از آن‌ها دارد [۱۹ و ۲۰]. پوست درختان نیز به‌عنوان نوعی شاخص زیستی است که در مناطق آلوده به‌ویژه در خصوص آلودگی هوا و خاک مورداستفاده قرار می‌گیرد و مزیت کاربرد آن بر سایر بخش‌های درختان ازجمله برگ و میوه این است که در طول سال در دسترس بوده و قابل نمونه‌برداری است [۲۱ و ۲۲].

این تحقیق با هدف بررسی استفاده از پوست درختان چنار (Platanus orientalis L.) به‌عنوان نشانگر زیستی فلزات سنگین سرب، روی، مس، کروم، نیکل و کادمیوم در شهر تهران صورت پذیرفت.

مواد و روش‌ها

شهر تهران به لحاظ موقعیت جغرافیایی در ´۸ °۵۱ تا ´۳۷ °۵۱ طول شرقی و ´۳۴ °۳۵ تا ´۵۰ °۳۵ عرض شمالی قرارگرفته است. ارتفاع این شهر از سطح دریا از ۱۱۰۰ متر در جنوب تا ۱۷۰۰ متر در شمال در نوسان می‌باشد [۲۳]. در این تحقیق به دلیل اینکه مناطق موردمطالعه در محدوده ایستگاه‌های هواشناسی مهرآباد و شمال تهران قرار داشتند، کلیه آمار و ارقام هواشناسی در طی یک دوره ۱۰ ساله (۱۳۹۲-۱۴۰۱) از این ایستگاه‌ها استخراج گردید. بر اساس آمارهای ایستگاه هواشناسی مهرآباد، میانگین بارندگی سالیانه ۲۴۵٫۵ میلی‌متر، متوسط حرارت سالیانه ۱۸٫۴۵ درجه سانتی‌گراد، اقلیم منطقه نیمه‌خشک سرد و تعداد ماه‌های خشک ۷ ماه و بر

طبق آمارهای ایستگاه هواشناسی شمال تهران، میانگین بارندگی سالیانه ۳۴۴ میلی‌متر، متوسط حرارت سالیانه ۱۵٫۶ درجه سانتی‌گراد، اقلیم منطقه نیمه مرطوب سرد و تعداد ماه‌های خشک ۶ ماه می‌باشد [۲۴].

با استفاده از گزارش‌های سازمان حفاظت محیط-زیست، شهرداری تهران، شرکت کنترل کیفیت هوا، سازمان حمل‌ونقل و ترافیک و اداره کل هواشناسی استان تهران و انجام نمونه‌برداری از هوا، میدان آزادی (آزادی)، خیابان پانزده خرداد (بازار) و میدان بعثت (بهمن) به ترتیب به‌عنوان مناطق شهری با آلودگی زیاد، آلودگی متوسط و آلودگی کم و خیابان شهید لنگری (اقدسیه) به‌عنوان رویشگاه شاهد با کمترین میزان آلودگی در سطح شهر تهران در نظر گرفته شدند. با توجه به اینکه تعیین میزان غلظت فلزات سنگین در هیچ یک از رویشگاه‌های سنجش آلاینده‌های هوا در سطح شهر تهران انجام نمی-شود، لذا به دلیل نوع مطالعه لازم بود که قبل از نمونه-برداری از پوست درختان و خاک زیرپوشش آن‌ها، غلظت سرب، روی، مس، کروم، نیکل و کادمیوم موجود در هوا در رویشگاه‌های آلوده و شاهد مشخص گردد. بر این اساس در طی ۳ مقطع زمانی در فصل تابستان ۱۴۰۲، در هر یک از رویشگاه‌های موردمطالعه با استفاده از دستگاه پمپ نمونه-برداری هوا اقدام به نمونه‌برداری هوا به مدت ۴۵ دقیقه و به حجم ۱۵۰ لیتر (در ۳ تکرار) در هر یک از رویشگاه‌ها گردید [۲۵]. سپس فیلتر سلولزی نمونه‌گیری از دستگاه خارج و به آزمایشگاه منتقل شد. در آزمایشگاه نیز با استفاده از دستگاه جذب اتمی، میزان غلظت سرب، روی، مس، کروم، نیکل و کادمیوم موجود در هوا در هر یک از رویشگاه‌های موردمطالعه تعیین گردید.

