محور مقاله: آلودگی خاک و آب و سلامت محصولات کشاورزی

بررسی تأثیر دیاتومیت بر شکل‌های شیمیایی روی در دو خاک آهکی آلوده

مرضیه پیری[۱*]، ابراهیم سپهر[۲]، عباس صمدی[۳]، خلیل فرهادی[۴]، محمد علیزاده خالد آباد[۵]، مهدی طاهری [۶]

[۱]دانش آموخته دکتری گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه ارومیه

[۲]دانشیار گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه ارومیه

[۳]استاد گروه علوم خاک، دانشگاه ارومیه

[۴]استاد گروه شیمی، دانشگاه ارومیه

[۵]استاد گروه صنایع غذایی، دانشگاه ارومیه

[۶]دانشیار مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی، زنجان

چکیده

توزیع فلزات بین اجزاء جامد و فاز محلول خاک تحرک و زیست فراهمی آن‌ها را مشخص می‌کند. تثبیت فلزات سنگین با استفاده از جاذب‌ها در احیای خاک‌های آلوده به فلزات سنگین یکی از روش‌های کم هزینه و سریع می‌باشد. به منظور بررسی تأثیر دیاتومیت بر توزیع شکل‌های شیمیایی روی در خاک‌ها، آزمایشی بصورت فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی با ۳ سطح دیاتومیت (۰، ۲ و ۵ درصد وزنی) و۴ زمان خوابانیدن (۱، ۲، ۴ و ۸ هفته) در دو خاک آلوده از زنجان در ۳ تکرار انجام گرفت و توزیع روی در زمان‌های مذکور با روش عصاره‌گیری متوالی تسیر و شاخص تحرک (MF) روی نیز تعیین شد. نتایج نشان داد کاربرد دیاتومیت موجب کاهش معنی‌دار ($P \leq 0.01$) روی در بخش‌های تبادلی و کربناتی و افزایش معنی‌دار آن در بخش‌های پیوند با اکسیدهای آهن و منگنز، آلی و باقیمانده نسبت به خاک شاهد شد که بیانگر کاهش بخش قابل دسترس روی با افزایش درصد دیاتومیت است. درنهایت می‌توان نتیجه‌گیری کرد که دیاتومیت به عنوان یک ماده معدنی ارزان می‌تواند در احیاء خاک‌های آلوده به روی موثر باشد.

کلمات کلیدی: دیاتومیت، روی، تسیر، عصاره‌گیری متوالی

مقدمه

فعالیت‌های صنعتی در دهه‌های اخیر و همچنین کشاورزی متمرکز در پاسخ به تقاضای جمعیت در حال رشد، استخراج معادن، تولید پساب و مصرف کودهای شیمیایی منجر به ورود و انباشت فلزات سنگین از جمله کادمیم، سرب، روی و مس در خاک وآب‌ها شده است (Singh و همکاران، ۲۰۰۸). فلزات سنگین به دلیل تجزیه‌ناپذیربودن و آثار زیان‌بار فیزیولوژیک بر جانداران در غلظت‌های کم، اهمّیت ویژه‌ای دارند. میزان سمیت فلزات به عواملی همچون غلظت، شرایط محیطی، زمان تماس و دیگر عوامل فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی بستگی دارد (Alvarez-Ayuso و همکاران، ۲۰۰۳).

فلزات سنگین پس از ورود به خاک، به تدریج بین فاز محلول و فاز جامد خاک و همچنین بین ترکیبات مختلف فاز جامد توزیع می‌شوند. توزیع فلزات در خاک نقشی مهم در میزان تحرک و زیست فراهمی آن‌ها دارد. توزیع مجدد فلزات سنگین در خاک به گونه فلزی، ویژگی‌های خاک، میزان فلز ورودی به خاک و زمان بستگی دارد (Feng و همکاران، ۲۰۰۵). به دلیل پیامدهای منفی آلودگی عناصر سنگین بر سلامت انسان در سال‌های اخیر، زدودن آن‌ها از منابع آبی آلوده و خاک مورد توجه بسیاری از پژوهشگران قرار گرفته است.

