اثر کانی‌های زئولیت، بنتونیت و سپیولیت بر جذب عناصر سنگین توسط گیاه آفتابگردان

نسترن اسماعیل‌پور فرد[۱*]، جواد گیوی[۱] و سعداله هوشمند[۲]

(تاریخ دریافت: ۲۱/ ۸/ ۱۳۹۲ ؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۲/۱۰/۹)

چکیده

استخراج فلزات از معادن و فعالیت‌های صنعتی و کشاورزی به مقدار قابل توجهی سبب آلودگی خاک‌ها به فلزات سنگین شده‌اند. یکی از روش‌های کنترل این آلودگی، استفاده از کانی‌های جاذب است. هدف تحقیق حاضر، مقایسه اثر کانی‌های جاذب (بنتونیت، زئولیت و سپیولیت) بر انتقال عناصر سنگین (سرب، روی و کادمیم) به بافت‌های گیاه آفتابگردان است. تیمارها عبارت بودند از: خاک غیر آلوده به عناصر سنگین، خاک آلوده به عناصر سنگین، خاک آلوده به عناصر سنگین مخلوط با کانی بنتونیت، خاک آلوده به عناصر سنگین مخلوط با کانی زئولیت و خاک آلوده به عناصر سنگین مخلوط با کانی سپیولیت. هر نوع خاک در یک گلدان قرار داده شد و گیاه آفتابگردان در آن‌ها کشت گردید. پس از ۷۰ روز، گیاهان برداشت شدند و مقدار عناصر سنگین در آنها اندازه‌گیری شد. نتایج نشان داد که جذب فلزات از خاک غیرآلوده نسبت به سایر خاک‌ها خیلی کمتر بوده و خاک آلوده به عناصر سنگین مخلوط با کانی سپیولیت، باعث افزایش جذب کادمیم و روی به ترتیب به میزان ۰/۳۷ و ۷/۱۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم توسط گیاه گردید. البته این افزایش جذب نسبت به جذب در سایر تیمارها تفاوت معنی‌داری نشان نداد. کانی زئولیت، جذب روی و کادمیم را به‌ترتیب به میزان ۱۲ و ۰/۲۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم و کانی بنتونیت، جذب سرب را به اندازه ۳/۰۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم، بدون اختلاف معنی‌دار با جذب در سایر تیمارها، کاهش دادند. جذب روی در اندام‌های هوایی گیاه حدود ۱۲/۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم بیشتر از جذب آن در ریشه بود. بر عکس، ریشه‌ها بیش از اندام‌های هوایی، کادمیم و سرب را جذب کردند. علی‌رغم مقدار زیاد فلزات سنگین مورد مطالعه در خاک‌های آلوده، قدرت قابل توجه آفتابگردان برای جذب و ظرفیت جذب زیاد کانی‌های مورد استفاده، به‌علت رسوب فلزات سنگین مورد مطالعه در خاک، میزان جذب این فلزات توسط آفتابگردان و جذب آن‌ها در سطح کانی‌ها خیلی کم بود.

واژه‌های کلیدی: آلودگی خاک، فلزات سنگین، ظرفیت جذب

مقدمه

یکی از مشکلات دنیای امروز، آلودگی محیط‌زیست به فلزات سنگین است. این فلزات از منابع مختلفی منشأ می‌گیرند. وجود کانسارها و منابع غنی فلزات سنگین در طبیعت نه تنها باعث افزایش بیش از حد غظت آنها در محیط‌زیست (خاک و آب) اطراف معادن می‌گردند، بلکه در حین استخراج، حمل و فرآوری منابع فلزی، مقداری از این عناصر پراکنده شده و آلودگی‌های زیست‌محیطی را به همراه دارند.

تعدادی از این عناصر مانند مس، منگنز و روی در غلظت‌های کم برای زنجیره غذایی انسان و سایر موجودات ضروری و به‌عنوان عناصر کم‌نیاز شناخته شده‌اند. اما مقادیر زیاد این عناصر می‌تواند خطرات جدی را برای کل چرخه حیات طبیعی به‌دنبال داشته باشد. عناصر سنگینی مانند کادمیم، سرب و جیوه برای حیات انسان و رشد گیاه غیرضروری بوده و به‌عنوان عناصر سمی شناخته شده‌اند (۱۲، ۳۲ و ۳۴). حد سمیت روی، سرب و کادمیم موجود در گیاه برای انسان،

۱. گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهرکرد

۲. گروه اصلاح نباتات، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهرکرد

*: مسئول مکاتبات، پست الکترونیکی: n.smaeilpour@yahoo.com

به‌ترتیب بیش از ۲۰۰، ۵ و ۰/۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم و مقدار این عناصر در گیاهان آلوده به ترتیب ۴۰۰-۱۰۰ ، ۳۰۰-۳۰ و ۳۰-۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم است (۸ و ۳۸). مقدار متوسط روی در خاک‌های طبیعی حدود ۳۰ - ۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم است (۳).