با توجه به اینکه گونه درختی چنار به‌صورت غالب و مشترک در بین رویشگاه‌ها وجود داشت، در شهریور سال ۱۴۰۲ و در هر رویشگاه با توجه به جهت باد غالب، یک ترانسکت انتخاب و از پوست درختان هم‌سن (حدود ۲۰ تا ۲۵ سال) در ارتفاع ۲ متری از سطح زمین با استفاده از چاقوی فلزی استریل شده، نمونه‌برداری (وزن هر نمونه ۵۰ گرم) انجام و نمونه‌ها در کیسه‌های پلاستیکی جمع-آوری و پس از کُدگذاری به آزمایشگاه انتقال داده شدند. در آزمایشگاه نمونه‌ها سه مرتبه با آب مقطر شسته شده و در آون تهویه دار به مدت ۴۸ ساعت و در حرارت ۱۰۵ درجه سانتی‌گراد خشک گردیدند. سپس نمونه‌های خشک شده به‌وسیله آسیاب برقی پودر شده و از الک پلاستیکی ۲ میلی‌متری عبور داده شدند. برای عصاره‌گیری به روش هضم، از ۱۰ میلی‌لیتر اسید نیتریک با غلظت ۵۰ درصد در حرارت ۹۰ درجه سانتی‌گراد به مدت ۱ ساعت استفاده شد. سپس نمونه‌ها به مدت ۲ ساعت در دمای ۵۰ درجه سانتی‌گراد و به مدت ۴ ساعت در دمای ۱۶۰ درجه سانتی‌گراد قرار گرفتند. در نهایت به نمونه‌ها ۲ میلی‌لیتر هیدروژن پراکسید اضافه و پس از گرما دادن، محلول شفاف تهیه شده از کاغذ صافی واتمن عبور داده شد و به حجم ۵ میلی‌لیتر رسانده شد. پس از صاف کردن عصاره-ها، غلظت فلزات سرب، روی، مس، کروم، نیکل و کادمیوم موجود در نمونه‌های پوست درختان چنار به‌وسیله دستگاه طیف‌سنجی جرمی پلاسمای جفت شده القایی پرکین المر مدل ELAN 6100DRC-e اندازه‌گیری شد [۲۶]. همچنین به‌منظور تعیین هدایت الکتریکی و pH نمونه‌های پوست درختان، ۱٫۵ گرم پوست با ۱۵ میلی‌لیتر آب خالص مخلوط شده و به مدت ۲۴ ساعت باقی ماندند. سپس هدایت الکتریکی نمونه‌ها به‌وسیله دستگاه هدایت‌سنج پرتابل WTW مدل LF320 و pH نمونه‌ها به‌وسیله دستگاه pH متر پرتابل WTW مدل 525 اندازه‌گیری شد [۲۷].

در هر رویشگاه، نمونه‌برداری از خاک زیرپوشش درختان در دو عمق ۱۰-۰ و ۲۰-۱۰ سانتی‌متری (منطقه فعال ریشه) انجام پذیرفت. در آزمایشگاه نمونه‌ها در دمای محیط خشک و به‌وسیله چکش پلاستیکی کوبیده و از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شدند. سپس غلظت فلزات سنگین سرب، روی، مس، کروم، نیکل و کادمیوم در هر یک نمونه‌ها با توجه به روش‌های استاندارد اندازه‌گیری گردید [۲۸].

تجزیه‌وتحلیل‌های آماری با استفاده از نرم‌افزار SPSS انجام شد. برای این منظور از آزمون شاپیرو- ویلک برای سنجش نرمال بودن داده‌ها، از آزمون تجزیه واریانس برای مقایسه غلظت فلزات سنگین در رویشگاه‌های مختلف و از ضریب همبستگی پیرسون برای تعیین رابطه بین غلظت فلزات سنگین در سطح اطمینان ۹۵ درصد استفاده گردید.

نتایج و بحث

غلظت فلزات سنگین در هوا

میزان غلظت فلزات سنگین در هوا در رویشگاه‌های آلوده بیشتر از رویشگاه شاهد بوده و به ترتیب اقدسیه > بازار > بهمن > آزادی افزایش نشان داد به نحوی که غلظت این فلزات در رویشگاه آزادی و شهریور ماه دارای بیشترین مقدار و در رویشگاه اقدسیه و تیر ماه دارای کمترین مقدار بوده است و به ترتیب کروم > مس > نیکل > روی > کادمیوم > سرب می‌باشد (جدول ۱). وجود اختلاف معنی‌دار بین غلظت فلزات سنگین در هوا در رویشگاه‌های مختلف را می‌توان به وجود منابع آلاینده متعدد، شرایط خیابانی، جریان ترافیکی و پارامترهای محیطی نظیر دما، میزان بارندگی، جهت و سرعت وزش باد ارتباط داد [۲۹].

جدول ۱- میزان غلظت فلزات سنگین (ppb) در هوا

زمان	عنصر	رویشگاه			
		آزادی	بازار	بهمن	اقدسیه
تیر	سرب	۱۸٫۵۴	۱۱٫۵۱	۱۳٫۶۰	۳٫۸۲
	روی	۶٫۸۱	۳٫۴۸	۴٫۳۵	۱٫۷۱
	مس	۳٫۰۸	۱٫۹۳	۲٫۲۹	۰٫۶۳
	کروم	۰٫۹۳	۰٫۵۷	۰٫۶۸	۰٫۱۹
	نیکل	۴٫۶۴	۲٫۷۷	۳٫۴۲	۰٫۹۷
	کادمیوم	۹٫۷۲	۵٫۵۵	۶٫۷۱	۱٫۸۹
مرداد	سرب	۱۹٫۴۲	۱۰٫۶۲	۱۵٫۱۲	۴٫۴۷
	روی	۶٫۴۹	۳٫۶۵	۵٫۱۴	۱٫۹۴
	مس	۳٫۲۵	۱٫۸۷	۲٫۵۳	۰٫۷۵
	کروم	۰٫۹۸	۰٫۵۲	۰٫۷۶	۰٫۲۲
	نیکل	۴٫۸۵	۲٫۶۵	۳٫۷۸	۱٫۱۲
	کادمیوم	۹٫۷۲	۵٫۳۱	۷٫۶۵	۲٫۲۴
شهریور	سرب	۲۱٫۳۵	۱۳٫۷۱	۱۶٫۹۱	۵٫۹۰
	روی	۷٫۲۱	۴٫۷۵	۵٫۶۵	۱٫۹۵
	مس	۳٫۵۶	۲٫۲۸	۲٫۹۳	۰٫۹۹
	کروم	۱٫۰۶	۰٫۶۹	۰٫۸۵	۰٫۳۰
	نیکل	۵٫۴۳	۳٫۴۲	۴٫۲۳	۱٫۴۷
	کادمیوم	۱۰٫۶۸	۶٫۸۵	۸٫۴۶	۲٫۹۵