جذب سطحی و یا تثبیت فلزات سنگین به وسیله جاذب های ارزان و قابل دسترس یک فناوری سازگار با محیط زیست است که در سالیان اخیر به عنوان عاملی موثر برای از کاهش آلودگی‌های آلی و یون‌های فلزات سنگین از آب و خاک بررسی شده است. برای تعیین شکل‌های شیمیایی فلزات سنگین در خاک و قابلیت زیست فراهمی آن ها برای گیاه، از روش عصاره گیری متوالی استفاده می‌شود (Saffari و همکاران، ۲۰۰۹). در این روش از ترکیبات شیمیایی مختلف نظیر برخی نمک‌ها و اسیدها برای خارج کردن فلز از مکان‌های نگهدارنده استفاده می‌شود و قدرت این عصاره گیرها در

* ایمیل نویسنده مسئول: ma.piri@urmia.ac.ir

مراحل مختلف، مرحله به مرحله افزایش پیدا می‌کند. روش عصاره گیری متوالی (Tessier و همکاران، ۱۹۷۹) در این تحقیق مورد استفاده قرار گرفت، در این روش برای هر فلز پنج شکل مختلف شامل اجزاء محلول و قابل تبادل، پیوندی با کربنات‌های خاک، متصل به اکسیدهای آهن و منگنز، وابسته به مواد آلی و باقیمانده در ساختمان شبکه‌ای کانی‌ها در نظر گرفته می‌شود (Tessier و همکاران، ۱۹۷۹).

دیاتومیت که به عنوان خاک دیاتومه یا (Kieselguhr) هم شناخته می‌شود یک رسوب نرم طبیعی با منشاء زیستی و متخلخل، سازگار با محیط زیست است که اساسا حاوی سیلیکای هیدراته و آمورف، مشابه اوپال یعنی به صورت ($SiO_2.nH_2O$) می‌باشد اما بخشی از آن حاوی آلومینا (آلومینیوم اکسید) است (Hossam، ۲۰۱۰). دیاتومیت معمولا از اسکلت موجودات آبزی به نام دیاتومه (جلبک تک‌سلولی دریایی) تشکیل می‌گردد، که دارای گروه‌های سیلانول زیادی در سطح می‌باشد، این گروه‌های فعال تمایل زیادی برای واکنش با ترکیبات قطبی و سایر گروه‌ها دارند (Bilgin و Tulun، ۲۰۱۵). بیشتر مطالعات مربوط به کاربرد دیاتومیت برای کاهش آلایندگی در محیط‌های آبی صورت گرفته است (Flores-Cano و همکاران، ۲۰۱۳، Caliskan و همکاران، ۲۰۱۱، Wang و همکاران، ۲۰۱۴). تحقیقات کمی در رابطه با بررسی پتانسیل دیاتومیت در حذف یا کاهش آلودگی فلزات سنگین در خاک‌ها و رسوبات انجام گرفته است. Ye و همکاران (۲۰۱۵) نامتحرک سازی سرب، مس و کادمیوم را در خاک‌های اسیدی با استفاده از دیاتومیت با منشاء معادن چین را بررسی کردند، نتایج نشان داد با افزودن ۵٪ دیاتومیت برای ۹۰ روز خوابانیدن میزان عصاره گیری سرب، مس و کادمیوم به ترتیب ۶۷/۷٪، ۴۹/۷٪ و ۲۳/۷ ٪ با استفاده از $CaCl_2$ ۰/۰۱ مولار (بخش مربوط به فلزات قابل دسترس برای ریزجانداران خاک) کاهش یافت. معادن دیاتومیت در بسیاری از مناطق جهان یافت شده و در مقادیر زیاد با کمترین هزینه در دسترس است. در ایران مهمترین نهشته‌های دیاتومیت در ناحیه آذربایجان مشاهده شده است در استان‌های خراسان جنوبی (مرکزیت بیرجند شهرستان سربیشه-بخش مود-روستای اسفزار) و زنجان نیز معادن دیاتومیت وجود دارد. با توجه به سهولت دسترسی و کارایی بالای دیاتومیت در حذف عناصر سنگین از آب‌های آلوده و مطالعات اندک در مورد تثبیت و غیرمتحرک‌سازی فلزات سنگین توسط دیاتومیت در خاک‌ها به ویژه در خاک‌های آهکی، لذا هدف این پژوهش بررسی تأثیر کاربرد دیاتومیت بر توزیع شکل‌های شیمیایی روی در دو خاک آهکی می باشد.