کادمیم یکی از سمی‌ترین فلزات است که به‌عنوان محصول فرعی از تصفیه روی به‌دست می‌آید و بیشتر خصوصیات آن شبیه روی است (۱۱ و ۱۶). حداکثر مقدار مجاز کادمیم در خاک‌ها ۲-۱/۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم است (۳۸). سرب نیز عنصری فوق‌العاده سمی است. مقدار کل آن در خاک‌ها به‌طور متوسط ۱۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم گزارش شده است. این مقدار در خاک‌های آلوده به سرب به بیش از ۱۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم می‌رسد (۲۵). میانگین غلظت سرب در خاک‌های منطقه اصفهان حدود ۲۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم گزارش شده است (۹). سهولت جذب سرب توسط ریشه گیاهان بستگی به نوع گیاه دارد (۲۶). سرب شدیداً برسطح ذرات رس و رسوبات جذب می‌گردد و بدین ترتیب برای گیاهان و موجودات آبزی غیر قابل استفاده می‌شود (۱۷). براساس تحقیقات چینی و همکاران (۱۴)، عناصری مانند تیتانیوم، جیوه، نقره، سرب، سیلیسیم، کروم و فلوئور نامحلولند و در گیاهان تجمع نمی‌یابند و گروهی از عناصر مثل آهن و آلومینیوم جذب ریشه می‌شوند، ولی در درون ریشه نامحلول شده و انتقال آن‌ها به اندام‌های هوایی محدود می‌گردد.

گیاه آفتابگردان ظرفیت بالقوه‌ای جهت جذب و استخراج عناصر سنگین از خاک دارد (۴). بنا به نظر گلچین و همکاران (۶)، قدرت جذب، تولید بیومس و سرعت رشد آفتابگردان (*Helianthus annuus* L.) به‌قدری زیاد است که از آن به عنوان روشی برای اصلاح خاک‌های آلوده به فلزات سنگین استفاده می‌شود. آفتابگردان قادر به تجمع فلزاتی نظیر سلنیم، مس، کادمیم، سرب، روی، اورانیم، نیکل و آرسنیک در بافت‌های خود می‌باشد (۵). گیاهانی مانند آفتابگردان، خردل هندی، تنباکو، چاودار و ذرت قادر به جذب سرب، کادمیم، مس، نیکل و روی از فاضلاب هستند. آلاینده‌ها در ریشه‌های این گیاهان رسوب می‌کنند. در میان این گیاهان، آفتابگردان بیشترین قدرت و توانایی جذب را دارد (۱ و ۲۳). در یک آزمایش گلدانی به‌منظور بررسی قابلیت جذب سرب از خاک آلوده به سرب توسط سه گیاه یونجه، آفتابگردان و ذرت مشخص شد که گیاه آفتابگردان نسبت به ذرت و یونجه از توانائی بالاتری جهت حذف سرب از خاک برخوردار است (۷).

کانی‌های رسی مونت‌موریلونیت، ورمیکولیت، آلوفان، کائولینیت، بنتونیت و ایلیت به علت دارا بودن بار الکتریکی منفی و ظرفیت تبادل کاتیونی، به‌عنوان جاذب فلزات سنگین مورد استفاده قرار می‌گیرند و قادرند عناصر سنگین را جذب و از دسترس گیاه خارج سازند (۳۷). کانی‌های رسی درجه آلودگی‌ها را از طریق جذب و جذب سطحی کنترل می‌کنند. فراوانی کانی‌های رسی در رسوبات باعث تحرک کم فلزات سنگین در این محیط‌ها شده است (۲). زئولیت‌ها و بنتونیت‌ها به‌علت سطح ویژه و ظرفیت تبادل کاتیونی زیاد، هزینه کم و دسترسی فراوان، به‌عنوان موادی مؤثر جهت کاهش جذب فلزات سنگین در خاک‌های آلوده شناسایی شده‌اند (۱۹). کرول و همکاران (۳۶)، تثبیت فلزات سنگین و کاهش آلودگی خاک‌های آلوده توسط مواد زئولیتیک را گزارش کردند. مطابق با تحقیقات گوپتا و کریشنا (۲۰) و سورج و همکاران (۴۱)، بنتونیت و مونت‌موریلونیت برای جذب و خارج‌سازی فلزات سنگین از محلول‌های آبی استفاده می‌شوند. مهابادی و همکاران (۳۰)، کاهش قابل ملاحظه غلظت کادمیم قابل جذب در خاک را پس از اضافه کردن زئولیت به خاک گزارش دادند. جوورک (۲۱)، گزارش کرد که افزودن زئولیت به خاک آلوده به سرب سبب کاهش میزان سرب در گیاه و نهایتاً کاهش سرب در زنجیره غذایی می‌شود. کلر و همکاران (۲۷)، نشان دادند که افزایش ۱٪ زئولیت به خاک، مقدار سرب در برگ‌های گیاه تنباکو را به‌طور معنی‌داری کاهش داد. طبق نتایج پانوچیو و همکاران (۳۵)، کادمیم جذب شده توسط زئولیت عمدتاً به‌صورت غیر تبادلی بوده، اما قسمت اعظم کادمیم و سرب جذب شده در سطح بنتونیت به شکل تبادلی است. فلزات سنگین به فرم تبادلی متحرک و قابل دسترس برای گیاهان هستند (۳۲).

جدول ۱. خصوصیات فیزیکی و شیمیایی و مقادیر عناصر سرب، روی و کادمیم نمونه‌های خاک آلوده و غیرآلوده

نمونه خاک	رس	سیلت	شن	بافت	pH	EC	مواد آلی	گچ	کربنات کلسیم معادل	روی	سرب	کادمیم
	(٪)					(dS/m)	(٪)			(mg/kg)		
آلوده	۲۰	۲۱	۵۹	لوم رسی شنی	۸/۴	۰/۴	۰/۸	۱/۸	۶۵	۸۹۰	۵۱۶	۲/۴
غیر آلوده	۴	۳۰	۶۵	لوم شنی	۸/۳	۲/۵	۰/۱	۸/۸	۳۴	۸۳	۷	۰/۱

در این تحقیق، به مطالعه و مقایسه تأثیر کانی‌های جاذب در کنترل و کاهش جذب عناصر سنگین توسط گیاه آفتابگردان پرداخته شده است.

