محیط شناسی، سال سی و پنجم، شمارهٔ ۵۲ زمستان ۸۸، صفحهٔ ۸۳-۹۲

زیست ردیابی فلزات سنگین به‌وسیلهٔ گیاهان رویش‌یافته در منطقهٔ صنعتی فولاد مبارکهٔ اصفهان

چکیده

زیست ردیابی یکی از راههای ارزان و ساده بررسی کیفیت محیط زیست است و به روندی گفته می‌شود که در آن از طریق موجودات زنده، یا اجزای تشکیل‌دهندهٔ آنها می‌توان به اطلاعاتی کمی پیرامون کیفیت محیط دست یافت. فعالیت‌های صنعتی باعث ورود مقادیر فراوانی از عناصر سنگین به اتمسفر می‌شود و استفاده از پتانسیل زیست‌ردیابی گیاهان رشد یافته در مجاورت مناطق صنعتی می‌تواند در ارزیابی آلودگی هوا با این فلزات راهگشا باشد. هدف از این تحقیق، بررسی امکان ردیابی آلودگی هوا با فلزات آهن، نیکل و سرب در مجاورت منطقهٔ صنعتی فولاد مبارکه اصفهان با استفاده از پتانسیل زیست‌ردیابی در گیاهان است. بدین منظور سه گونهٔ درختی (سرونقره‌ای، کاج و بلوط) و سه گونهٔ درختچه‌ای (خرزهره، زرشک و نوش) انتخاب شد و غلظت فلزات مذکور در خاک و اندام هوایی گیاهان در دو بخش برگ و پوست به وسیلهٔ دستگاه ICP-AES اندازه‌گیری شد. در خاکهای مورد مطالعه به واسطهٔ pH بالا (۸/۰۲)، وجود بیش از ۶۰ درصد آهک و کمتر از ۰/۵ درصد مواد آلی، درصد ناچیزی ازاین سه فلز در اختیار گیاه قرار گرفته است، این در حالی‌است‌که غلظت اندازه‌گیری‌شده آهن و نیکل در اندام‌هوایی گیاهان مورد مطالعه حاکی از وجود آلودگی اتمسفری با این فلزات بوده است. در اکثر موارد، درختان بهتر از درختچه‌ها و گیاهان همیشه سبز بهتر از گیاهان خزان شونده سطوح آلودگی‌های فلزی را نشان دادند و پوست گونه‌های مورد مطالعه واجد توانایی بالاتری از برگ بوده است. بیشترین میزان آهن و نیکل در برگ سرو و پوست کاج مشاهده شد که برای آهن با کلیهٔ گیاهان و برای نیکل با بیشتر گیاهان اختلاف معنی‌دار نشان داد. محتوای سرب در گیاهان پایین‌تر از حد آستانهٔ آلودگی این عنصر در گیاهان قرار داشت. همچنین نتایج نشان داد که گیاه خرزهره برای ارزیابی آلودگی آهن در منطقهٔ مورد مطالعه شاخص مناسبی نبوده است.

کلید واژه

زیست ردیابی، فلزات سنگین، آلودگی، برگ، پوست، خاک

سرآغاز

آلودگی فلزات سنگین یکی از مشکلات عمدهٔ زیست‌محیطی است و معمولاً ناشی از فعالیت‌های صنعتی، نظیر بهره‌برداری از معادن، ذوب فلزات، فرایندهای تخلیهٔ گاز، تولید انرژی و سوخت، کاربرد کود و آفت‌کش و فرآوری پسماندهای شهری است. بدیهی است این پدیده با صنعتی‌شدن و نوگرایی جوامع شدت بیشتری یافته است (Tanhan, et al., 2007) و این فعالیت‌ها باعث ورود مقدار زیادی از عناصر سنگین به اتمسفر می‌شود. عناصر موجود در اتمسفر در نهایت به صورت فرونشت خشک[1] ، یا فرونشت تر[2] روی سطح خاک و گیاهان قرار می‌گیرند. در مقیاس جهانی فرونشت جوی مهم‌ترین عامل ورود عناصر سنگین به

نویسندهٔ مسئول: تلفن: ۰۹۱۳۱۱۷۲۶۵۱

E-mail: M_Hoodaji@khuisf.ac.ir

خاک محسوب می‌شود (Deboudt, Schilling, and Lehman, 2002 et al., 2004). کیفیت هوا را می‌توان از طریق: ۱- اندازه‌گیری مستقیم آلاینده‌ها در هوا و رسوبات ۲- تفسیر مدل‌هایی که انتشار آلاینده‌ها را به تصویر می‌کشند و ۳- زیست‌ردیاب‌ها، تعیین کرد. اندازه‌گیری مستقیم واجد اطلاعات واقعی در خصوص مقدار آلاینده‌هاست، اما این اندازه‌گیری‌ها گران است و خطر آلودگی نیز وجود دارد. درخصوص استفاده از مدل‌ها نیز به‌دلیل عدم دسترسی به داده‌های واقعی، تفسیر با مشکل روبروست (Suchara, and Zechmeister, 2004)، بنابراین زیست شناساگری و زیست ردیابی به عنوان راههایی بسیار مناسب و ارزان برای مشاهده اثر عوامل خارجی مورد توجه قرار گرفته‌اند (Krommer, et al., 2007).