غلظت فلزات سنگین در خاک

نتایج حاکی از آن است که میزان غلظت فلزات سنگین در عمق‌های مختلف خاک و در رویشگاه‌های موردمطالعه دارای اختلاف معنی‌دار بوده است و به ترتیب اقدسیه > بازار > بهمن > آزادی افزایش نشان می‌دهد به طوری که در عمق ۱۰-۰ سانتیمتری در رویشگاه آزادی دارای بیشترین مقدار و در رویشگاه اقدسیه و عمق ۲۰-۱۰ سانتی‌متر دارای کمترین مقدار بوده است و به ترتیب کروم > مس > نیکل > روی > کادمیوم > سرب می‌باشد (جدول ۲). همچنین نتایج بررسی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک در رویشگاه‌های موردمطالعه نشان داد که خاک این مناطق آهکی با بافت عمدتاً لومی رسی است که به دلیل کمی مواد آلی، ذرات رس در آن‌ها نقش ویژه‌ای دارند (جدول ۳). وجود اختلاف معنی‌دار بین غلظت فلزات سنگین در عمق‌های مختلف خاک و در رویشگاه‌های مختلف را می‌توان به میزان این عناصر و تغییر خواص

فیزیکی و شیمیایی خاک ازجملـه وجـود ذرات رسـی، pH، غلظت کل و قابل‌جذب عناصر در خاک ارتباط داد [۳۰].

جدول ۲- میزان غلظت فلزات سنگین (ppm) در خاک

رویشگاه	نمونه	عمق (سانتی‌متر)	سرب	روی	مس	کروم	نیکل	کادمیوم
آزادی	۱	۰-۱۰	۲۱٫۰۵	۷٫۱۶	۳٫۴۹	۱٫۰۵	۵٫۲۵	۱۰٫۵۶
		۱۰-۲۰	۷٫۲۲	۲٫۳۸	۱٫۲۱	۰٫۳۵	۱٫۷۹	۳٫۵۱
	۲	۰-۱۰	۱۹٫۴۲	۶٫۴۵	۳٫۲۵	۰٫۹۶	۴٫۸۰	۶٫۶۹
		۱۰-۲۰	۶٫۹	۲٫۴	۱٫۱۴	۰٫۳۳	۱٫۷۴	۳٫۵۴
بازار	۱	۰-۱۰	۱۱٫۶۳	۳٫۷۹	۱٫۹۴	۰٫۵۷	۲٫۹۱	۵٫۷۸
		۱۰-۲۰	۴٫۷۴	۱٫۵۹	۰٫۷۸	۰٫۲۵	۱٫۱۹	۲٫۴۰
	۲	۰-۱۰	۱۰٫۵۹	۳٫۵۰	۱٫۷۵	۰٫۵۵	۲٫۶۵	۵٫۲۸
		۱۰-۲۰	۳٫۹۴	۱٫۳۲	۰٫۶۷	۰٫۱۸	۰٫۹۷	۱٫۹۴
بهمن	۱	۰-۱۰	۱۶٫۳۰	۵٫۴۱	۲٫۷۰	۰٫۸۲	۴٫۱۰	۸٫۲۵
		۱۰-۲۰	۶٫۱۲	۲٫۰۷	۱٫۰۱	۰٫۳۱	۱٫۵۱	۳٫۱
	۲	۰-۱۰	۱۴٫۱۸	۴٫۷۰	۲٫۳۵	۰٫۷۲	۳٫۴۵	۷٫۱۲
		۱۰-۲۰	۵٫۲۹	۱٫۷۵	۰٫۸۷	۰٫۲۷	۱٫۳۰	۲٫۶۵
اقدسیه	۱	۰-۱۰	۴٫۲۵	۱٫۴۲	۰٫۷۲	۰٫۲۳	۱٫۰۷	۲٫۱۴
		۱۰-۲۰	۲٫۵۱	۰٫۸۵	۰٫۴۲	۰٫۱۲	۰٫۶۴	۱٫۲۵
	۲	۰-۱۰	۴٫۱۱	۱٫۳۵	۰٫۶۹	۰٫۲۱	۱٫۰۴	۲٫۰۳
		۱۰-۲۰	۲٫۵۶	۰٫۸۶	۰٫۴۳	۰٫۱۴	۰٫۶۶	۱٫۲۶