مواد و روش‌ها

جهت بررسی و مطالعه نقش کانی‌های جاذب در کاهش آلودگی فلزات سنگین در خاک، آزمایشی گلدانی در قالب طرح کاملاً تصادفی با سه تکرار در گلخانه تحقیقاتی دانشگاه شهرکرد انجام شد. برای کشت آفتابگردان، دو نوع خاک انتخاب و خصوصیات فیزیکی و شیمیایی (۱۰) و همچنین مقدار کل عناصر سرب، روی وکادمیم آنها با روش اسپوزیتو و همکاران (۴۰) تعیین شد. یک نمونه از خاک‌های آلوده نزدیک معدن سرب و روی تپه سرخ در جنوب غربی شهرک سپاهان شهر اصفهان و نمونه‌ای دیگر از خاک غیر آلوده شمال شهرک مذکور به‌صورت نقطه‌ای جمع‌آوری گردید. خاک غیر آلوده به عناصر سنگین، به‌عنوان یک نمونه شاهد جهت مقایسه با شاهد دیگر (خاک آلوده به عناصر سنگین) از نظر تأثیرشان بر میزان جذب فلزات توسط گیاه استفاده شد. جهت بررسی نقش کانی‌های جاذب، از کانی‌های بنتونیت نائین، زئولیت سمنان و سپیولیت یزد استفاده شد. غلظت کل و قابل جذب سرب، روی و کادمیم کانی‌ها توسط روش طیف سنجی جذب اتمی (۱۳) و ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC) آن‌ها با استات سدیم (۱۰) اندازه‌گیری شد. ناخالصی‌ها و نوع کانی نمونه‌های پودری (با جهت‌گیری تصادفی) زئولیت و سپیولیت و نمونه‌های جهت‌دار شده سپیولیت و بنتونیت با روش اشعه ایکس مورد مطالعه قرار گرفت (۲۹). بجز در تیمارهای شاهد، کانی‌های مذکور با نسبت ۵٪ وزنی با ۶ کیلوگرم خاک آلوده در هر گلدان به‌صورت یکنواخت مخلوط گردید. تیمارها شامل نمونه‌های خاک غیر آلوده، خاک آلوده، خاک آلوده+ بنتونیت، خاک آلوده+ زئولیت و خاک آلوده+ سپیولیت در سه تکرار تهیه گردیدند. پس از آماده‌سازی بستر گلدان‌ها، ۴ بذر آفتابگردان در هر گلدان کشت و پس از استقرار بوته‌ها، دو بوته از گیاهان را نگه داشته و مابقی حذف شدند. گلدان‌ها با فواصل زمانی ۲ روز یکبار در هفته‌های اول با آب شهری آبیاری شدند. پس از ۷۰ روز، برداشت انجام شد و بخش هوایی و ریشه‌ها از هم تفکیک و کاملاً شسته شده و هر یک جداگانه در پاکت‌های کاغذی و در آون به مدت ۴۸ ساعت در دمای ۷۰ درجه سلسیوس خشک شدند. سپس، مقادیر عناصر سرب، روی و کادمیم نمونه خشک ریشه و بخش هوایی با استفاده از روش سوزاندن و هضم در اسید کلریدریک و توسط دستگاه جذب اتمی (مدل GBC 932 plus) تعیین گردید (۱۵). تجزیه واریانس اطلاعات حاصل و مقایسه میانگین‌ها به منظور بررسی وجود و یا عدم وجود اختلافات معنی‌دار بین تیمارها با استفاده از آزمون LSD در سطح احتمال ۵٪ توسط نرم‌افزار SAS انجام شد.

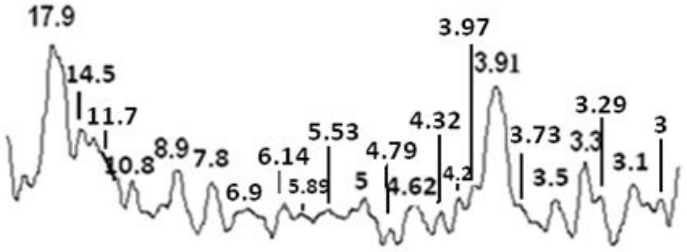
نتایج و بحث

خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک‌ها

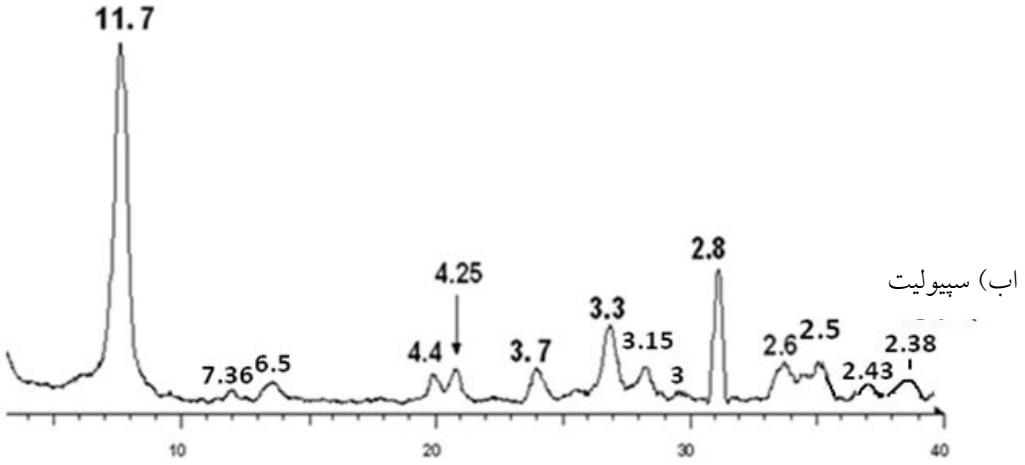
خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک‌های مورد استفاده و همچنین مقدار عناصر سرب، روی و کادمیم نمونه‌های خاک آلوده و غیر آلوده در جدول ۱ نشان داده شده است. همانطور که ملاحظه می‌شود، غلظت کل عناصر در خاک آلوده بسیار زیاد می‌باشد.