مواد و روش‌ها

نمونه‌برداری از خاک و دیاتومیت

نمونه برداری خاک از خاک‌های آلوده به روی از حوالی معدن انگوران در استان زنجان انجام گرفت. نمونه‌ها هوا- خشک شده و از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شدند. برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی نظیر بافت به روش هیدرومتری، pH و EC در سوسپانسیون ۵:۱ خاک و آب، کربن آلی به روش والکلی و بلک، کربنات کلسیم معادل (CCE) به روش خنثی‌سازی با اسید کلریدریک، ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC) به روش استات آمونیوم یک نرمال، روی قابل دسترس به روش عصاره گیری با DTPA و میزان روی کل در خاک با روش هضم با اسید نیتریک و اسید کلریدریک اندازه‌گیری شد.

در این مطالعه دیاتومیت از شرکت زرین خاک قاین از معدن بیرجند تهیه شد. برخی خصوصیات جاذب از قبیل ساختار کریستالی و اجزای ترکیبی نمونه‌ها از روش پراش سنجی پرتو ایکس[1](Shimadzu 6000)، طیف نگاری فلوئورسانس پرتو ایکس[2](PANalytical CubiX, WD X-Ray fluorescence spectrometry) ساختار شناسی نمونه‌ها با به کارگیری میکروسکوپ الکترونی روبشی[3](SEM, AIS-2100, 5.0 kV, Korea) و ظرفیت تبادل کاتیونی از روش اشباع سازی با استات سدیم (Thomas، ۱۹۸۲) مورد بررسی قرار گرفت. مساحت سطح دیاتومیت با استفاده از روش سریز[4](Al-Degs و همکاران، ۲۰۰۱) اندازه گیری شد.

آزمایش خوابانیدن

به منظور بررسی تأثیر دیاتومیت بر شکل‌های شیمیایی روی در خاک، مقادیر ۰، ۲ و ۵ درصد وزنی (W/W) دیاتومیت به مقدار مشخصی از نمونه خاک‌های هوا خشک شده اضافه شد و پس از مخلوط شدن، نمونه‌ها در ظروف پلاستیکی ریخته شده و نمونه‌ها به مدت ۲ ماه در انکوباتور با

[1] X-ray diffraction (XRD)
[2] X-ray fluorescence (XRF)
[3] Scanning electron microscopy (SEM)
[4] Sears

دمای ۲۵ درجه سانتی‌گراد قرار گرفتند. در طول مدت خوابانیدن، درصد رطوبت نمونه ثابت نگه داشته شد. سپس در زمان‌های ۱، ۲، ۴ و ۸ هفته بعد از خوابانیدن، از هریک از تیمارها مقدار یک گرم از خاک برداشت شده و شکل‌های شیمیایی روی با استفاده از روش عصاره‌گیری متوالی (Tessier و همکاران، ۱۹۷۹) استخراج شد. خلاصه روش عصاره‌گیری متوالی Tessier و همکاران (۱۹۷۹) در جدول ۱ نشان داده شده است.

جدول ۱- خلاصه روش عصاره‌گیری متوالی برای جزءبندی روی (Tessier و همکاران، ۱۹۷۹)

	جزء	عصاره‌گیر	دما (سلسیوس)	زمان (ساعت)
F_1	تبادلی	۸ میلی‌لیتر منیزیم کلرید ۱ مولار (pH=۷)	۲۵	۱
F_2	پیوند شده با کربنات‌ها	۱۰ میلی‌لیتر استات سدیم ۱ مولار (pH=۵)	۲۵	۵
F_3	پیوندشده با اکسیدهای آهن و منگنز	۲۰ میلی‌لیتر $NH_2OH.HCl$ ۰/۰۴ مولار (در اسید استیک ۲۵٪ با pH=۲)	۹۵	۶-۵
F_4	پیوند شده با ماده آلی	۳ میلی‌لیتر HNO3 ۰/۰۲ مولار + ۵ میلی‌لیتر H_2O_2 (۳۰٪ با pH=۲، تغییرpH با اسید نیتریک)	۸۵	۳-۲
		۳ میلی‌لیتر H_2O_2 (۳۰٪ با pH=۲ ، تغییرpH با اسید نیتریک)	۸۵	۳
		۵ میلی‌لیتر استات آمونیوم ۳/۲ مولار (در اسید نیتریک ۲۰٪)	۲۵	۰/۵
F_5	بخش باقیمانده	هضم با اسیدکلریدریک به اسید نیتریک (۳:۱)	۹۵	۰/۵