جدول ۳. مشخصات فیزیکی و شیمیایی نمونه‌های خاک در رویشگاه‌های موردمطالعه

رویشگاه	نمونه	عمق (سانتی‌متر)	رس ٪	سیلت ٪	شن ٪	بافت	شوری (ds/m)	اسیدیته	آهک ٪	مواد آلی ٪	کربن آلی ٪	پتاسیم (ppm)	ازت کل ٪	فسفر (ppm)
آزادی	۱	۰-۱۰	۴۷	۳۲/۴	۲۰٫۶	رسی	۰٫۴۳	۷٫۲۶	۱۵٫۸۳	۰٫۹	۰٫۴۳	۲۶۰	۰٫۳۲	۵٫۴
		۱۰-۲۰	۴۴٫۲	۳۱٫۵۴	۲۴٫۲۶	رسی	۰٫۳۸	۷٫۱۲	۱۷٫۲۶	۰٫۸۱	۰٫۳۷	۲۷۰	۰٫۲۹	۵٫۷
	۲	۰-۱۰	۴۲٫۱	۴۶٫۸	۱۱٫۱	رسی سیلتی	۰٫۳۹	۷٫۳۵	۱۴٫۱	۰٫۵۹	۰٫۲۹	۲۵۵	۰٫۲۶	۶
		۱۰-۲۰	۳۹٫۵	۴۵٫۲	۱۵٫۳	لومی رسی	۰٫۴۸	۷٫۱۹	۱۲٫۲	۰٫۴۶	۰٫۲۵	۲۵۰	۰٫۲۳	۶٫۲
بازار	۳	۰-۱۰	۴۰	۲۴٫۸	۳۵٫۲	لومی رسی	۰٫۴۱	۷٫۴۸	۱۹٫۱۳	۰٫۸۷	۰٫۵۱	۲۸۰	۰٫۲۶	۸٫۸
		۱۰-۲۰	۳۳٫۸	۲۷٫۲	۳۹	لومی رسی	۰٫۳۹	۷٫۳۶	۱۷٫۰۶	۰٫۶۰	۰٫۴۴	۲۴۰	۰٫۲۸	۹٫۵
	۴	۰-۱۰	۲۹٫۰۶	۳۷٫۰۳	۳۳٫۹۱	لومی رسی	۰٫۲۹	۷٫۷۳	۲۰٫۵۰	۰٫۹۵	۰٫۴۷	۲۰۰	۰٫۳۱	۶٫۸
		۱۰-۲۰	۲۶٫۸۰	۳۱٫۶۵	۴۱٫۵۵	لومی رسی	۰٫۳۲	۷٫۵۶	۲۲٫۱۶	۰٫۴۸	۰٫۳۸	۱۸۵	۰٫۲۳	۶٫۹
بهمن	۵	۰-۱۰	۴۸٫۱	۱۸٫۳	۳۳٫۶	ماسه‌ای رسی	۰٫۳۴	۷٫۳۱	۱۸٫۶	۰٫۶۳	۰٫۳۵	۲۸۵	۰٫۳	۷٫۱
		۱۰-۲۰	۳۷٫۳	۲۰	۴۲٫۷	لومی رسی	۰٫۴۰	۷٫۲۲	۱۶٫۳	۰٫۵۴	۰٫۳۱	۲۴۵	۰٫۲۷	۷
	۶	۰-۱۰	۳۳	۳۴٫۲	۳۲٫۸	لومی رسی	۰٫۵۱	۷٫۵۱	۱۶٫۵	۰٫۶	۰٫۴	۲۹۰	۰٫۲۵	۸
		۱۰-۲۰	۲۹٫۲	۳۱٫۹	۳۸٫۹	لومی رسی	۰٫۴۸	۷٫۴۵	۱۸٫۶	۰٫۴۳	۰٫۳۲	۲۶۵	۰٫۱۹	۸٫۵
اقدسیه	۷	۰-۱۰	۲۸٫۲	۳۸٫۶	۳۳٫۲	لومی	۰٫۵۰	۷٫۸۷	۱۹٫۰۵	۰٫۶۳	۱٫۰۸	۲۷۰	۰٫۳۷	۱۱٫۱
		۱۰-۲۰	۲۴٫۶۴	۴۴٫۲	۳۱٫۱۶	لومی	۰٫۵۲	۷٫۷۹	۲۰٫۲۱	۰٫۵۲	۰٫۸۶	۲۴۰	۰٫۴۶	۱۱٫۴
	۸	۰-۱۰	۲۵٫۲	۴۷٫۶	۲۷٫۲	لومی	۰٫۴۶	۸٫۰۲	۱۸٫۱۰	۰٫۵۶	۰٫۷۳	۲۶۵	۰٫۳۹	۱۰٫۰۲
		۱۰-۲۰	۲۴٫۳	۵۲٫۳	۲۳٫۴	لومی سیلتی	۰٫۴۹	۷٫۸۶	۲۰٫۰۶	۰٫۴۴	۰٫۶۱	۲۲۰	۰٫۳۴	۹٫۳

غلظت فلزات سنگین در پوست درختان

نتایج نشان داد میزان pH پوست درختان در رویشگاه-های موردمطالعه تقریباً مشابه بوده، به نحوی که در رویشگاه آزادی (منطقه با بالاترین میزان آلودگی) ۵/۹۷ و در رویشگاه اقدسیه (منطقه شاهد با کمترین میزان آلودگی) ۵/۱۸ بوده است که دلیل این موضوع می‌تواند اثر بافری کربنات در اتمسفر باشد [۳۱ و ۳۲]. همچنین میزان هدایت الکتریکی پوست درختان چنار در رویشگاه‌های موردمطالعه تقریباً بالا بوده به‌طوری که بیشترین میزان آن در رویشگاه آزادی با ۱۴۰۹ میکرو زیمنس بر سانتی‌متر و کمترین میزان آن در رویشگاه اقدسیه با ۸۵۴ میکرو زیمنس بر سانتی‌متر مشاهده شد (جدول ۴) که این موضوع به وجود فلزات سنگین در رسوبات خشک اتمسفری شهر تهران بستگی دارد [۳۳، ۳۴ و ۳۵].