جدول ۲. مقادیر کل و قابل جذب عناصر سرب، روی و کادمیم و ظرفیت تبادل کاتیونی کانی‌ها

کانی	مقدار	کادمیم	سرب	روی	CEC
		(میلی گرم در کیلوگرم)			(سانتی‌مول بر کیلوگرم)
بنتونیت	کل	۰/۰۲۵	۵/۸	۱۹/۷	۴۲/۳
	قابل جذب	۰	۱/۳	۲/۷	
سپیولیت	کل	۰/۰۷۵	۸/۲	۲۵/۳	۱۳/۰
	قابل جذب	۰	۱/۷	۳/۲	
زئولیت	کل	۰	۶/۳	۱۷/۳	۴۷/۴
	قابل جذب	۰	۰/۷	۰/۶	



الف) زئولیت



اب) سپیولیت

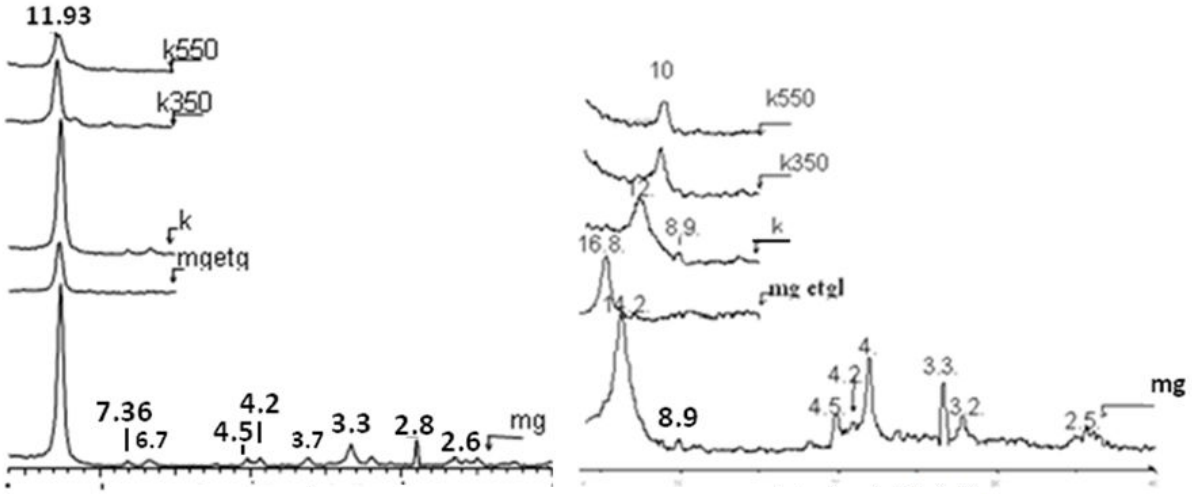
شکل۱. دیفرکتوگرام اشعه ایکس نمونه‌های پودری زئولیت (الف) و سپیولیت (ب)

ویژگی‌های شیمیایی و مینرالوژیک کانی‌های جاذب

برای تعیین میزان خلوص کانی‌های جاذب، غلظت کل و قابل جذب سرب ، روی و کادمیم آن‌ها و جهت تعیین ظرفیت جذبشان، CEC آن‌ها اندازه‌گیری شد (جدول ۲). طبق این آنالیزها، ظرفیت تبادل کاتیونی زئولیت بیشتر از بنتونیت و بنتونیت بیشتر از سپیولیت می‌باشد. میزان سرب و روی کل و قابل جذب در کانی سپیولیت نسبت به دو کانی دیگر تا حدی بیشتر است.

در دیفرکتوگرام نمونه پودری زئولیت (شکل ۱- الف)، پیک‌های ۰/۸۹، ۰/۷۸، ۰/۶۹، ۰/۵۹، ۰/۵، ۰/۴۶۲، ۰/۴۲، ۰/۳۹۷، ۰/۳۹۱، ۰/۳۷۳، ۰/۳۵، ۰/۳۳، ۰/۳۱۵ و ۰/۳ نانومتر متعلق به کانی کلینوپتیلولیت است که یکی از انواع زئولیت می‌باشد (۱۸). سایر پیک‌های نشان داده شده در این دیفرکتوگرام مربوط به ناخالصی‌های نمونه پودری کانی کلینوپتیلولیت می‌باشند.