مقدار شاخص نسبی تحرک فلز یا MF به عنوان نمایه‌ای برای ارزیابی شدت خطرات آلودگی در خاک‌های مورد مطالعه از فرمول زیر محاسبه شد (Sipos, 2009)

$$MF = \frac{F_1+F_2}{F_1+F_2+F_3+F_4+F_5} \times 100$$

که در آن F_1، F_2، F_3، F_4 و F_5 میزان فلز در بخش‌های مختلف روش عصاره‌گیری متوالی مورد استفاده است (جدول ۱). مقدار شاخص تحرک بالا، بیانگر بی‌ثباتی نسبتا بالا و در دسترس بودن بیولوژیکی فلزات سنگین در خاک است.

آزمایش به صورت فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی با ۳ سطح دیاتومیت (۰، ۲ و ۵ درصد) و ۴ زمان خوابانیدن (۱، ۲، ۴ و ۸ هفته) در یک خاک آلوده و در ۳ تکرار انجام گرفت. تجزیه و تحلیل آماری داده‌ها با نرم افزارهای SAS و SPSS و مقایسه میانگین از طریق آزمون LSD در سطح احتمال ۰/۰۱ و ترسیم نمودارها با استفاده از نرم افزار Excel صورت گرفت.

نتایج و بحث

برخی ویژگی‌های جاذب و خاک‌ها

نتایج تجزیه شیمیایی دیاتومیت با استفاده از طیف‌نگار فلوئورسانس پرتوایکس(XRF) در جدول۲ نشان داده شده است. بیشترین ترکیب این جاذب از اکسید سیلیس (SiO_2) تشکیل شده است و شامل درصد کمی از اکسیدهای آلومینیوم، آهن، منیزیم، سدیم، پتاسیم و کلسیم می‌باشند. الگوی XRD و تصویر SEM دیاتومیت گزارش شده است (پیری و سپهر، ۱۳۹۶). مساحت سطح دیاتومیت با استفاده از روش Sears، میزان CEC و pH به ترتیب ۵۵ (متر مربع بر گرم)، ۸۰ (سانتی مول بر کیلوگرم) و ۷/۸ تعیین شد.

جدول ۲- ترکیب شیمیایی دیاتومیت بر اساس نتایج XRF

اجزای‌ترکیب	SiO_2	Al_2O_3	Fe_2O_3	MgO	Na_2O	K_2O	CaO	LOI
مقدار(٪)	۷۳/۲	۱۰/۶	۱/۵	۱/۵	۱/۰	۰/۵	۱/۳	۱/۳

با توجه به ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی ارائه شده خاک‌ها در جدول ۳، خاک‌های مورد مطالعه دارای بافت لوم شنی، و لوم رسی، pH قلیایی و آلوده به کادمیم، سرب روی و مس هستند بطوریکه در هر دو خاک میزان روی بیشتر از حداکثر غلظت مجاز آن‌ها در خاک بر اساس استاندارد آژانس حفاظت از محیط زیست (EPA) (۲۰۱۲) (روی ۲۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم) می‌باشد. هر دو خاک آهکی در حالی که خاک ۲ دارای کربنات کلسیم معادل بالاتری در مقایسه با خاک۱ می‌باشد (جدول ۳).

جدول ۳- برخی ویژگی‌های خاک‌های مورد مطالعه

	رس	سیلت	شن	بافت خاک	pH	EC	Om	CEC	CCE
	٪	٪	٪			dS m^{-1}	٪	meq 100g^{-1}	٪
خاک ۱	۱۲	۲۵	۶۲	لومی شنی	۷/۰۳	۰/۱۵	۰/۵۸	۹/۵۹	۱۳
خاک ۲	۳۱	۴۲	۲۷	لومی رسی	۷/۱۲	۰/۰۳	۱/۶۲	۲۶	۲۲

	DTPA (mg kg^{-1})				(mg kg^{-1}) Total metal			
	Cd	Pb	Cu	Zn	Cd	Pb	Cu	Zn
خاک ۱	۹۹	۸۷۹	۱۲	۲۰۴	۴۷۱	۷۲۶۷	۶۷	۱۶۱۲
خاک ۲	۹	۱۴۴	۸	۱۷۳	۳۲	۱۱۷۵	۲۶	۱۳۶۴

EC: هدایت الکتریکی؛ Om: ماده آلی ؛ CEC: ظرفیت تبادل کاتیونی؛ CCE: کربنات کلسیم معادل؛ DTPA: کادمیم قابل دسترس.