زیست‌ردیابی به روندی اطلاق می‌شود که در آن از طریق موجودات زنده، و یا اجزای تشکیل‌دهندهٔ آنها می‌توان به اطلاعاتی کمی پیرامون کیفیت محیط دست یافت (Pacheco,et al., 2008) و زیست‌ردیاب‌های غیرفعال جاندارانی هستند که به طور طبیعی در منطقه مورد مطالعه وجود دارند یا به‌طور طبیعی رشد کرده‌اند، مانند گیاهان بومی، گیاهان باغی، گیاهان زراعی و گیاهان زینتی (Suchara, and Zechmeister, 2004 و حاج رسولیها و همکاران، ۱۳۸۵).

خزه‌ها و گلسنگ‌ها به عنوان بهترین گیاهان برای زیست‌ردیابی آلاینده‌های هوا مورد توجه قرار گرفته‌اند، اما این جانداران توزیع نامنظم و منقطعی دارند و نمونه‌برداری از آنها باید توسط افراد متخصص صورت گیرد. این محدودیت‌ها در مناطق صنعتی و پرجمعیت که فشار منابع انسانی منجر به کمبود، یا فقدان گونه‌های شناساگر در برخی نقاط نمونه‌برداری می‌شود، چشمگیرتر است.

استفاده از گیاهان عالی، بویژه بخش‌های مختلف درختان با هدف ردیابی آلودگی هوا، روز به روز در حال گسترش است. مزایای اصلی شامل دسترسی بیشتر مواد بیولوژیکی، سهولت شناسایی گونه‌ها، نمونه‌برداری، تیمار و حضور فراگیر در بیشتر محیط‌هاست. از طرفی درختان تحمل بیشتری به تغییرات محیطی نشان می‌دهند که این خاصیت، بویژه برای ردیابی مناطقی که بشدت تحت تأثیر فعالیت‌های انسانی است اهمیت ویژه‌ای دارد (Berlizov, et al., 2007).

برگ گیاهان عالی از سال ۱۹۵۰ برای زیست‌ردیابی فلزات سنگین مورد استفاده قرار شد (Akosy, and Sahin, 1999). پژوهش کلزونی و همکاران (۲۰۰۷) نشان داد که تجمع سرب، کرم و نیکل در برگ Rosa rugosa بیشتر به واسطه رسوب اتمسفری است تا جذب از خاک (Calzoni, et al., 2007).

روس (۱۹۹۴) نیز در تحقیقی مشابه نشان داد که بیش از ۹۰ درصد سرب و بیش از ۸۰ درصد کرم و روی موجود در برگ گیاهان مختلف از اتمسفر منشأ می‌گیرد (Ross, 1994). پوست درختان نیز به میزان نسبتاً گسترده‌ای در بررسی کیفیت هوا در مناطق صنعتی و شهری مورد استفاده قرار گرفته است. استفاده از پوست درختان برای زیست‌ردیابی فلزات سنگین از سال ۱۹۷۰ به صورت به‌نسبت گسترده‌ای آغاز شده است (Suchara, and Zechmeister, 2004). فلزات سنگین موجود در پوست ممکن است از منابع متفاوتی چون رسوب اتمسفری (خشک و مرطوب)، خاک و بارندگی منشأ گیرند، اما منبع عمده اتمسفر است. به نظر می‌رسد که پوست درخت به واسطهٔ تخلخل ساختمانی و نیروی بالای تجمع و نگهداری ذرات اتمسفری، شناساگر مناسبی برای ردیابی آلودگی هوا باشد (Berlizov, et al., 2007).

خاک و گیاهان رشد یافته در مجاورت مناطق صنعتی بخوبی قادرند غلظت تشدید شونده فلزات سنگین را نشان دهند، بنابراین در بسیاری از موارد به عنوان زیست‌ردیاب بار آلودگی در منطقه مورد استفاده قرار می‌گیرند. مطالعات هودجی و جلالیان (۱۳۸۳) آلودگی کم خاک و گیاه با برخی از فلزات سنگین چون آهن، روی و منگنز را در منطقه استقرار مجتمع فولاد مبارکه نشان می‌دهند، این محققان گزارش کرده‌اند که غلظت آهن در خاک سطحی (۵cm-۰) و اندام هوایی برنج، گندم و لوبیا در مقایسهٔ با میانگین غلظت این عنصر در هر یک از این بخش‌ها رقم بالایی دارد (هودجی و جلالیان، ۱۳۸۳ الف و ب).

این تحقیق با هدف بررسی امکان ردیابی آلودگی فلزات آهن، نیکل و سرب در هوای مناطق صنعتی با بهره‌گیری از نیروی زیست‌ردیابی شماری از گونه‌های درختی و درختچه‌ای و مقایسهٔ کارایی اندام هوایی (برگ و پوست) برای ردیابی آلودگی هوا با این عناصر در مجاورت منطقه صنعتی مجتمع فولاد مبارکهٔ اصفهان انجام شده است.

مواد و روش‌ها

تشریح محل نمونه برداری

این مطالعه از تابستان ۱۳۸۶ در باغ گونه‌شناسی مجتمع فولاد مبارکه واقع در N ۳۴ً ۱۵ً ۳۲° و E ۲۱ً ۲۵ً ۵۱° در جنوب غربی اصفهان آغاز شد. این منطقه دارای آب و هوای خشک با متوسط بارندگی ۱۴۰ میلیمتر است و جهت باد غالب، جنوب غربی- شمال شرقی است. تشریح پروفیل‌های حفر شده در منطقهٔ مورد مطالعه نشان داد که نوع خاک در سیستم Soil Taxonomy و تا حدی تحت گروه Typic Haplocalcid بوده‌اند. از باغ گونه‌شناسی در مساحتی بالغ بر سه هکتار در قالب ۹ کرت و ۳ تکرار نمونه‌های خاک، برگ و پوست از سه گونه درخت و سه گونه درختچه برداشت شد.