در دیفرکتوگرام نمونه پودری سپیولیت (شکل ۱- ب)،



ب) سپیولیت جهت‌دار شده　　الف) بنتونیت جهت‌دار شده

شکل ۲. دیفرکتوگرام اشعه ایکس نمونه‌های جهت‌دار شده بنتونیت (الف) و سپیولیت (ب)

پیک قوی ۱/۱۷ و پیک‌های متوسط ۰/۷۳۶، ۰/۶۵، ۰/۴۴، ۰/۴۲۵، ۰/۳۷، ۰/۳۳، ۰/۳۱۵، ۰/۳، ۰/۲۶، ۰/۲۴۳ و ۰/۲۳۸ نانومتر متعلق به کانی سپیولیت می‌باشند (۱۸). پیک‌های ۰/۲۸ و ۰/۲۵ نانومتر، ناخالصی‌های نمونه پودری کانی سپیولیت را نشان می‌دهند.

جهت‌دار کردن نمونه سپیولیت، تغییر چندانی در مقایسه با نمونه پودری، در دیفرکتوگرام آن ایجاد نکرد (شکل ۲- ب). بنابراین، استفاده از نمونه پودری برای شناسایی این کانی کافی است. اشباع‌سازی نمونه سپیولیت با کاتیون‌های منیزیم و پتاسیم و ملکول آلی اتیلن گلیکول نیز بر الگوی پیک‌های آن تأثیرگذار نبود (شکل ۲- ب). حرارت دادن نمونه سپیولیت در ۳۵۰ درجه سلسیوس به مدت ۲ ساعت سبب کاهش شدت پیک ۱/۱۹۳ نانومتر شد. شدت این پیک در دمای ۵۵۰ درجه سلسیوس باز هم کاهش نشان داد (شکل ۲- ب). نمونه بنتونیت جهت‌دار شده و اشباع شده با منیزیم، یک پیک قوی در ۱/۴۲ نانومتر نشان داد که پس از اشباع با اتیلن گلیکول، به ۱/۶۸ نانومتر تغییر یافت (شکل ۲- الف). این تغییر نشان داد که کانی‌های گروه اسمکتیت مهمترین کانی‌های تشکیل‌دهنده بنتونیت هستند. پیک‌های متوسط ۰/۴۲، ۰/۴ و ۰/۳۲ نانومتر بیانگر حضور فلدسپار در نمونه هستند. پیک ۰/۳۳ نانومتر نشان می‌دهد که کانی کوارتز نیز در نمونه وجود دارد.

قابلیت جذب سرب، روی و کادمیم توسط گیاه و کانی‌های جاذب

کانی‌های اصلی حاوی سرب، روی و آهن در معدن سرب و روی تپه سرخ در منطقه مطالعاتی، به‌ترتیب گالن (PbS)، اسفالریت (ZnS) و پیریت (FeS_2) می‌باشند (۲۴). در این معدن، سولفید کادمیم نیز به مقدار خیلی کم همراه با سولفید روی وجود دارد که به عنوان منشأ کادمیم کم خاک‌های مورد مطالعه محسوب می‌شود. سولفید سرب (گالن)، غیرمحلول‌ترین ترکیب سرب است و پس از اکسید شدن در خاک، به اکسید سرب نامحلول تبدیل می‌شود (۳۱). بنابراین، وجود مقدار زیاد این کانی و فرم اکسیدی آن در خاک، تأثیری بر افزایش سرب یونی و قابل جذب در خاک ندارد. اسفالریت از نامحلول‌ترین ترکیبات روی است (۳۱) و پس از اکسید شدن به رسوب اکسید روی تبدیل می‌شود. از این رو، با وجود مقدار زیاد سولفید و اکسید روی در خاک، میزان روی جذب شده توسط گیاه و در سطح کانی‌های جاذب کم می‌باشد. سولفید کادمیم نیز نامحلول‌ترین ترکیب کادمیم می‌باشد (۳۱) و پس از اکسید شدن، به ترکیب نامحلول اکسید کادمیم تبدیل می‌شود (۳۹).

جدول ۳. مقایسه میانگین‌های مقادیر روی، سرب و کادمیم جذب شده توسط گیاه آفتابگردان برای تیمارهای مختلف

تیمار	روی	سرب	کادمیم
	(میلی گرم در کیلوگرم)		
خاک غیر آلوده	۲۹/۴۳c	۱/۱۰c	۰/۴۳c
خاک آلوده	۷۴/۰۵ab	۱۴/۳۲b	۰/۹۰b
خاک آلوده + بنتونیت	۷۴/۳۱ab	۱۱/۲۷b	۱/۰۶ab
خاک آلوده + سپیولیت	۸۱/۲۲a	۱۴/۵۶b	۱/۲۷a
خاک آلوده + زئولیت	۶۲/۰۵b	۲۱/۴۱a	۰/۸۵b

در هر ستون، میانگین‌هایی که حد اقل یک حرف مشترک دارند، از لحاظ آماری اختلاف معنی‌داری در سطح احتمال ۵٪ ندارند.

به‌طور کلی، با توجه به مقدار کم سولفید و اکسید این عنصر در خاک و نبودن یا کم بودن فرم قابل جذب آن در خاک مورد مطالعه، مقدار کادمیم جذب شده توسط گیاه و کانی‌های جاذب بسیار کم بود.

