

مقایسه اسیدهای آلی با وزن مولکولی کم در توصیف آزاد شدن روی در تعدادی از خاک‌های آلوده

صدیقه قاسمی*، علیرضا حسین پور و شهرام کیانی^۱

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۵/۲/۲۵؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۶/۸/۹)

چکیده

سرعت انتقال فلز از فاز جامد به محلول خاک، یک عامل مهم کنترل‌کننده غلظت در محلول خاک و فراهمی آن است. در این پژوهش سرعت آزاد شدن روی در خاک‌های آلوده استان اصفهان با استفاده از محلول‌های اسید سیتریک، اسید اگزالیک و اسید مالیک ۰/۰۱ مولار در دامنه ۲ تا ۵۰۴ ساعت و ارتباط آن با ویژگی‌های خاک مطالعه شد. نتایج نشان داد اسیدهای آلی با وزن مولکولی کم قادر به آزادسازی روی در خاک‌های آلوده بودند. ترتیب روی آزاد شده توسط این اسیدها به صورت اسید سیتریک < اسید اگزالیک < اسید مالیک بود. دامنه تغییرات روی آزاد شده در محلول‌های اسید سیتریک، اسید اگزالیک و اسید مالیک به ترتیب ۲۱۱۷۳-۳۸/۹، ۲۶۷۶۱-۲۵/۲ و ۲۰۶۵۰-۲۵/۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک بود. روی آزاد شده در محلول اسید سیتریک بیشتر از دو اسید دیگر بود. براساس ضرایب تشخیص و خطای استاندارد برآورد معادلات سینتیکی، آزاد شدن روی در خاک‌ها و محلول هر سه اسید به وسیله معادلات مرتبه یک، الوویچ ساده، انتشار پارابولیکی و تابع توانی توصیف شد. نتایج بررسی همبستگی نشان داد، ویژگی‌های آزاد شدن روی با شاخص‌های قابلیت استفاده روی همبستگی معنی‌داری در سطح پنج درصد داشت. برازش مدل رگرسیون چندمتغیره نشان داد که کربنات کلسیم، pH و EC بر روی آزاد شده پس از ۵۰۴ ساعت اثر دارند.

واژه‌های کلیدی: معادلات سینتیکی آزاد شدن، اسیدهای آلی با وزن مولکولی کم، همبستگی

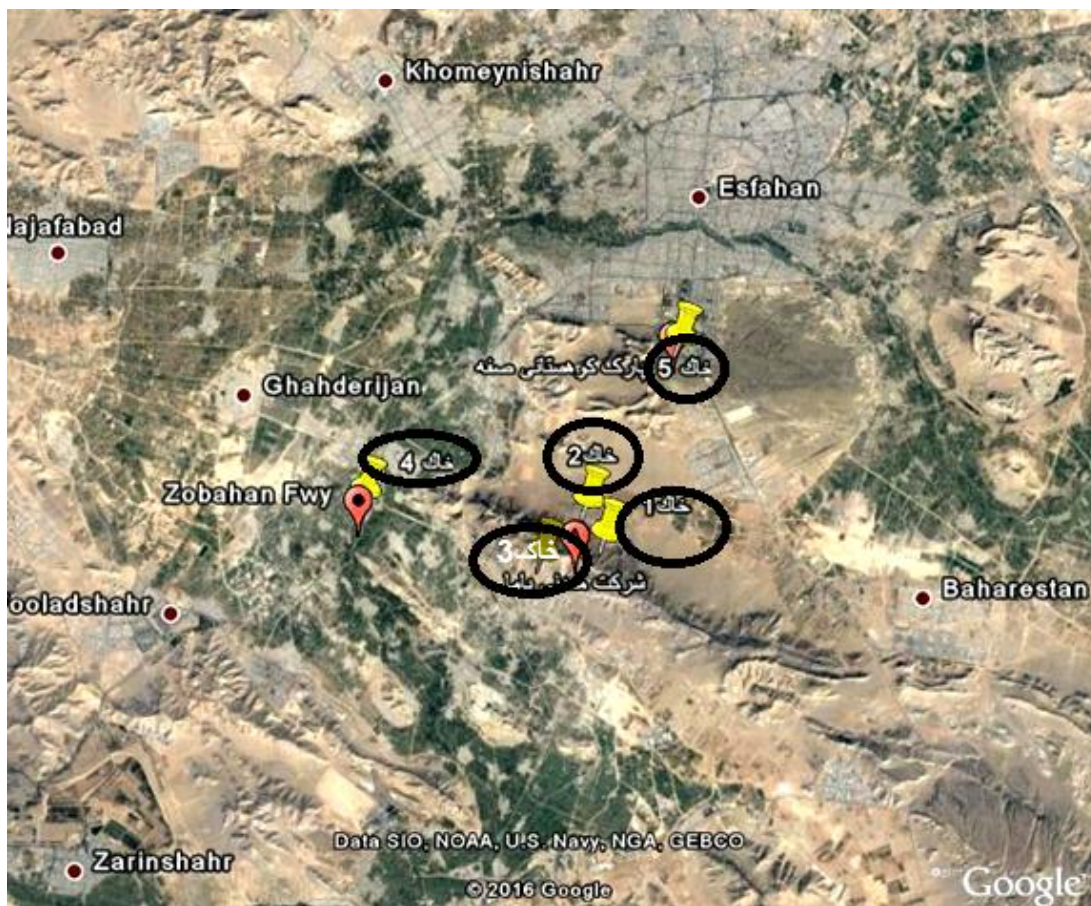
۱. گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهرکرد

*: مسئول مکاتبات: پست الکترونیکی: s.ghasemi.1212@gmail.com

مقدمه

حلالیت اسید آلی، طبیعت و نوع و مکان و تعداد گروه‌های عاملی کنترل می‌شود (۲۴). کوین و همکاران تأثیر اسیدهای آلی با وزن مولکولی کم را بر زمان آزادسازی مس، کادمیم و سرب در دو خاک در چین مورد مطالعه قرار دادند و مشاهده کردند که میزان آزاد شدن این فلزات با کاربرد لیگاندها به ترتیب اسید سیتریک < اسید مالیک < اسید استیک بود و درجه پایداری کمپلکس اسیدهای آلی با وزن مولکولی کم با فلزات به ترتیب $Pb < Cd < Cu$ بود. همچنین نشان دادند که اسیدهای آلی با وزن مولکولی کم، بیشتر از نمک‌های کلرید کلسیم و نترات سدیم قادر به آزادسازی فلزات بودند و عموماً آزادسازی با افزایش زمان کاربرد لیگاندها کاهش یافت. آزاد شدن مس در اثر مولکول‌های آلی با وزن کم از پارامترهای اصلی تأثیرگذار در حرکت مس در خاک است. در ابتدا اسیدهای آلی میزان مس را در سطح محلول خاک افزایش می‌دهند، سپس بین یون‌های مس در سطح خاک و اسیدهای آلی محلول رقابت اتفاق می‌افتد و اسید آلی باعث افزایش آزاد شدن مس می‌شود. میزان مس آزاد شده در اثر کاربرد لیگاندهای آلی در عصاره‌ها به ترتیب سترات < ملات < سوکسینات بود (۱۱). در مطالعه‌ای یانگ و همکاران مشاهده کردند که آزادسازی سرب توسط اسیدهای آلی به ترتیب اسید سیتریک < اسید مالیک < اسید اگزالیک بود. همچنین آزادسازی سرب با افزودن مس و روی به خاک افزایش یافت که این نسبت با کاربرد مس بیشتر از روی بود. چاریدچای و ریتچی با کاربرد صفر تا سه میلی‌مول از لیگاندهای آلی، استات، اگزالات، سترات و سیلیکات آزاد شدن روی را اندازه‌گیری کردند. در غیاب لیگاندهای آلی ۹۵ درصد روی جذب شده بود، اما جذب روی در حضور تمامی لیگاندها به جز سیلیکات کاهش یافت. در مطالعه‌ای توسط لبنسکی و همکاران نیز دیده شد سترات نسبت به EDTA، روی و کادمیم بیشتر و EDTA نسبت به سترات، سرب و مس بیشتری آزاد کرد. سرب و کادمیم نسبت به روی و مس کمپلکس‌های ناهمگنی با سطوح کلوئیدی خاک می‌دهند. این ترکیبات به دلیل ویژگی کمپلکس‌کنندگی آنها از اهمیت ویژه‌ای برخوردارند