نمونه برداری، آماده سازی و آنالیز نمونه‌های گیاه

سه گونه درخت شامل سرو نقره‌ای[۳]، کاج ایرانی[۴] و بلوط[۵] و سه گونه درختچه شامل خرزهره[۶]، زرشک[۷] و نوش[۸] انتخاب شد. نمونه‌برداری از برگ و پوست در جهت باد غالب و در ارتفاعی معین از هر یک از گونه‌ها صورت گرفت.

نمونه‌های پوست از خارجی‌ترین بخش و به کمک چاقوی استیل برداشت شد و پس از انتقال به آزمایشگاه، جداسازی پوست از بخش چوبی برای تهیهٔ نمونه‌هایی به ضخامت ۲ میلیمتر انجام گرفت. کلیهٔ نمونه‌های برگ و پوست در آون در دمای ۷۰ درجه سانتیگراد به مدت ۴۸ ساعت خشک شد و سپس به‌وسیلهٔ آسیاب برقی به صورت پودر درآمد. پودر حاصل از الک مش ۳۵ عبور داده شد و در کوره در دمای ۵۵۰ درجه سانتیگراد قرار گرفت، درنهایت غلظت عناصر آهن، نیکل و سرب در هر یک از نمونه‌ها پس از هضم به‌وسیله اسید کلریدریک ۲ نرمال (Chapman, and Pratt, 1961) به‌وسیلهٔ دستگاه ICP-AES قرائت شد.

نمونه‌برداری، آماده سازی و آنالیز نمونه‌های خاک

نمونه‌های خاک نیز از عمق ۰-۳۰ سانتیمتری و از کنار هر گونه برداشت شد، در برابر هوا خشک شد و پس از کوبیدن توسط چکش پلاستیکی از الک ۲ میلیمتری عبور داده شده و از خاک جمع آوری شده در زیر الک برای انجام تجزیه‌های شیمیایی استفاده شد (Chapman, and Pratt, 1961). کربن آلی به روش واکلی و بلاک (Nelson, and Sommers, 1982)، pH و EC در عصارهٔ گل اشباع، ظرفیت تبادل کاتیونی به روش استات آمونیوم (Rhoades, 1982)، کربنات کلسیم به روش تیتراسیون برگشتی (FAO, 1974) و بافت خاک به روش هیدرومتر (Gee, and Bauder, 1986) اندازه‌گیری شد. برای اندازه‌گیری غلظت کل فلزات مورد مطالعه از روش هضم با اسید نیتریک غلیظ (Soon, and Abboud, 1993 Pyatt, 1999) و برای اندازه‌گیری غلظت قابل استخراج عناصر از عصاره‌گیری با محلول DTPA 0.005 M DTPA + 0.01 M CaCl2 + 0.1 M TEA at pH= 7.3) (Lindsay, and Norvell, 1978) استفاده شد، سپس غلظت عناصر در عصاره‌ها به وسیله دستگاه ICP-AES(GBC Integra XL) قرائت شد.

بافت خاکهای مورد مطالعه لوم شنی و لوم رسی شنی بوده است. سایرخصوصیات خاکها در جدول شمارهٔ (۱) به‌نمایش گذاشته شده است.

آلودگی فلزات آهن، نیکل و سرب در دو بخش خاک (به صورت اجمالی) و گیاه (به تفصیل) مورد بررسی قرار خواهد گرفت.

جدول شمارهٔ (۱): میانگین مشخصه‌های اندازه‌گیری شده در خاک باغ گونه شناسی

pH	O.M	CEC	$CaCO_3$
	%	meq/100gr	%
۸/۰۲	۰/۵۵	۱۲/۲۸	۶۳

نتایج و بحث

خاک

میانگین غلظت کل و قابل استخراج با DTPA عناصر آهن، نیکل و سرب در خاک اطراف هر گونه گیاهی در جدول شمارهٔ (۲) نشان داده شده است. غلظت کل فلزات سنگین در خاک عموماً برای نشان دادن درجهٔ آلودگی خاک با این فلزات استفاده می‌شود (Karaca, 2004)، در حالی‌که اندازه‌گیری غلظت قابل استخراج فلزات با DTPA در واقع مبین مقداری از فلز است که می‌تواند در اختیار گیاه قرار گیرد (Lindsay, and Norvell, 1978 و Pretuzzelli, 1989 و Zufiaurre, et al., 1998). غلظت معمول آهن کل در خاکها ۳۸۰۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم و میزان آهن در عصارهٔ گل اشباع ۵۰ میکروگرم در لیتر گزارش شده است (Pais, and Benton Jones, 1997). بنابراین محدودیتی از نظر آلودگی خاکهای مورد مطالعه با این فلز وجود نداشته است، همچنین فقط ۰/۰۵ درصد از کل آهن موجود در خاک برای گیاه قابل استفاده بوده است.