اثر کانی‌های جاذب بر جذب عناصر توسط گیاه

نتایج نشان داد که مقادیر عناصر روی و کادمیم جذب شده توسط گیاه آفتابگردان در خاک آلوده مخلوط با سپیولیت بیشتر از خاک آلوده مخلوط با بنتونیت بود و مقدار این عناصر در دو تیمار مذکور بیشتر از روی و کادمیم جذب شده در خاک آلوده بوده است. روی و کادمیم جذب شده توسط گیاه در خاک آلوده مخلوط با زئولیت نسبت به تیمارهای مربوط به دو کانی دیگر و خاک آلوده کمتر بوده و کانی زئولیت سبب کاهش جذب روی و کادمیم توسط گیاه شده است. برعکس، مقدار جذب سرب توسط گیاه در این تیمار بیش از سایر تیمارها بود. سرب جذب شده توسط گیاه در خاک آلوده مخلوط با سپیولیت نسبت به خاک آلوده بیشتر و این میزان در تیمار خاک آلوده مخلوط با بنتونیت کمتر از خاک آلوده بوده و می‌توان گفت بنتونیت تا حدی توانسته جذب سرب توسط گیاه را کاهش دهد. مقدار عناصر جذب شده توسط گیاه آفتابگردان در خاک غیرآلوده بسیار کمتر از دیگر تیمارها بوده است (جدول ۳).

در تیمار خاک آلوده مخلوط شده با سپیولیت، جذب روی و کادمیم توسط گیاه نسبت به جذب این عناصر در سایر تیمارها بیشترین است. در مورد روی، افزایش جذب در تیمار مذکور، نسبت به تیمارهای خاک آلوده (به میزان ۷/۱۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم) و خاک آلوده مخلوط با بنتونیت (به میزان ۶/۹۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم) معنی‌دار نیست؛ ولی نسبت به تیمار خاک آلوده مخلوط با زئولیت معنی‌دار است. در مورد کادمیم، افزایش جذب در تیمار خاک آلوده مخلوط شده با سپیولیت، فقط نسبت به تیمار خاک آلوده مخلوط با بنتونیت معنی‌دار نیست؛ ولی نسبت به سایر تیمارها معنی‌دار می‌باشد (جدول ۳). ظرفیت تبادل کاتیونی و مقدار روی اندازه‌گیری شده در کانی سپیولیت در مقایسه با دو کانی دیگر به‌ترتیب کمترین و بیشترین بوده است. به این دلایل، بیشترین جذب روی و کادمیم توسط آفتابگردان در تیمار خاک آلوده مخلوط شده با سپیولیت صورت گرفته است. علاوه بر ظرفیت تبادل کاتیونی سپیولیت که کمترین است، بارهای منفی این کانی اغلب وابسته به pH بوده و در اثر ترشح اسید از ریشه گیاه، pH خاک به‌طور موضعی کاهش یافته و در نتیجه ظرفیت تبادل کاتیونی سپیولیت باز هم تقلیل می‌یابد. در نتیجه، جذب عناصر سنگین که به‌صورت کاتیون هستند روی سطوح این کانی کاهش و جذب آن‌ها توسط گیاه افزایش می‌یابد. بیشترین مقدار روی موجود در این کانی نیز بر جذب بیشتر این فلز توسط گیاه تأثیرگذار است. زئولیت مؤثرترین کانی جاذب برای جذب روی و کادمیم بوده و بنتونیت بیشترین مقدار سرب را جذب کرده است. به این دلایل، همان‌گونه که در جدول ۳ ملاحظه می‌شود، گیاه آفتابگردان در تیمار خاک آلوده

جدول ۴. مقایسه میانگین‌های مقادیر روی، سرب و کادمیم جذب شده در بخش‌های هوایی و ریشه گیاه آفتابگردان

اندام گیاهی	روی	سرب	کادمیم
	(میلی‌گرم در کیلوگرم)		
بخش هوایی	۷۰/۳۱a	۴/۷۶a	۰/۷۵a
ریشه	۵۸/۱۱b	۲۰/۳۰b	۱/۰۶b

در هر ستون، میانگین‌هایی که حد اقل یک حرف مشترک دارند، از لحاظ آماری اختلاف معنی‌داری در سطح احتمال ۵٪ ندارند.

مخلوط با زئولیت، کمترین مقدار روی و کادمیم و در تیمار خاک آلوده مخلوط با بنتونیت، کمترین مقدار سرب را جذب کرده است. در اکثر موارد، اثر کانی‌های جاذب بر جذب فلزات سنگین توسط گیاه معنی‌دار نبوده است (جدول ۳). این امر به علت نامحلول بودن تمام ترکیبات سرب، روی و کادمیم موجود در خاک‌های مورد مطالعه می‌باشد. اسیدهای آلی ضعیفی که از ریشه گیاه آفتابگردان ترشح می‌شوند، به علت کم بودن و ضعیف بودن، نمی‌توانند این ترکیبات نامحلول پایدار سرب، روی و کادمیم را به اندازه کافی حل و فلزات آن‌ها را در محیط ریشه آزاد و جذب آن‌ها را توسط گیاه و کانی‌های جاذب افزایش دهند. این در حالی‌است که هم آفتابگردان یک گیاه جاذب بوده و هم کانی‌های استفاده شده جزو کانی‌های جاذب به شمار می‌روند.

اثر بخش هوایی و ریشه گیاه بر جذب عناصر سنگین

طبق نتایج آزمون مقایسه میانگین‌ها و تجزیه واریانس (جدول ۴)، بخش هوایی و ریشه گیاه آفتابگردان در مقدار جذب عناصر روی، سرب و کادمیم اختلافات معنی‌داری در سطح ۵٪ نشان می‌دهند. بخش هوایی گیاه (ساقه و برگ) عنصر روی را به‌علت تحرک زیاد آن، حدود ۱۲/۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم بیش از ریشه جذب کرده است. برعکس، جذب عناصر سرب و کادمیم، به‌علت انتقال محدود این عناصر از ریشه‌ها به بخش‌های هوایی، در ریشه گیاه بیش از ساقه و برگ بوده است. این امر در مورد بعضی از گیاهان علفی و سبزی‌های برگی و غیر برگی نیز مشاهده شده است (۲۸ و ۳۳). انتقال بسیار کم سرب و کادمیم به بخش‌های هوایی ممکن است به این علت باشد که سرب و کادمیم به شکل یون در بافت‌های ریشه حبس شده و با دیواره سلول‌های ریشه پیوند تشکیل می‌دهند (۴۲).