جدول ۴- میزان pHو هدایت الکتریکی (میکرو زیمنس بر سانتی‌متر) در پوست درختان چنار در رویشگاه‌های مختلف

متغیر	آزادی	بازار	بهمن	اقدسیه
pH	۵/۹۷	۵/۳۱	۵/۴۵	۵/۱۸
EC	۱۴۰۹	۱۰۴۵	۱۲۰۵	۸۵۴

نتایج نشان داد که میزان غلظت فلزات سنگین در پوست درختان چنار در رویشگاه‌های آلوده بیشتر از رویشگاه شاهد بوده و به ترتیب اقدسیه < بازار < بهمن < آزادی افزایش نشان می‌دهد. همچنین میزان غلظت این فلزات در پوست درختان به ترتیب سرب > کادمیوم >روی > نیکل > مس > کروم می‌باشد به نحوی که بیشترین میزان این عناصر مربوط به فلز سرب و رویشگاه آزادی با ۸۵/۱۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم و کمترین میزان این عناصر مربوط به فلز کروم و رویشگاه اقدسیه با ۰/۶۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم است (جدول ۵). نتایج حاصل از آزمون تجزیه واریانس نیز بیانگر آن است که اثر رویشگاه بر غلظت بیشتر فلزات سنگین موردمطالعه معنی‌دار بوده به‌طوری که بین غلظت سرب، کادمیوم، روی و نیکل در پوست درختان چنار در رویشگاه‌های مختلف و در سطح اطمینان ۹۵ درصد اختلاف معنی‌دار وجود دارد (جدول ۶). علت این موضوع را می‌توان با حجم ترافیک، فعالیت-های صنعتی و وجود ذرات معلق در هوا در ارتباط دانست [۳۶ و ۳۷]، ضمن اینکه سرب، کادمیوم و روی به‌شدت با ترافیک همبستگی مثبت دارند [۳۸]. همچنین بین درصد ذرات رس موجود در خاک و میزان جذب فلزات سنگین در پوست درختان چنار رابطه معنی‌دار وجود دارد. در این خصوص Marry و همکاران (۱۹۹۶) اظهار داشتند کلوئیدهای رسی موجود در سطح خاک با جذب عناصر سنگین، مانع آبشویی و انتقال آن‌ها به لایه‌های پایین خاک می‌گردند به همین دلیل میزان جذب عناصر توسط گیاهان افزایش می‌یابد. این در حالی است که قابلیت دسترسی گیاهان به فلزات سنگین رابطه معکوسی با pH خاک دارد به نحوی که با کاهش pH، رسوب عناصر فلزی به‌صورت هیدروکسیدها و کربنات‌های نامحلول و کمپلکس‌های آلی کاهش‌یافته و قابلیت جذب فلزات موجود در خاک برای گیاهان افزایش می‌یابد [۳۹]. از دلایل دیگر این موضوع می‌توان به این نکته اشاره نمود که سرب و کادمیوم اگر چه در واکنش‌های فیزیولوژیک گیاهان کارکرد مشخصی نداشته ولیکن به علت شباهت شیمیایی با عناصر ضروری امکان جذب آن‌ها توسط گیاهان وجود دارد درحالی‌که برخی از این فلزات نظیر روی، مس و نیکل به‌عنوان عناصر کم‌مصرف برای رشد گیاهان لازم و ضروری هستند و به‌وسیله ریشه از خاک جذب می‌شوند [۴۰ و ۴۱].

جدول ۵- میانگین غلظت فلزات سنگین (میلی‌گرم بر کیلوگرم) در پوست درختان چنار در رویشگاه‌های مختلف

متغیر	آزادی	بازار	بهمن	اقدسیه
سرب	۸۵٫۱۲±۲٫۹	۵۷٫۵۳±۲٫۱	۶۱٫۶۸±۲٫۵	۱۷٫۶۳±۰٫۸
روی	۲۷٫۷۳±۱٫۸	۱۸٫۷۱±۱٫۱	۱۹٫۶۶±۱٫۴	۴٫۷۸±۰٫۲
مس	۱۳٫۸۱±۱	۸٫۶۵±۰٫۳	۹٫۸۲±۰٫۶	۱٫۹۳±۰٫۰۴
کروم	۳٫۲۵±۰٫۳	۱٫۷۸±۴٫۱	۲٫۱۸±۰٫۲	۰٫۶۶±۰٫۰۱
نیکل	۲۰٫۸۱±۱٫۲	۱۳٫۳۵±۰٫۵	۱۴٫۲۵±۰٫۸	۳٫۳۶±۰٫۰۶
کادمیوم	۴۱٫۶۵±۲٫۳	۲۷٫۶۷±۱٫۹	۲۹٫۴۸±۲٫۱	۷٫۱۸±۰٫۷

جدول ۶- تجزیه واریانس غلظت فلزات سنگین در پوست درختان چنار در رویشگاه‌های مختلف

متغیر	درجه آزادی	مجموع مربعات	میانگین مربعات	F	P
سرب	۳	۱۷۰۸۵٫۵۵	۵۶۹۵٫۱۸	۷٫۴۷	۰٫۰۱۴*
روی	۳	۵۶۷۴٫۱۳	۱۸۹۱٫۳۷	۴٫۶۳	۰٫۰۲۳*
مس	۳	۲۸۲۶٫۵۵	۹۴۲٫۱۸	۲٫۸۰	۰٫۷۲
کروم	۳	۸۴۶٫۳۱	۲۸۲٫۱۰	۲٫۵۲	۰/۰۶۶
نیکل	۳	۴۲۴۹٫۴۷	۱۴۱۶٫۴۹	۴٫۱۲	۰٫۰۱۸*
کادمیوم	۳	۸۵۲۲٫۶۳	۲۸۴۰٫۸۷	۶٫۵۱	۰٫۰۱۵*

*معنی‌دار در سطح احتمال ۹۵ درصد.