جدول شمارهٔ (۲): میانگین غلظت کل و قابل جذب فلزات سنگین ($mg\ kg^{-1}$) در خاک اطراف هر گونه

گونه گیاهی	آهن		نیکل		سرب	
	کل	قابل جذب	کل	قابل جذب	کل	قابل جذب
درخت						
سرو نقره‌ای	۲۵۰۷۶	۱۲/۸۸	۶۰/۶۳	۱/۷۷	۲۰/۳۵	۱/۶۹
کاج ایرانی	۲۳۶۹۳/۳۳	۱۵/۱۴	۵۴/۴۴	۲/۰۱	۱۸/۴۸	۱/۴۴
بلوط	۲۲۶۹۳/۳۳	۹/۲۸	۴۰/۰۵	۲/۰۳	۱۶/۶۱	۱/۱
میانگین	۲۳۸۲۰/۸۸	۱۲/۴۳	۵۱/۷	۱/۹۴	۱۸/۴۸	۱/۴۱
درختچه						
خرزهره	۲۰۰۳۶/۶۷	۹/۲۱	۴۳/۹۴	۱/۳۶	۱۶/۸۸	۱/۱۱
زرشک	۲۱۸۷۳/۳۳	۶/۳۹	۴۵/۸۰	۱/۳۸	۱۹/۶۶	۰/۸۴
نوش	۲۴۴۹۳/۳۳	۱۲/۳۵	۴۹/۵۶	۲/۲۱	۱۶/۸۶	۱/۴۵
میانگین	۲۲۱۳۴/۴۴	۹/۳۲	۴۶/۴۳	۱/۶۵	۱۷/۸	۱/۱۳

حد آستانه غلظت نیکل در خاکهای رسی ۴۰ و در خاکهای شنی ۱۰ میلی‌گرم در کیلوگرم گزارش شده است (Herrick, and Friedland, 1990). میانگین غلظت نیکل کل در خاک اطراف گونه‌های گیاهی ۴۹ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک بوده است، بنابراین با توجه به این‌که بافت خاکهای مورد مطالعه لوم شنی و لوم رسی شنی بوده، امکان آلودگی خاک با این فلز وجود دارد، با این وجود تنها ۳/۶ درصد از کل نیکل موجود در خاک در اختیار گیاه قرار گرفته است.

میانگین غلظت سرب در خاک پیرامون گونه‌های گیاهی ۱۸ میلی‌گرم در کیلوگرم و پایین‌تر از حد آستانهٔ آلودگی سرب (۵۰ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک) (Sanka, et al., 1995) اندازه‌گیری شد که از این مقدار فقط ۶ درصد آن در اختیار گیاه قرار گرفته است.

توانایی جذب فلزات سنگین به وسیلهٔ گیاه علاوه بر غلظت کل فلز در خاک به pH، درصد مواد آلی، ظرفیت تبادل کاتیونی و گونهٔ گیاهی نیز وابسته است (Logan, and Chaney, 1993 و Mc Bride, 1995). میانگین pH معادل ۸، وجود بیش از ۶۰ درصد آهک ($CaCO_3$)، ۰/۵ درصد مواد آلی و ظرفیت تبادل کاتیونی بیش از meq/100gr ۱۲ عواملی هستند که تحرک و دسترسی فلزات مورد مطالعه را تحت تأثیر قرار داده و باعث کاهش مقدار قابل جذب این عناصر در خاک شده اند.

آهن

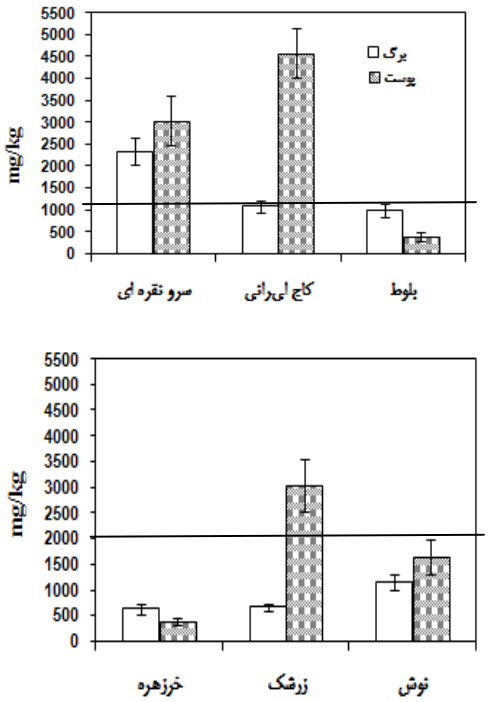
آهن یکی از عناصر ضروری کم مصرف مورد نیاز گیاهان است که گیاهان بدون وجود آن قادر به تکمیل چرخهٔ حیات خود نیستند، اما وجود این عنصر در مقادیری بیشتر از حد نرمال می‌تواند در گیاه ایجاد مسمومیت کند. مقدار طبیعی آهن در برگ گیاهان ۲۰–۳۰۰ (Melsted, 1973)، و حد کفایت این عنصر ۵۰–۵۰۰ میلی‌گرم در کیلوگرم ماده خشک گیاهی است. حد آستانهٔ آلودگی آهن در گیاهان ۷۵۰ میلی‌گرم در کیلوگرم مادهٔ خشک گیاهی گزارش شده است (Pais, and Benton Jones, 1997). میانگین غلظت آهن در اندام گونه‌های درختی و درختچه‌ای در شکل شمارهٔ (۱) نشان داده شده است.

گونه‌های درختی

به استثنای پوست درخت بلوط، غلظت آهن در اندام دو گونهٔ دیگر از حد آستانه آلودگی این عنصر تجاوز کرده است. در سرو و کاج، پوست و در بلوط، برگ کارایی بیشتری برای جذب آهن نشان داده و تفاوت در توانایی جذب آهن بین اندام گیاهی، در کاج و بلوط معنی‌دار بوده‌است. روند انباشتگی آهن در اندام درختان به صورت زیر بوده است:

در برگ: سرو نقره ای> کاج > بلوط

در پوست: کاج> سرو نقره ای> بلوط



شکل شمارهٔ (۱): میانگین غلظت آهن در اندام گونه‌های درختی و درختچه‌ای. خط افقی: حد آستانه آلودگی در گیاه=۷۵۰ پی پی ام

هر سه گونه درختی مورد مطالعه همیشه سبز بوده و تفاوت در میزان انباشتگی آهن در بین این درختان، متأثر از اختلاف در طبیعت و خصوصیات ساختمانی برگ و پوست در آنهاست.