نتیجه‌گیری

کانی سپیولیت به‌علت دارا بودن کمترین مقدار CEC وابسته به pH و بیشترین مقدار روی، در مقایسه با کانی‌های سرب و کادمیم، سبب جذب بیشترین مقدار روی و کادمیم توسط گیاه آفتابگردان در خاک آلوده مخلوط با این کانی شد. کانی زئولیت بیشترین جذب را برای عناصر روی و کادمیم نشان داد و به این علت، در تیمار خاک آلوده مخلوط با این کانی، گیاه آفتابگردان کمترین مقادیر روی و کادمیم را جذب کرد. کانی بنتونیت مؤثرترین کانی در کاهش جذب سرب توسط گیاه آفتابگردان تشخیص داده شد. جذب فلزات روی، کادمیم و سرب توسط آفتابگردان و جذب آنها روی سطوح کانی‌های جاذب قابل توجه نبود. این مسئله به علت نامحلول بودن ترکیبات این فلزات در خاک‌های مورد مطالعه است. به‌علت تحرک زیاد روی، جذب این فلز در اندام‌های هوایی گیاه بیشتر از ریشه‌ها بود. برعکس، تجمع سرب و کادمیم در ریشه‌های گیاه بسیار زیادتر از بخش‌های هوایی بود.

منابع مورد استفاده

۱. تقی زاده، م. و م. کافی. ۱۳۸۷. معرفی تکنولوژی گیاه‌پالایی و گیاه‌پالاینده‌های فضای سبز. سومین همایش ملی فضای سبز و منظر شهری،

سازمان شهرداری‌ها و دهداری‌های کشور، جزیره کیش، صفحات ۳۰۸-۳۱۷.

۲. حمزه، م.ع. ۱۳۸۵. نشانگرهای ژئوشیمیایی و زیست‌محیطی در محدوده شهری کرمان. پایان‌نامه کارشناسی ارشد، دانشگاه شهید باهنر کرمان و مرکز بین‌المللی علوم و تکنولوژی پیشرفته، ۳۸۷ صفحه.

۳. صفاری، م. ۱۳۸۵. بررسی تأثیرات استخراج مواد معدنی در آلودگی محیط‌زیست و بیماری‌های معدنکاران. اولین همایش تخصصی مهندسی محیط‌زیست، دانشکده محیط‌زیست، دانشگاه تهران, ۹ صفحه.

۴. صلحی، م.، م.ع. حاج‌عباسی و ح. شریعتمداری. ۱۳۸۴. بررسی امکان پالایش سرب و روی توسط آفتابگردان و کلزا در یک خاک آلوده اصفهان. نهمین کنگره علوم خاک ایران، مرکز تحقیقات حفاظت خاک و آبخیزداری کشور، تهران.

۵. قربانی زکی، ح.، ع. فروتن و ا. خدادادی. ۱۳۸۹. بررسی گیاهان ابرجاذب فلزات سنگین متناسب با شرایط آب و هوایی کشور. چهارمین همایش تخصصی مهندسی محیط‌زیست، دانشکده محیط‌زیست، دانشگاه تهران, آبان ۱۳۸۹.

٦. گلچین، ا.، ک. آتش‌نما و م. تکاسی. ۱۳۸۵. بررسی نحوه توزیع سرب در اندام‌های مختلف آفتابگردان و کلزا به‌عنوان گیاهان تولیدکننده روغن. همایش خاک، محیط‌زیست و توسعه پایدار، پردیس کشاورزی و منابع طبیعی دانشگاه تهران، کرج، صفحات ۳۰۵ تا ۳۰۶.

۷. محبی، ع.، س. هاروتونیان و ع. معزی .۱۳۸۹. بررسی قابلیت جذب سرب توسط گیاهان ذرت، یونجه و آفتابگردان. چهارمین همایش تخصصی مهندسی محیط‌زیست، دانشکده محیط‌زیست، دانشگاه تهران, آبان ۱۳۸۹.