جدول ۷ میزان همبستگی غلظت عناصر سنگین در پوست درختان چنار را نشان می‌دهد. نتایج نشان داد که در سطح ۱ درصد سرب و کادمیوم بیشترین همبستگی را با ضریب ۰٫۸۵ در بین عناصر موردبررسی دارا هستند. همچنین فلز سرب با ضریب همبستگی ۰٫۸۳ و ۰٫۸۱ به ترتیب همبستگی مثبت و معنی‌داری در سطح ۱ درصد با فلزات مس و نیکل دارد در حالی کادمیوم با نیکل، روی و مس به ترتیب با ضرایب ۰٫۸۳، ۰٫۸۲ و ۰٫۸۰ همبستگی مثبت و معنی‌داری در سطح ۱ درصد داشت. با توجه به اینکه ضرایب همبستگی بین فلزات می‌تواند اطلاعات مفیدی را در خصوص منبع و راه‌های ورود آن‌ها ارائه نماید در خصوص نتایج این تحقیق می‌توان اذعان داشت که سرب و کادمیوم در شهر تهران از منشأ تقریباً یکسانی برخوردار بوده و این همبستگی ناشی از انتشار ترافیکی و صنایع می‌باشد [۴۲ و ۴۳].

جدول ۷- ضرایب همبستگی بین غلظت فلزات سنگین در پوست درختان چنار

متغیر	سرب	روی	مس	کروم	نیکل	کادمیوم
سرب	۱					
روی	۰٫۷۷	۱				
مس	۰٫۸۳*	۰٫۷۵	۱			
کروم	۰٫۲۸	۰٫۱۱	۰٫۲۰	۱		
نیکل	۰٫۸۱*	۰٫۷۹	۰٫۷۸	۰٫۱۲	۱	
کادمیوم	۰٫۸۵*	۰٫۸۲*	۰٫۸۰*	۰٫۱۵	۰٫۸۳*	۱

*معنی‌دار در سطح احتمال ۹۵ درصد.

نتیجه‌گیری

در این تحقیق قابلیت استفاده از پوست درختان چنار به‌عنوان نشانگر زیستی فلزات سنگین سرب، روی، مس،

کروم، نیکل و کادمیوم در شهر تهران موردبررسی قرار گرفت. نتایج نشان داد میزان pH پوست درختان در رویشگاه‌های موردمطالعه تقریباً مشابه بوده، به نحوی که در رویشگاه آزادی (منطقه با بالاترین میزان آلودگی) ۵/۹۷ و در رویشگاه اقدسیه (منطقه شاهد با کمترین میزان آلودگی) ۵/۱۸ بود. همچنین میزان هدایت الکتریکی پوست درختان در رویشگاه‌های موردمطالعه تقریباً بالا بوده به طوری که بیشترین میزان آن در رویشگاه آزادی با ۱۴۰۹ میکرو زیمنس بر سانتی‌متر و کمترین میزان آن در رویشگاه اقدسیه با ۸۵۴ میکرو زیمنس بر سانتی‌متر مشاهده شد. میزان غلظت فلزات سنگین در پوست درختان در رویشگاه‌های آلوده بیشتر از رویشگاه شاهد بوده و به ترتیب اقدسیه < بازار < بهمن < آزادی افزایش نشان داد ضمن اینکه میزان غلظت این فلزات در پوست به ترتیب سرب > کادمیوم >روی > نیکل > مس > کروم بوده که بیشترین میزان این عناصر مربوط به فلز سرب و رویشگاه آزادی با ۸۵/۱۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم و کمترین میزان این عناصر مربوط به فلز کروم و رویشگاه اقدسیه با ۰/۶۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم بوده است. همچنین میزان همبستگی غلظت عناصر سنگین در پوست درختان در رویشگاه‌های مختلف نشان داد که سرب و کادمیوم به دلیل اینکه در شهر تهران از منشأ تقریباً یکسانی برخوردار هستند، بیشترین همبستگی را با ضریب ۰/۸۵ در بین عناصر موردبررسی دارا بوده‌اند. با توجه به اینکه پایش غلظت فلزات سنگین در محیط (هوا و خاک) از اهمیت ویژه‌ای برخوردار بوده و زیست‌ردیابی عناصر با استفاده از گیاهان عالی به‌ویژه برگ و پوست درختان راهی بسیار مناسب و ارزان در ردیابی آلودگی‌های زیست‌محیطی محسوب می‌گردد [۴۴]، نتایج این مطالعه نشان داد که پوست درختان چنار پایشگر زیستی مناسبی برای فلزات سنگین بوده و می‌توان این درختان را به‌عنوان شاخص زیستی به‌منظور ارزیابی کیفیت محیط‌زیست و آلودگی ناشی فلزات سنگین توصیه نمود.

منابع

[1] Memon, A.R. and Schroder, P., 2009. Metal accumulation in plants and its implication in phytoremediation. Environmental Science and Pollution Research International, 16(2), pp.162-175.

[2] EPA., 2019. Air Quality Criteria for Lead. Volume I & II: 1588p.