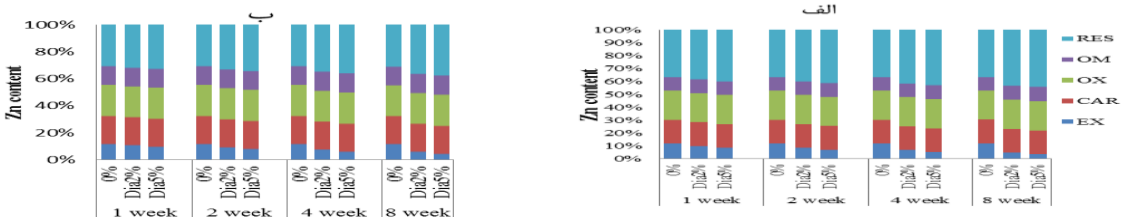
توزیع روی در بخش‌های مختلف تیمار شاهد خاک ۱ بصورت باقیمانده (۳۷٪) > اکسیدی (۲۲٪) > کربناتی (۱۸٪) > تبادلی (۱۲٪) > آلی (۱۰٪) و در خاک ۲ بصورت باقیمانده (۳۱٪) > اکسیدی (۲۳٪) > کربناتی (۲۱٪) > آلی (۱۴٪) > تبادلی (۹٪) بود. نتایج تجزیه واریانس (جدول ۴) نشان داد اثرات اصلی نوع خاک، زمان انکوباسیون و درصد دیاتومیت، همچنین اثرات متقابل خاک، زمان انکوباسیون و درصد دیاتومیت بر توزیع شکل‌های شیمیایی روی در خاک‌ها معنی‌دار بودند. با افزودن دیاتومیت مقدار روی به طور معنی‌داری ($P \leq$۰/۰۱) در بخش تبادلی و کربناتی کاهش و در بخش های اکسیدی، آلی و باقیمانده افزایش یافت (شکل ۱). با افزایش درصد ۵ درصد دیاتومیت در خاک ۱، میزان بخش تبادلی از ۱۹۳ میلی‌گرم برکیلوگرم در تیمار شاهد به ۵۸ میلی‌گرم برکیلوگرم پس از ۸ هفته انکوباسیون کاهش یافت. با افزایش ۵ درصد دیاتومیت در خاک ۲، میزان بخش تبادلی از ۱۶۰ میلی‌گرم برکیلوگرم در تیمار شاهد به ۶۲ میلی‌گرم برکیلوگرم پس از ۸ هفته انکوباسیون کاهش نشان داد.

جدول ۴- نتایج تجزیه واریانس توزیع شکل‌های شیمیایی روی در خاک با نسبت‌های مختلف دیاتومیت

منابع تغییر	درجه آزادی	EX	CAR	OX	OM	RES	pH
تیمار	۲۳	۵۳۹۷**	۱۵۵**	۲۰۰۵**	۲۸۳**	۳۱۸۶۱**	۰/۰۰۸**
خاک	۱	۳۳۰۲**	۳۵۴۰**	۴۵۹۴۳**	۶۰۸۵**	۶۲۶۴۰۱**	۰/۰۴۳**
زمان انکوباسیون	۳	۸۳۱۸**	۳/۶۴**	۵/۸**	۱/۶۰^{ns}	۸۲۹**	۰/۰۰۶**
درصد	۲	۳۹۹۰۱**	۱۲**	۶۰/۹**	۱۷۱**	۳۴۱۷۳**	۰/۰۳۷**
خاک*زمان	۳	۵۰**	۰/۳۲۵**	۰/۱۳۱^{ns}	۱/۲۴^{ns}	۴۶**	۰/۰۰۲**
خاک* درصد	۲	۱۶۱۵**	۰/۳۹۰**	۸/۵۶**	۲/۲۵^{ns}	۱۴۱۸**	۰/۰۱۳**
زمان *درصد	۶	۲۰۹۹**	۱/۱**	۴/۴۳**	۱۱/۱۳**	۱۸۰۷**	۰/۰۰۱**
خاک*زمان*درصد	۶	۱۷**	۰/۲۵۹**	۰/۳۹۵**	۱/۲۱^{ns}	۲۷**	۰/۰۰۰**
خطا	۴۸	۰/۱۱۴	۰/۰۴۸	۰/۰۹۲	۰/۵۵۹	۰/۹۰۸	۴E-۰۰۵
کل	۷۲						