یکی از مشکلات اساسی در پاک‌سازی خاک‌های آلوده به فلزات سنگین توسط موجودات زنده و گیاهان، کاهش میزان قابلیت دسترسی و تماس این عناصر سمی در خاک است. روی در خاک در تعداد زیادی از کانی‌ها یافت می‌شود. فعالیت‌های انسانی از جمله تولیدات صنایع و فعالیت‌های کشاورزی در آلودگی روی در خاک نقش به‌سزایی دارند. به‌طور معمول آلودگی شدید روی در خاک بیشتر در لایه سطحی خاک مشاهده می‌شود (۱۶). مناسب‌ترین روش جهت تعیین و برآورد قابلیت استفاده فلزات سنگین خاک از طریق استخراج بخش محلول آنها توسط ترکیبات شیمیایی است (۳۲). دانشمندان از مواد شیمیایی گوناگونی نظیر نترات پتاسیم، کلرید کلسیم، استات آمونیوم، نترات آمونیوم، اسیدهای آلی با وزن مولکولی کم و مواد کلات‌کننده، جهت انحلال و استخراج فلزات سنگین خاک استفاده کرده‌اند (۱۴). لیگاندهای آلی با تشکیل کمپلکس با فلزات و کاهش فعالیت آنها در محلول و آزادسازی آنها از سطح خاک در حلالیت آنها مؤثرند (۱۷). لیگاندهای آلی بسته به شرایط خاک به‌خصوص pH باعث افزایش حلالیت و قابلیت دسترسی فلزات می‌شوند، همچنین با تشکیل کمپلکس‌های سه بعدی باعث کاهش غلظت شکل کاتیونی و آزاد فلز در ناحیه ریشه می‌شوند. اگزالات مترشح از ریشه جذب مس را به دلیل تشکیل کمپلکس اگزالات-مس و جذب آن بر روی سطوح کلوئیدهای خاک کاهش می‌دهد. (۳۵). استفاده از اسیدهای آمینو کربوکسیلیک پایدار مانند اتیلن‌دی‌آمین‌تترااستیک‌اسید (EDTA) در بسیاری از مطالعات مورد بررسی قرار گرفته، همچنین مطالعات زیادی در خصوص استفاده از اسیدهای آلی با وزن مولکولی کم انجام شده است (۱۰). منشأ اسیدهای آلی در خاک تجزیه مواد آلی، ریشه گیاهان و متابولیسم میکروب‌ها است که با توجه به میزان پایداری کمپلکس اسید آلی و فلز بر تحرک و قابلیت دسترسی فلز تأثیر می‌گذارند (۷). کمپلکس فلز با اسیدهای آلی به‌وسیله انتشار کمپلکس از محلول به مکان‌های جذب، زمان تماس کمپلکس با مکان‌های جذب،



شکل ۱. تصویر مناطق نمونه برداری شده

آن به ما بدهد. اگرچه مطالعاتی در مورد سینتیک آزاد شدن روی در خاک‌های آلوده صورت گرفته، اما مطالعه‌ای در مورد مقایسه اسیدهای آلی با وزن مولکولی کم بر میزان و سرعت آزاد شدن روی در خاک‌های آلوده صورت نگرفته است. هدف این پژوهش مقایسه اثر اسیدهای آلی با وزن مولکولی کم بر رهاسازی روی در تعدادی از خاک‌های آلوده بود.

مواد و روش‌ها

این تحقیق با استفاده از پنج نمونه خاک آلوده لایه سطحی (۳۰- سانتی‌متر) نواحی مختلف استان اصفهان، شکل (۱) و جدول (۱) که از نظر درصد رس، کربنات کلسیم و مقدار کل روی تغییرات زیادی داشتند، انجام شد. نمونه‌ها پس از انتقال به آزمایشگاه در هوای آزاد خشک و برای انجام آزمایش‌های فیزیکی و شیمیایی از الک دو میلی‌متری عبور داده شدند.

و نقش مؤثری در حلالیت فلزات سنگین (۲۶) و تحرک مواد غذایی معدنی دارند (۳۸). پژوهش‌های آزاد شدن روی با استفاده از عصاره‌گیرهای مختلفی انجام شده است. سینتیک آزاد شدن روی در تعدادی از خاک‌های آهکی با کاربرد عصاره‌گیر DTPA-TEA توسط غلامی و همکاران (۳)، زاهدی‌فر و کریمیان (۲) و متقیان و حسین‌پور (۲۲) گزارش شده است. یو و کلاروپ (۳۶) نیز سرعت آزاد شدن روی از یک رسوب آلوده شده را با استفاده از EDTA بررسی کرده و نشان دادند که فرایند استخراج روی می‌تواند به وسیله تابع توانی توصیف شود. پژوهش‌های دیگری نیز پیرامون سینتیک آزاد شدن روی در خاک‌های آلوده گزارش شده است (۱ و ۵). با توجه به وجود منابع آلودگی روی در بیشتر نقاط کشور (معدن بامای اصفهان در مطالعات اشرفی)، مطالعه سرعت آزاد شدن روی می‌تواند اطلاعات مفیدی درباره تحرک روی به منظور قابلیت دسترسی

جدول ۱. مشخصات نقاط نمونه برداری شده

شماره خاک	منطقه نمونه برداری	نوع کاربری	طول جغرافیایی (متر)	عرض جغرافیایی (متر)
۱	معدن باما	معدن	۵۵۴۴۱۲	۳۵۹۶۵۳۹
۲	معدن باما	معدن	۵۵۴۲۶۹	۳۵۹۶۴۳۱
۳	حوالی معدن باما	معدن	۵۵۴۳۰۵	۳۵۹۶۶۹۶
۴	حوالی ذوب آهن	صنعتی	۵۳۱۸۸۴	۳۵۸۴۹۳۲
۵	پارک صفه	تفریحی	۵۶۱۴۶۳	۳۶۰۶۷۹۰