[3] Nagajyoti, P. C., Lee, K. D. and Sreekanth, T. V. M., 2010. Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: A review. Enviromental Chemistry Letters, 8, pp.199-216.

[4] Azizi, M., Faz, A., Zornoza, R,. Martinez-Martinez, S. and A. Acosta, J., 2023. Phytoremediation Potential of Native Plant Species in Mine Soils Polluted by Metal(loid)s and Rare Earth Elements. Plants, 12(6), pp.1219. (In Persian).

[5] Johansson, C., Norman, M. and Burman L., 2009. Road traffic emission factors for heavy metals. Atmospheric Environment, 43(31), pp.4681-4688.

[6] Wang, J., Zhang, C.H., Ke, S.H. and Li, W., 2010. Physiological responses and detoxify mechanisms to Pb, Zn, Cu, and Cd in young seedlings of Paulownia fortunei. Journal of Environmental and Experimental Botany, 22(12), pp.1916-1922.

[7] Antonkiewicz, J. and Jasiewicz, C., 2002. The use of plants accumulating heavy metals for detoxification of chemically polluted soils. Electronic Journal of Polish Agricultural Universities, 5(1), pp.121-143.

[8] Ejidike, I.P. and Onianwa, P.C., 2015. Assessment of Trace Metals Concentration in Tree Barks as Indicator of Atmospheric Pollution within Ibadan City, South-West, Nigeria. Journal of Analytical Methods in Chemistry, 2015(2), pp.1-8.

[9] Bucher, A.S., and Schenk, M.K., 2000. Toxicity level for phytoavailable zinc in compost peat substrates. Scientia Horticulturae, 83(3-4), pp.339-352.

[10] Dogan, Y., Durkan, N. and Baslar, S., 2007. Trace element pollution biomonitoring using the bark of Pinus brutia (Turkish red pine) in western Anatolian part of Turkey. Trace Elem Electroly, 24(7), pp.103-112.

[11] Shanker, A.K., Cervantes, C., Loza-Tavera, H. and Avudainayagam, S., 2005. Chromium toxicity in plants. Environment International, 31(5), pp.739-753.

[12] Harju, L., Saarela, K.E., Rajander, J., Lill, J.O., Lindroos, A. and Heselius, S.J., 2002. Environmental monitoring of trace elements in bark of Scots pine by thick-target PIXE. Nuclear Instruments and Methods in Physics, 189(1-4), pp.163-167.

[13] Alexander, L., 2000. Role of root functions on cadmium uptake by plants – structural aspects of root organization. National Agriculture and Food Research Organization, W1-09, pp. 1-6.

[14] Gao, J.Z., and L.Z. Zhu., 2003. Phytoremediation and its models for organic contaminated soils. Journal of Environmental Science, 15(3), pp.302-310.

[15] Doumett, S., Lamperi, L., Checchini, L., Azzarello, E., Mugnai, S., Mancuso, S., Petruzzelli, G. and Del Bubba, M., 2008. The heavy metal distribution between contaminated soil and Paulownia tomentosa, in a pilot-scale assisted phytoremediation study: Influence of different complexing agents. Chemosphere, 72(10), pp.1481-1490.

[16] Megha, P. U., Kavya, P., Murugan, S. and Harikumar, P.S., 2015. Sanitation Mapping of Ground water Contamination in a Rural Village of India. Journal of Environmental Protection, 6(1), pp.34-44.

[17] Aksoy, A., Celik, A. and Ozturk, M., 2000. Plants as possible indicators of heavy metal pollution in Turkey. Chemia Inzyneria Ekologiczna, 7(11), pp.1152-1161.

[18] Yılmaz, S. and Zengin, M., 2004. Monitoring environmental pollution in Erzurum by chemical analysis of Scot pine (Pinus sylvestris L.) needles. Environment International, 29(8), pp.1041-1047.

[19] Coskun, M., 2006. Toxic metals in the Austrian pine (Pinus nigra) bark in the Thrace region, Turkey. Environ Monitor Assess, 121(1-3), pp.173-179.

[20] Bonanno, G. and Lo Giudice, R., 2010. Heavy metal bioaccumulation by the organs of Phragmites australis (common reed) and their potential use as contamination indicators. Ecological Indicators, 10(3), pp.639-645.

[21] Samecka-Cymerman, A., Kosior, G. and Kempers, A.J., 2006. Comparison of the moss Pleurozium schreberi with needles and bark of Pinus sylvestris. Ecotoxicology and Environmental Safety, 65(1), pp.108-117.

[22] Dogan, Y., Ugulu, I. and Baslar, S., 2010. Turkish red pine as a biomonitor: A comparative study of the accumulation of trace elements in the needle and bark. Ekoloji, 19(75), pp.88-96.

[23] Geological Survey and Mine Exploration of Iran., 2022. Statistics and information on geology and soil science of Tehran. Internal Report, 136p. (In Persian).

[24] Meteorological Organization of Iran., 2022. Statistics and climatic information of stations in Tehran. Internal Report, 261p. (In Persian).

[25] James, D.W. and Wells, K.L., 1990. Soil sample collection and handing technique based on source and degree of field variability. Soil Testing and Plant Analysis. Third edition. Soil science society of America, 25-44. In: R.L. Westerman (ed.).

[26] Westerma, R.E.L., 1990. Soil testing and plant analysis. SSSA. Madison Wisconsin, USA.

[27] Staxang, B., 1969. Acidification of bark of some deciduous trees. Oikos, 20, pp.224-230.