EX: بخش تبادلی؛ CAR: بخش کربناتی؛ OX: بخش پیوند خورده با اکسیدهای آهن و منگنز؛ OM: بخش پیوند خورده با ماده آلی؛ RES: بخش باقیمانده؛ *MF*: شاخص تحرک فلز؛ I_R: شاخص پایداری فلز.

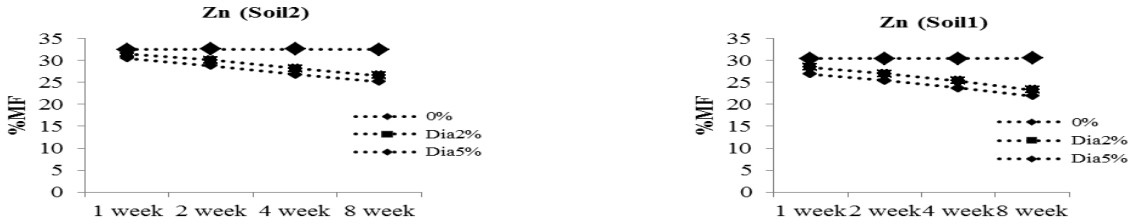
** و ns بترتیب در سطح احتمال ۱ درصد معنی‌دار و بدون معنی می‌باشد.



شکل ۱- توزیع نسبی شکل‌های شیمیایی روی حاصل از عصاره‌گیری متوالی درخاک۱ (الف) و خاک ۲ (ب) با نسبت‌های دیاتومیت (Dia) در زمان‌های مختلف انکوباسیون (Week)

با افزایش ۵ درصد دیاتومیت در خاک ۱، میزان بخش کربناتی از ۲۹۷ میلی‌گرم برکیلوگرم در تیمار شاهد به ۲۹۴ میلی‌گرم برکیلوگرم و در خاک ۲ این بخش از ۲۸۲ میلی‌گرم برکیلوگرم به ۲۸۰ میلی‌گرم برکیلوگرم پس از ۸ هفته انکوباسیون کاهش یافت. میزان بخش باقیمانده بعد از ۸ هفته انکوباسیون از ۵۹۱ میلی‌گرم برکیلوگرم در تیمار شاهد به ۷۱۴ میلی گرم برکیلوگرم در تیمار ۵ درصد در خاک ۱ و از ۴۲۳ میلی‌گرم برکیلوگرم در تیمار شاهد به ۵۱۱ میلی‌گرم برکیلوگرم در تیمار ۵ درصد در خاک ۲ رسید. بخش اکسیدی بعد از ۸ هفته انکوباسیون خاک ۱ از ۳۶۱ میلی‌گرم برکیلوگرم در تیمار شاهد به ۳۶۷ میلی گرم برکیلوگرم در تیمار ۵ درصد دیاتومیت ، و در خاک ۲ از ۳۱۰ میلی‌گرم برکیلوگرم در تیمار شاهد به ۳۱۵ میلی‌گرم برکیلوگرم در تیمار ۵ درصد افزایش یافت. بخش آلی در خاک ۱ از ۳۶۱ میلی‌گرم برکیلوگرم در تیمار شاهد به ۳۶۷ میلی گرم برکیلوگرم در تیمار ۵ درصد و در خاک ۲ از ۳۱۰ میلی‌گرم برکیلوگرم در تیمار شاهد به ۳۱۵ میلی‌گرم برکیلوگرم در تیمار ۵ درصد رسید. نتایج مربوط به تأثیر دیاتومیت بر روی pH خاک در مقاله گزارش شده است (Piri و Sepehr، ۲۰۱۷) که دیاتومیت موجب افزایش pH در خاک ها شده است، افزایش pH موجب افزایش جذب فلز بر روی اکسیدها می‌شود (Gusiatin و Kulikowska، ۲۰۱۵). به طور کلی اکسیدهای آهن و منگنز بی‌شکل تمایل بالایی به روی دارند و در pH های بالا در خاک، روی از بخش تبادلی و کربناتی به بخش پیوند با اکسیدهای آهن و منگنز توزیع می‌شود (Shuman، ۱۹۹۹).