غلظت آهن در برگ بلوط با برگ سرو واجد تفاوت کاملاً معنی‌دار و با نیدل‌های کاج فاقد تفاوت معنی‌دار بوده است. محتوای آهن در نیدل‌های کاج به خوبی آلودگی این فلز را در منطقهٔ مورد مطالعه نشان داده و در اغلب مطالعات صورت گرفته نیز از نیدل کاج به‌عنوان بهترین زیست ردیاب آلودگی هوا با عناصر سنگین نام‌برده شده است (Rossini, Samecka- Cymermann et al., Oliva, and Mingorance, 2006 2006)، اما غلظت آهن در برگهای سرو به طور معنی‌داری بالاتر بوده است. چسبندگی برگ‌های سرو در مقایسه با نیدل‌های کاج که واجد سطوح مومی گسترده‌تری هستند، کمتر است لیکن ضخامت کمتر کوتیکول در برگ‌های سرو که به واسطهٔ شکل فلس‌مانند خود، طبیعت ناهمواری نیز دارند، احتمالاً از عوامل مؤثر جذب بیشتر این عنصر در گیاه سرو بوده است.

در پوست نیز غلظت آهن در کاج ۶ و در سرو ۴ برابر حد آستانه آلودگی این عنصر در گیاهان بود و این اختلاف در قدرت جذب آهن را می‌توان به‌دلیل تخلخل، ناهمواری و ضخامت بیشتر پوست کاج دانست. در پژوهش روسینی الیوا و مینگورنس (۲۰۰۶) نیز از پوست درخت کاج به عنوان زیست ردیاب مناسب آلودگی‌های اتمسفری با فلزات سنگین نام برده شده است (Rossini, Oliva, and Mingorance, 2006).

گونه‌های درختچه‌ای

در درختچه‌ها، محتوای آهن در نوش و پوست زرشک فراتر از حد آستانهٔ آلودگی این عنصر در گیاهان قرار داشت (شکل شمارهٔ۱). در زرشک و نوش، انباشتگی آهن در پوست بیشتر از برگ و اختلاف موجود معنی دار بود، اما در خرزهره، برگ به میزان چشمگیری کاراتر عمل کرده بود. روند انباشتگی آهن در اندام درختچه‌ها به صورت زیر است:

در برگ: نوش> زرشک > خرزهره

در پوست: زرشک> نوش > خرزهره

بیشترین انباشتگی آهن در برگهای نوش و با دو گونه دیگر اختلاف معنی‌دار نشان داد، اما تفاوت معنی‌داری در محتوای آهن بین برگ زرشک و خرزهره مشاهده نشد. علت این اختلاف را باید در ساختار برگ‌های فلسی شکل نوش، وجود سطوح مومی و عدم خزان در این گیاه جست‌وجو کرد. هر چند خرزهره نیز گیاهی همیشه سبز بوده و تصور می‌شد که در مقایسه با زرشک مقادیر بالاتری از آهن را در برگهای خود جذب نماید، اما به نظر می‌رسد که وجود کوتیکول ضخیم در برگ این گیاه، از جذب آهن جلوگیری کرده است.

غلظت بالای آهن در پوست زرشک را می‌توان معلول تخلخل و ناهمواری بیشتر پوست این گیاه در مقایسه با دو گونهٔ دیگر دانست که منجر به بروز اختلاف معنی‌دار شده است. در مجموع، گونه‌های درختی بویژه انواع همیشه سبز، از کارایی بالاتری برای ردیابی آلودگی آهن در منطقه مورد مطالعه برخوردارند و در بیشتر موارد، میزان انباشتگی در پوست بیشتر از برگ بود.

نیکل

مقدار طبیعی نیکل در برگ گیاهان ۰/۱تا ۱ (Pais, and Benton, Jones, 1997)، مقدار آلوده کنندهٔ این عنصر در گیاهان از ۳ تا ۵۰ میلیگرم در کیلوگرم ماده خشک گیاهی متغیر است و در غلظت‌های بالاتر از ۵۰ میلی‌گرم در کیلوگرم، گیاه علایم مسمومیت را نشان می‌دهد (Herrick and Friedland, 1990,Kabata-Pendias, and Dudka, 1991 و Melsted, 1973).

میانگین غلظت نیکل در اندام درختان و درختچه‌ها در شکل شمارهٔ (۲)نشان داده است.

گونه‌های درختی

محتوای نیکل در اندام گونه‌های درختی فراتر از حد آستانه آلودگی این عنصر در گیاه قرار دارد. در سرو و کاج بیشترین انباشتگی نیکل، در پوست و در بلوط در برگ رخ داده است و اختلاف در توانایی جذب اندام گیاهی در کاج و بلوط معنی‌دار است. روند انباشتگی نیکل در اندام درختان به صورت زیر است:

در برگ: سرو نقره ای> بلوط> کاج

در پوست: کاج ≤ سرو نقره ای > بلوط

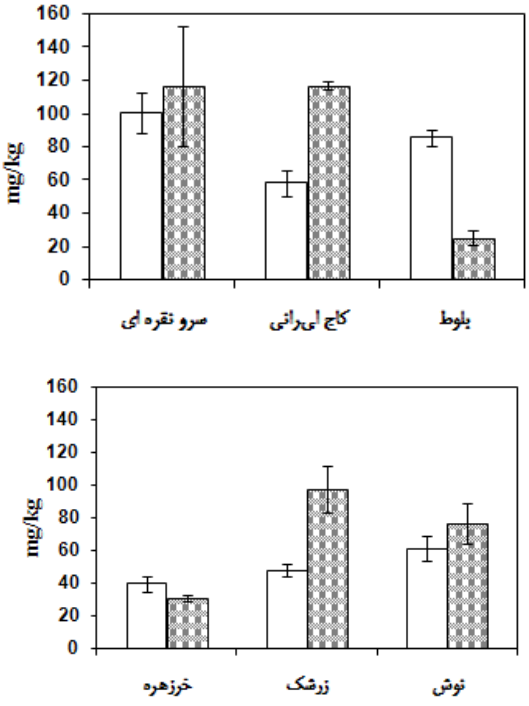
همان‌طورکه روند فوق نیز نشان می‌دهد، بیشترین انباشتگی نیکل مربوط به برگ‌های سرو نقره‌ای بوده و با دو گونهٔ دیگر اختلاف معنی‌دار نشان داده است. محتوای نیکل در برگ بلوط به طور معنی‌داری از نیدل‌های کاج بیشتر است. این نتیجه در مقایسه با نتایج به‌دست آمده در ارتباط با عنصر آهن، نشان‌دهندهٔ این واقعیت است که توانایی جذب فلزات توسط گیاهان به نوع عنصر نیز بستگی دارد. محتوای نیکل در پوست بلوط، در محدودهٔ آلودگی این عنصر قرار دارد، اما همان‌طورکه در ارتباط با عنصر آهن نیز مشاهده شد، پوست این درخت از توانایی بالایی برای جذب این عنصر برخوردار نبوده است. توانایی جذب نیکل در پوست کاج و سرو نیز مشابه بوده است.

گونه‌های درختچه‌ای

برخلاف خرزهره که در آن غلظت نیکل در برگ بیش از پوست بوده، در دو گیاه دیگر، پوست کارایی بیشتری برای جذب این عنصر نشان داده و اختلاف در نیروی جذب بین دو بخش هر گونه، در زرشک و خرزهره معنی‌دار بوده است. روند انباشتگی نیکل در اندام درختچه‌ها به صورت زیر است:

در برگ: نوش> زرشک> خرزهره

در پوست: زرشک> نوش> خرزهره



شکل شمارهٔ (۲): میانگین غلظت نیکل در اندام گونه‌های درختی و درختچه ای

الگوی انباشتگی نیکل در درختچه‌ها کاملاً مشابه آهن بوده است. بیشترین انباشتگی این عنصر در برگ‌های فلس مانند گیاه همیشه سبز نوش مشاهده شد و واجد اختلاف معنی‌دار با دو گونهٔ دیگر بود.

میزان انباشتگی نیکل در برگ زرشک بیش از خرزهره ولی اختلاف موجود معنی‌دار نبوده است، علت این پدیده مشابه آنچه در ارتباط با عنصر آهن از نظر گذشت به واسطهٔ تفاوت در خصوصیات برگ این دو گونه بوده است. اما در پوست بیشترین جذب مربوط به زرشک بود که با خرزهره اختلاف معنی‌دار نشان داد ولی با نوش فاقد تفاوت معنی‌دار بود،

این روند با مقایسه شدت ناهمواری در سطح پوست این گیاهان منطقی به نظر می‌رسد.

در ارتباط با ردیابی آلودگی عنصر نیکل در گیاهان نیز گونه‌های همیشه سبز و بویژه درختان توانایی بیشتری نشان دادند. همچنین توانایی نسبتاً بالای پوست زرشک برای ردیابی نیکل در منطقه حایز توجه است.

سرب

سرب به عنوان یکی از آلوده‌کننده‌های اصلی اتمسفر شناخته شده است، به‌طوری‌که توجه زیادی به ارتباط بین مخاطرات بالقوه و غلظت آلوده‌کننده‌های سربی در اتمسفر شهری صورت می‌گیرد.

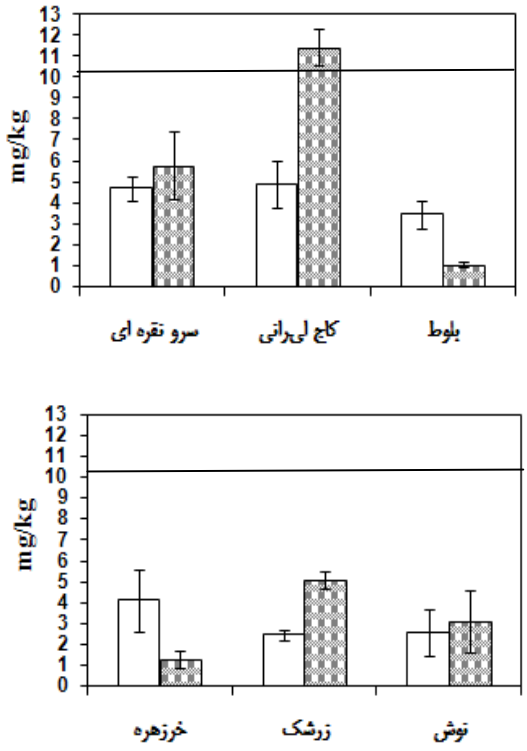
سرب براحتی توسط ریشهٔ گیاهان جذب می‌شود (مقدار جذب بستگی به نوع گیاه دارد)، ولی مقدار بسیار جزئی از آن به اندام هوایی گیاه انتقال می‌یابد (کمتر از ۳ درصد) مقدار طبیعی سرب در برگ گیاهان کمتر از ۱۰ پی پی ام است (Kabata-Pendias, and Piotrowska, 1984) و غلظت‌های بالاتر از این مقدار به معنای آلودگی گیاه با این عنصر است (Melsted, 1973).