[28] Klute, A., 1986. Method of soil analysis. Part1: Physical methods. Soi. Sci SOC. Ameri. J. 432-449.

[29] Al-Shayeb, S.M., and Seaward, M.R.D., 2001. The heavy metal content of roadside soils along thering road in Riyadh (Saudi Arabia). Asian Journal of Chemistry, 13(2), pp.407-423.

[30] Hani, A., Sinaei, N. and Gholami, A., 2014. Spatial variability of heavy metals in the soils of Ahwaz using geostatistical methods. International Journal of Environmental Science and Development, 5(3), pp.294-298.

[31] Brooks, R.R., 1998. Plants that hyper accumulate heavy metal. CAB International, New York, 380p.

[32] Adriana, D.C., 2001. Trace Elements in Terrestrial Environments: Biogeochemistry, Bioavailability, and Risks of Metals. Springer Science and Business Media, 867p.

[33] Momani, K., Jiries, A. and Jaradat, Q., 2000. Atmospheric deposition of Pb, Zn, Cu and Cd in Amman, Jordan. Turkish Journal of Chemistry, 24(3), pp.231-237.

[34] Mattina, M.J.I., Lannucci-Berger., W., Musante, C. and White, J.C., 2003. Concurrent plant uptake of heavy metal and persistent organic pollutants from soil. Environmental Pollution, 124(3), pp.375-378.

[35] Pulford, I.D. and Watson, C., 2003. Phytoremediation of heavy metal-contaminated land by trees–a review. Environment International, 29(4), pp.529-540.

[36] Armstrong, J., 1998. Development of methodology for estimating vehicle emissions. Master's Thesis, Hamilton, Ontario: McMaster University.

[37] Johnson, L. and Ferreira, L., 2001. Modeling particle emission from traffic flows at a free way in Brisbane, Australia. Transportation Research Part D: Transport and Environment, 6(5), pp.357-369.

[38] Wang, X. 2005, Integrating GIS, simulation models, and visualization in traffic impact analysis. Computers, Environmen and Urban Systems, 29(4), pp.471-496.

[39] Marry, R.H., K.G. Tiller, and Alston, A.M., 1996. The effect of contamination of soil with copper, lead, and arsenic on the growth and composition of plants. Journal of Plant and Soil, 91(1), pp.115-128.

[40] Lasat, M.M., 1999. Phytoextraction of metals from contaminated soil: A Review of Plant/Soil/Metal Interaction and Assessment of Pertinent Agronomic Issues. Journal of Hazardous Substance Research, 2, pp.1-25.

[41] Pilon-Smits, E., 2005. Phytoremediation. Annual Review of Plant Biology, 56, pp.15-39.

[42] Saarela, K.E., Harju, L., Rajander, J. and Lill, J.O., 2005. Elemental analyses of pine bark and wood in an environmental study. The Science of the Total Environment, 343(1-3), pp.231-241.

[43] Kuang, Y.W., Zhou, G.Y. and Liu, S.Z., 2007. Heavy metals in bark of Pinus massoniana (Lamb.) as an indicator of atmospheric deposition near a smeltery at Qujiang, China. Environ Sci Pollut Res Int,14(4), pp.270-275.

[44] Poykio, R.,Peramaki, P., and Niemela, M., 2005. The use scots pine (Pinus sylvestris L.) bark as a bioindicator for environmental pollution monitoring along two industrial gradients in the Kemi-Tornio area, northern Finland. International Journal of Environmental Analytical,85(2), pp.127-139.

Investigating the Use of Plane Tree Barks as a Bioindicator of Heavy Metals in the Environment

Abstract

Today, the use of biomarkers is considered as a new approach in the evaluation of environments contaminated with heavy metals. These indicators are generally used as an important indicator in evaluating the urban environment. This research aimed to investigate the use of plantain tree bark as a biomarker of heavy metals lead, zinc, copper, chromium, nickel and cadmium in Tehran. For this purpose, according to the prevailing wind direction, a transect was selected and tree bark sampling was done in the form of a completely random statistical design in 3 repetitions, and the concentration of heavy metals in them was measured using the device Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry Perkin Elmer model ELAN 6100DRC-e was measured. The results showed that the concentration of heavy metals in the bark of plantain trees is lead > cadmium > zinc > nickel > copper > chromium. In addition, there is a significant relationship between the concentration of elements in the bark of trees and their concentration in the environment (air and soil) so that the highest concentration of heavy metals is related to lead metal and Azadi habitat (the area with the highest level of pollution) with 85.12 mg/kg and the lowest amount of these elements is related to chrome metal and Aqdasiyah habitat (the witness area with the lowest level of pollution) with 0.66 mg/kg. The results of this study showed plantain trees are suitable biological monitors for heavy metals and these trees can be used as biological indicators of pollution in polluted areas.

Keywords: Environmental Pollution, Heavy Metals, Bioindicator, Plane Tree, Tehran.

B. Kord[1*]
S. Pourabbasi[2]
A. Samariha[3]

[1] Assistant Professor, Department of Environment Engineering, Malayer Branch, Islamic Azad University, Malayer, Iran

[2] Assistant Professor, Department of Wood Science and Paper Technology, Malayer Branch, Islamic Azad University, Malayer, Iran

[3] Assistant Professor, Department of Wood Industry, National University of Skills (NUS), Tehran, Iran

Corresponding author:
behrouzkord@gmail.com

Received: 2024/04/24
Accepted: 2024/06/17