تغییرات مقادیر شاخص تحرک (*MF*) بین نسبت‌های مختلف دیاتومیت و همچنین بین زمان‌های مختلف انکوباسیون در شکل ۲ نشان داده شده است. بیشترین کاهش شاخص تحرک برای عناصر در خاک تیمار شده با ۵ درصد دیاتومیت و در زمان ۸ هفته پس از انکوباسیون مشاهده شد، روی در خاک ۱ به میزان ۲۸ درصد در مقابسه با تیمار شاهد کاهش نشان داد و در خاک ۲ نیز ۲۲ درصد کاهش یافت.



شکل ۲- شاخص تحرک روی در خاک‌ها (MF) برای نسبت‌های مختلف دیاتومیت

نتیجه‌گیری

بررسی توزیع شکل‌های مختلف شیمیایی روی نشان داد که شکل باقیمانده روی، شکل غالب در دو خاک آهکی مورد بررسی با سطح آلودگی متفاوت می‌باشد. کاربرد دیاتومیت موجب کاهش معنی‌دار روی در بخش‌های تبادلی و کربناتی و افزایش معنی‌دار آن در بخش‌های پیوند خورده با اکسیدهای آهن و منگنز، اجزای آلی و باقیمانده نسبت به خاک شاهد شد که نشان دهنده کاهش بخش قابل دسترس روی با افزایش درصد دیاتومیت است بعلاوه میزان شاخص تحرک روی نیز در حضور دیاتومیت در هر دو خاک کاهش یافت. در نهایت می‌توان نتیجه‌گیری کرد که افزودن دیاتومیت به ویژه در سطح بالاتر (۵ درصد) در خاک‌های آلوده به روی منجر به کاهش زیست فراهمی و تحرک روی (بخش‌های محلول به عنوان بخش سهل الوصول) می‌گردد، بنابراین می‌توان از این ماده معدنی قابل دسترس و ارزان برای کاهش خطرات زیست محیطی خاک‌های آلوده به روی استفاده کرد.

منابع

Jordán, A., Zavala, L. M. and Gil, J. 2010. Effects of mulching on soil physical properties and runoff under semi-arid conditions in southern Spain, Catena, 81, 77–85.

Al-Degs, A., Kharasheh, M.A.M. and Tutunji, M.F. 2001. Sorption of lead ions on diatomite and manganes oxides modified diatomite. Water Research, 35, 3724-3728.

Alvarez-Ayuso, E., Garcia-Sanchez, A. and Querol, X. 2003. Purification of metal electroplating waste waters using zeolites. Water Research, 37, 4855–4862.

Bilgin, M. and Tulun, S. 2015. Use of diatomite for the removal of lead ions from water: thermodynamics and kinetics. Biotechnology and Biotechnological Equipment, 29(4), 696-704, DOI: 10.1080/13102818.2015.1039059.

Caliskan, N., Kul, A.R., Alkan, S., Sougut, E.G. and Alacabey. I. 2011. Adsorption of zinc (II) on diatomite and manganese-oxide-modified diatomite: A kinetic and equilibrium study. Journal of Hazardous Materials, 193, 27-36.

Environment Protection Authority of Australia. 2012. Classification and management of contaminated soil for disposal. Information Bulletin 105. Hobart, TAS 7001 Australia.

Feng, M.H., Shan, X.Q., Zhang, S. and Wen, B. 2005. Comparison of rhizosphere-based method with other one-step extraction methods for assessing the bioavailability of soil metals to wheat. Chemosphere, 59(7), 939–949.