برخی دیگر از گزارش‌های نیز حاکی از آن‌است‌که مقدار طبیعی سرب در گیاهان کمتر از ۳ پی پی ام است (Allen, 1989). میانگین غلظت سرب در اندام درختان و درختچه‌ها در شکل شمارهٔ (۳) نشان داده شده است.

به استثنای پوست در کاج، در اندام کلیهٔ گونه‌های مورد مطالعه اعم از درختی و درختچه‌ای، غلظت سرب در محدودهٔ طبیعی این عنصر برای گیاه قرار داشت. ظرفیت سرب موجود در خاک و گیاه با افزایش حجم ترافیک افزایش یافته و با فاصله گرفتن از راههای اصلی کاهش می‌یابد (دبیری، ۱۳۸۶). با توجه به حجم کم تردد وسایل نقلیه در محل مورد مطالعه، نتیجه به‌دست آمده قابل پیش‌بینی است. مقدار سرب در پوست کاج از حد آستانه آلودگی این عنصر در گیاه فراتر بوده و احتمال آلودگی منطقه با سرب را طی سالهای آینده منعکس می سازد.

نتیجه‌گیری

مقایسهٔ نتایج به‌دست آمده در دو بخش خاک و گیاه، درستی فرضیه هوازاد[9] بودن منشأ فلزات مورد مطالعه در گیاهان را تأیید کرد، به‌طوری



شکل شمارهٔ (۳): میانگین غلظت سرب در اندام گونه‌های درختی و درختچه‌ای. خط افقی:حد آستانه آلودگی در گیاهان=۱۰پی پی ام.

که غلظت بالای آهن و نیکل در گیاهان منطقه حاکی از انتشار این فلزات به واسطهٔ فرایند تولید در مجتمع فولاد مبارکه بوده است. ارزیابی و مقایسه نیروی زیست‌ردیابی گونه‌های مورد مطالعه در این منطقه نشان داد که گونه‌های درختی بهتر از گونه‌های درختچه‌ای و گیاهان همیشه سبز بهتر از گیاهان خزان شونده قادرند آلودگی هوا با فلزات آهن و نیکل را ردیابی کنند.

بررسی توانایی انباشتگی آهن و نیکل در اندام گیاهی نشان داد که عواملی چون نوع گونه، خصوصیات ساختاری اندام گیاهی و نوع فلز تأثیر عمده‌ای در میزان جذب این فلزات دارند، اما در بیشتر موارد، پوست گیاهان کاراتر از برگ عمل می‌کنند.

بررسی نتایج نشان داد که برگ بلوط بخوبی آلودگی آهن و نیکل را منعکس کرده، اما پوست این گیاه شاخص مناسبی برای ردیابی فلزات

مورد مطالعه نیست. همچنین گیاه خرزهره شاخص مناسبی برای ردیابی آلودگی آهن در منطقهٔ مورد مطالعه به نظر نمی‌رسد.

یادداشت‌ها

1-Dry deposition
2-Wet deposition
3-Cupressus Arizonica
4-Pinus Eldarica
5-Quercus Brantii
6-Nerium Oleander
7-Berberis Vulgaris
8-Thuja Orientalis
9-Airborne

منابع مورد استفاده

دبیری، م. ۱۳۸۶. آلودگی محیط زیست (هوا–آب–خاک–صوت). انتشارات اتحاد. ۳۹۹ صفحه.

حاج رسولیها، ش.، ح. امینی، م. هودجی و پ. ، نجفی. ۱۳۸۵. زیست‌ردیابی آلودگی هوا و خاک در منطقهٔ اصفهان. پژوهش در علوم کشاورزی. جلد دوم. شمارهٔ دوم. صفحات ۳۹ تا ۵۴.

هودجی، م. و ا. ، جلالیان. ۱۳۸۳ (الف). پراکنش آهن، روی و سرب در خاک و محصولات کشاورزی در منطقهٔ استقرار مجتمع فولاد مبارکه. مجلهٔ محیط شناسی (مجموعه پژوهش‌های محیط زیست).شمارهٔ ۳۶. صفحات ۱۵ تا ۲۶.

هودجی، م. و ا. ، جلالیان. ۱۳۸۳(ب). پراکنش نیکل، منگنز و کادمیوم در خاک و محصولات کشاورزی در منطقهٔ استقرار مجتمع فولاد مبارکه. مجلهٔ علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی. شمارهٔ سوم. صفحات ۵۵ تا ۶۷.

Akosy,A. and U., Sahin. 1999. Elaeagnus angustifolia L. as a Biomonitor of Heavy Metal Pollution. J. of Botany. 23:83-87.

Allen,S.E. 1989. Chemical Analysis of Ecological Materials, second ed. Blackwell Scientific Publications, London.

Berlizov,A.N. and et al. 2007. Testing applicability of black poplar (Populus nigra L.) bark to heavy metal air pollution monitoring in urban and industrial regions. J. Science of the Total Environment. 372:693-706.

Calzoni,G.L. and et al. 2007. Active biomonitoring of heavy metal pollution using Rosa rugosa plants. Environ. Pollut. 149:239-245.

Chapman,H.D. , P.F.,Pratt. 1961. Methods of analysis for soils, plants and water. Univ. California, Berkeley, CA, USA.