8. Alloway, B.J. 1990. Heavy Metals in Soils. John Wiley and Sons Inc., New York.
9. Amini, M., M. Afyuni, H. Khademi, K.C. Abbaspour and R. Schulin. 2005. Mapping risk of cadmium and lead contamination to human health in soils of central Iran. Sci. Total Environ. 374: 64-77.
10. Bashour, I.I. and A.H Sayegh. 2007. Methods of Analysis for Soils of Arid and Semi-Arid Regions. American University of Beirut, Lebanon,119 p.
11. Berlin, M. 1985. Handbook of the Toxicology of Metals. Vol. 2, 2nd Ed., Elsevier Science Publishers B.V., London.
12. Bolan, N.S. and V.P. Duraisamy. 2003. Role of inorganic and organic soil amendments on immobilization and phytoavailibility of heavy metals: A review involving specific case studies. Aust. J. Soil Res. 41: 533-555.
13. Carter, M.R. 1993. Soil Sampling and Methods of Analysis. Canadian Society of Soil Science, Lewis Publisher.
14. Channey, R., A. Baker, Y. Malik and J. Brown. 2001. Phytoremediation of soil metals. J. Current Opinion in Biotech. 36: 115-121.
15. Chapman, H.D. and P.F. Pratt. 1961. Methods of Analysis for Soils, Plants and Water. Univ. of Calif., Berkeley, Ca, USA.
16. Correia, P.R.M., E. Oliveirra and P.V. Oliveirra. 2000. Simultaneous determination of Cd and Pb in food stuffs by electrothermal atomic absorption spectrometry. Anal. Chim. Acta 405: 205-211.
17. Dixie, F. 1998. Dangers of Lead Linger. FDA Consumer Magazine, U.S. Food and Drug Administration.
18. Dixon, J.B. and S.B. Weed. 1989. Minerals in Soil Environments. 2nd Edition, SSSA, Madison, WI, USA, 1244 p.
19. Garcia-Sanchez, A., A. Alastuey and X. Querol. 1999. Heavy metal adsorption by different minerals: Application to the remediation of polluted soils. Sci. Total Environ. 242: 179-188.
20. Gupta, S.S. and G.B. Krishna. 2006. Removal of Cd(Π) from aqueous solution by kaolinite, montmorillonite and their poly (oxozirconium) and tetrabutylammonium derivatives. J. Hazard. Mater. B 128: 247-254.
21. Gworek, B. 1992. Lead inactivation in soils by zeolites. Plant Soil 143: 71-74.
22. Hinz, C. and H.M. Selim.1999. Kinetics of Zn sorption–desorption using a thin disk flow method. Soil Sci. 164: 92-100.
23. http://www.keshavarzee.ir/archives/434. keshavarzee, 2011.
24. http://www.ngdir.ir, 2012.
25. Hutzinger, O. 1980. The Handbook of Environmental Chemistry. Springer-Verlag, Berlin.
26. Kabata-Pendias, A. and M. Piotrowska. 1984. Zanieczyszczenie Glebi Roslin Uprawnych Pierwiastkami Sladowymi. CBR Opracowanie Problemowe, Warszawa, Poland.
27. Keller, C., M. Marchetti, L. Rossi and N. Lugon-Moulin. 2005. Reduction of cadmium availability to tobacco (*Nicotiana tabacum*) plants using soil amendments in low cadmium contaminated agricultural soils: A pot experiment. Plant Soil 276: 69-84.
28. Khan, S., L. Aijun, S. Zhang, Q. Hu and Y.G. Zhu. 2008. Accumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons and heavy metals in lettuce grown in the soils contaminated with long-term wastewater irrigation. J. Hazard. Mater. 152:

506-515.
29. Kittrick, J.A. and E.W. Hope. 1963. A procedure for the particle size separation of soils for X-ray diffraction analysis. Soil Sci. 96: 312-325.
30. Mahabadi, A.A., M.A. Hajabbasi, H. Khademi and H. Kazemian. 2007. Soil cadmium stabilization using an Iranian natural zeolite. Geoderma 137: 388-393.
31. Masterson, W.L., E.J. Slowinski and C.L. Stanitski. 1983. Chemical Principles. Alternate Edition, Saunders College Publishing, 791 p.
32. McBride, M.B. 1994. Environmental Chemistry of Soils. Oxford University Press, Inc., New York.
33. Mench, M. and E. Martin. 1991. Mobilization of cadmium and other metals from two soils by root exudates of *Zea mays* L., *Nicotiana tabacum* L. and *Nicotiana rustica* L. Plant Soil 132: 187-196.
34. Merian, E., M. Anke, M. Ihnat and M. Stoeppler. 2004. Elements and Their Compounds in the Environment: Occurrence, Analysis and Biological Relevance. Second Edition, John Wiley and Sons Inc., N.Y.
35. Panuccio, M.R., A. Sorgona, M. Rizzo and G. Cacco. 2009. Cadmium adsorption on vermiculite, zeolite and pumice: Batch experimental studies. J. Environ. Manage. 90: 364-374.
36. Querol, X., A. Alastuey, N. Moreno, E. Alvarez-Ayuso, A. Garcıa-Sanchez, J. Cama, C. Ayora and M. Simon. 2006. Immobilization of heavy metals in polluted soils by the addition of zeolitic material synthesized from coal fly ash. Chemosphere 62: 171-180.
37. Sajidu, S.M.I., I. Persson, W.R.L. Masamba and E.M.T. Henry. 2008. Mechanisms of heavy metal sorption on alkaline clays from Tundulu in Malawi as determined by EXAFS. J. Hazard. Mater. 158: 401-409.
38. Sauerbeck, D.R. and A. Hein. 1991. The nickel uptake from different soils and its prediction by chemical extractions. Water Air Soil Pollut. 57-58: 861-871.
39. Slowinski, E.J. and W.L. Masterson. 1971. Qualitative Analysis and the Properties of Ions in Aqueous Solution. W. B. Saunders Co., 196 p.
40. Sposito, G., L.J. Lund and A.C. Chang. 1982. Trace metal chemistry in arid zone field soils amended sewage sludge: I. Fractionation of Ni, Cu, Zn, Cd and Pb in solid phases. Soil Sci. Soc. Am. J. 46: 260-264.
41. Suraj, G., C.S.P. Iyer and M. Lalithambika. 1998. Adsorption of cadmium and copper by modified kaolinites. Appl. Clay Sci. 13: 293-306.
42. Wang, G., M.Y. Su, Y.H. Chen, F.F. Lin, D. Luo and S.F. Gao. 2006. Transfer characteristics of cadmium and lead from soil to the edible parts of six vegetable species in south eastern China. Environ. Pollut. 144: 127-135