Flores-Cano, J.V., Layva-Ramos, R., Padilla-Ortega, E. and Mendoza-Barron, 2013. Adsorption of heavy metals on diatomite: Mechanism and effect of operating variabbles. Adsorption Science and Technology 213(31), 275-291.

Gusiatin, Z.M. and Kulikowska, D. 2015. Influence of compost maturation time on Cu and Zn mobility (*MF*) and redistribution (I_R) in highly contaminated soil. Environmental Earth Sciences, 74(7), 6233-6246.

Hossam, E G.M.M. 2010. Diatomite: Its characterization, modifications and application. Asia journal of materials science 2(3): 121-136.

Piri, M. and Sepehr, E. 2017. The feasibility of using of diatomite for removal of lead and cadmium from aqueous solutions by batch system. 10.22059/ijswr.2017.224958.667613, Iranian Journal of Soil and Water Research. (In farsi)

Saffari, M., Karimian, N., Ronaghi, A., Yasrebi, J. and Ghasemi-Fasaei, R. 2015. Immobilization of Cadmium in a Cd-Spiked Soil by Different Kinds of Amendments. Journal of Chemical Health Risks, 5(3).

Shuman L.M. Wang J. 1997. Effect of rice variety on zinc, cadmium, iron, and manganese content in rhizosphere and non-rhizosphere soil fractions. Common Soil Science and Plant Analysis, 28, 23–36.

Singh, S., Barick, K. C. and Bahadur, D. 2008. Surface engineered magnetic nanoparticles for removal of toxic metal ions and bacterial pathogens. Journal of hazardous materials, 192: 1539–1547.

Tessier, A., Campbell, P.G.C. and Bisson, M. 1979. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace-metals. Analytical chemistry, 51, 844–851.

Thomas, G.W.1982. Exchangeable cations. pp 159-164. In: Page, A. L. et al. (Eds). Methods of Soil Analysis, ASA, SSSA, Madison, WI.Vassileva, P.S., Apostolova, M.S., Detcheva, A.K.

Wang, Y., Lu, Y.F. Chen, R.Z. Ma, L., Jiang, Y. and Wang, H. 2014. Lead ions sorption from waste solution using aluminum hydroxide modified diatomite. Journal of Environmental Protection, 5, 509-516.

Topic for submission: Soil and Water Pollution and Crop Health

Effect of diatomite on chemical fractions of zinc in two contaminated calcareous soils

M Piri[1*], E Sepehr[2], A Samadi[3], Kh Farhadi[4], M Alizadeh Khaledabad[5] M Taheri[6]
[1] Ph.D Graduate Dept. of Soil Sci., Faculty of Agric., Univ. of Urmia
[2] Assoc. Prof., Dept. of Soil Sci., Faculty of Agric., Univ. of Urmia
[3] Prof., Dept. of Soil Sci., Faculty of Agric., Univ. of Urmia
[4] Prof., Dept. of Chemistry Sci., Faculty of Chem., Univ. of Urmia
[5] Prof., Dept. of Food Sci. and Techno., Faculty of Agric., Univ. of Urmia
[6] Assist. Prof., Dept. of Soil and Water, Agricultural and Natural Resources Research Center of Zanjan province

Abstract

The mobility and bioavailability of heavy metals in soils is dependent upon redistribution processes between solid and solution phases. Stabilization of heavy metals by using absorbent in remediation of heavy-metal-contaminated soils is one of the low-cost and fastest methods. In order to study the effect of diatomite on chemical forms of zinc in calcareous soils, a factorial experiment was conducted in a completely randomized design (CRD) with 4 levels of diatomite application in soil (0, 2 and 5 %), 4 levels of incubation time (1, 2, 4 and 8 weeks) and two contaminated soils in three replications. Chemical distribution of zinc in soils was determined using Tessier sequential extraction method and mobility factor (MF) of Zn was calculated during mentioned incubation times. Results showed that application of diatomite significantly ($p \leq 0.01$) decreased the exchangeable and carbonate fractions and increased iron and manganese oxide bound organic and residual fractions in comparison to the control treatment, demonstrating a decrease in the mobility of metal in soils. It is concluded that diatomite as a low-cost amendment can be used for remediation contaminated soils with zinc.

Keywords: Diatomite, Zinc, Tessier, Sequential extraction

[*] Corresponding author, Email: ma.piri@urmia.ac.ir