Deboudt,K., P., Flement, and M. ,Bertho. 2004. Cd, Cu, Pb and Zn concentration in atmospheric wet deposition at a coastal station in western Euroup. Water, Air, and soil pollution. 151:335-359.

FAO. 1974. The Euphrates Pilot Irrigation Project. Methods of soil analysis, Gadeb Soil Laboratory (Alaboratory manual). Food and Agriculture Organization, Rome, Italy.

Gee,G.W. and J.W., Bauder.1986. Particle size analysis. Pp.383-411. In: A. Klute(ed.)Methods of soil analysis. Part 1-(2nd-ed) Agron. Mongr.9. ASA and SSSA, Madison, WI.

Herrick,G. and T.,Friedland.1990. Patterns of trace metal concentrations and acidity in mountain forest soils of northeastern US. Water-Air -Soil Pollut. 53: 151-157.

Kabata-Pendias,A. and M.,Piotrowska. 1984. Zanieczyszczenie Glebi Roslin Uprawnych Pierwiastkami Sladowymi. CBRopracowanie problemowe, Warszawa, Poland.

Kabata-Pendias,A. and S., Dudka. 1991. Trace metal contents of Taraxacum officinale (dandelion) as a convenient environmental indicator. Environ. Geochem. Health. 13:108-113.

Karaca,A. 2004. Effect of organic wastes on the extractability of cadmium, copper, nickel, and zinc in soil. Geoderma 122: 297-303.

Krommer,V., and et al. 2007. Monitoring atmospheric pollutants in the biosphere reserve Wienerwald by a combined approach of biomonitoring methods and technical measurements. Chemosphere. 67:1956-1966.
Lindsay,W.L. and W.A.,Norvell. 1978. Development of a DTPA test for zinc,iron, manganese, and copper. Soil Science Society of America Journal 42: 421-428.

Logan,T.J. and R.L.,Chaney. 1993. Utilization of municipal waste water and sludge on land-metals. P.235-326. In: A.L. Page, T.L. Gleason. III, J.E. Smith, Jr. I.K. Iskandar, and L.E. Sommers(eds.). Proceding of the 1983 workshop on utilization of municipal waste water and sludge.

Melsted,S.W. 1973. Soil-plant relationship (some practical consideration in waste management). In: Proceedings Joint Conference on Rwcycling Municipal Sludges and Effluents on Land. University of Illinois, Urbana.

Mc Bride,M.B. 1995. Toxic metal accumulation from agricultural use of sludge: Are USEPA regulations Protective. J. Environ.Qual. 24:5-18.

Nelson,D.W. and L.E.,Sommers. 1982. Method of soil analysis. Part2: Chemical and Micribiological Properties 2nd ed. Soil Sci. Soc. Amr. Inc. Publisher. Madison, Wisconsis P: 570-573.

Pacheco,A.M.G., and et al. 2008. Elemental levels in tree-bark and epiphytic-lichen transplants at a mixed environment in mainland Portugal, and comparisons with an in situ lichen. Environmental Pollution. 151:326-333.

Pais,I.J. and Jr. B. Jones,. 1997. The hand book of trace elements. Publishing by : St. Luice press Boca Raton Florida.

Pretuzzelli, G. 1989. Recycling wastes in agriculture: heavy metals bioavailability. Agriculture Ecosystems & Environment 27: 493-503.

Pyatt,F.B. 1999. Comparison of foliar and stem bioaccumulation of heavy metals by Corsican pines in the Mount Olympus area of Cyprus, Ecotoxicol. Environ. 42: 57-61

Rhoades,J.D. 1982. Cation exchange capacity. P. 149-157. In A.L. Page (ed.), Methods of soil analysis, Agron. No. 9, Part2: Chemical and mineralogical properties. Am. Soc. Agron., Madison, WI, USA.

Ross,S.M. 1994. Toxic metals: fate and distribution in contaminated ecosystems. In: Ross, S.M. (Ed.), Toxic metals in Soil-Plant Systems. John Wiley, Chichester, pp. 189-243.

Rossini Oliva,S. , M.D.,Mingorance. 2006. Assessment of airborn heavy metal pollution by aboveground plant parts. Chemosphere 65: 177-182.

Samecka-Cymermann,A., G., Kosior, and A.J., Kempers. 2006. Comparison of the moss Pleurozium schreberi with needles and bark of Pinus sylvestris as biomonitors of pollution by industry in Stalowa Wola (southeast Poland). Ecotoxicol Environ Saf 62:177–82.

Sanka, M. and et al. 1995. Sources of soil and plant contamination in an urban environment and possible assessment methods. Intern. J. Environ.Anal.Chem., 59:327-343.

Schilling,J.S. , M.E.,Lehman. 2002. Bioindication of atmospheric heavy metal deposition in the southeastern US using moss Thuidium delicatulum. Atmosph.Environ. 36:1161-1618.

Soon,Y.K. ,S.,Abboud. 1993. Cadmium, Chromium, Lead and Nickel, Soil sampling and Method of Analysis. Lewis publishers. P: 103-107.

Suchara,I. and H.,Zechmeister. 2004. Mosses, Epiphytic lichens and Tree Bark as biomonitor for air pollutants – Spesifically for heavy metals in regional surveys.

Tanhan,P. and et al. 2007. Uptake and accumulation of cadmium, lead and zinc by Siam weed (Chromolaena odorata (L.) King & Robinson). Chemosphere 68: 323-329.

Zufiaurre,R., and et al. 1998. Speciation of metals in sewage sludge for agricultural use. Analyst 123: 255-259.