جذب اتمی (مدل جی بی سی ۹۳۲) اندازه گیری شد. بعد از جمع آوری داده ها، معادلات مرتبه صفر، مرتبه اول، تابع توانی، انتشار پارابولی و الویچ ساده جدول (۲) بر داده های تجمعی آزاد شدن روی برآزش و براساس ضریب تشخیص (R^2) و خطای استاندارد برآورد (SE)، بهترین معادله تعیین شد. خطای استاندارد برآورد از رابطه (۱) محاسبه شد:

$$SE = \left[\frac{\sum (Zn_t - Zn^*)^2}{n-2} \right]^{1/2} \quad [1]$$

در این رابطه Zn_t و Zn^* به ترتیب مقادیر روی آزاد شده و برآورد شده از مدل برحسب mg/kg و n تعداد مشاهده های آزمایش است.

نتایج و بحث

خصوصیات خاک های مورد مطالعه

ویژگی های فیزیکی و شیمیایی خاک های مطالعه شده در جدول (۳) نشان داده شده است. خاک های بررسی شده در دامنه گسترده ای از نظر ویژگی های فیزیکی و شیمیایی هستند. درصد رس در محدوده ۴۲/۳-۱۲ و درصد کربنات کلسیم در محدوده ۵۷-۱۰ است. میزان کل روی در دامنه ۷۱۲۵۰-۹۳۷ میلی گرم بر کیلوگرم است، که با توجه به مرز سمیت کل روی در خاک (۳۰۰-۱۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم) (۱۶). خاک های بررسی شده در گروه خاک های آلوده قرار می گیرند. میزان روی قابل استفاده با عصاره گیر DTPA-TEA در دامنه ۲۰۲۷-۹۷ میلی گرم بر کیلوگرم و میزان روی محلول از ۱۷-۱۵۳۱/۳ میلی گرم بر

خصوصیات خاک شامل بافت خاک به روش هیدرومتری (۱۳)، قابلیت هدایت الکتریکی (۲۹)، pH (۳۹)، گنجایش تبادل کاتیونی با استات سدیم در pH برابر هفت (۳۳)، کربن آلی به روش اکسایش تر (۲۷)، کربنات کلسیم معادل با روش خنثی کردن کربنات کلسیم با اسید کلریدریک و تیتراسیون اسید اضافی با سود (۲۰)، میزان روی قابل استفاده با DTPA-TEA (۱۸)، میزان روی محلول در عصاره ۲:۱ آب مقطر به خاک و مقدار کل روی با استفاده از هضم با اسید نیتریک چهار مولار (۳۴) تعیین شد.

سرعت آزاد شدن روی در خاک ها با اسیدهای آلی با وزن مولکولی کم به روش عصاره گیری متوالی انجام شد. به این منظور دو گرم خاک با ۲۰ میلی لیتر از محلول های اسید سیتریک، اسید اگزالیک و اسید مالیک ۰/۰۱ مولار را در لوله های سانتریفوژ ریخته و نمونه ها در انکوباتور در دمای ۲۵ درجه سانتی گراد قرار داده شدند. ۱۵ دقیقه قبل از قرار دادن نمونه ها در انکوباتور و ۱۵ دقیقه قبل از پایان هر دوره، نمونه ها به وسیله دستگاه تکان دهنده برقی تکان داده شدند. نمونه ها در زمان های ۲، ۴، ۸، ۲۴، ۴۸، ۷۲، ۹۶، ۱۲۰، ۱۴۴، ۱۶۸، ۳۳۶، ۵۰۴ ساعت بعد از اضافه کردن محلول ها عصاره گیری شدند. بدین منظور سوسپانسیون به مدت دو دقیقه با دستگاه سانتریفوژ با ۳۰۰۰ دور بر دقیقه صاف، محلول رویی جدا و دوباره ۲۰ میلی لیتر از محلول عصاره گیر اضافه و بعد از ۱۵ دقیقه تکان دادن به وسیله دستگاه تکان دهنده برقی نمونه ها به انکوباتور منتقل شدند. روی موجود در عصاره ها با استفاده از دستگاه

جدول ۲. معادلات سینتیکی استفاده شده

منبع	مدل	معادله
(۲۳)	$(Zn_t - Zn_i) = a - K_1 \times t$	مرتبه صفر
(۲۳)	$\ln(Zn_t - Zn_i) = a - K_1 \times t$	مرتبه اول
(۱۵)	$Zn_t = a + Rt^{0.5}$	انتشار پارابولیکی
(۱۵)	$\ln Zn_t = \ln a + b \ln t$	تابع توانی
(۱۵)	$Zn_t = a + 1/\beta \ln t$	الوویچ ساده

در تمامی مدل‌ها Zn_t مقدار روی آزاد شده (mg/kg) بعد از ۵۰۴ ساعت و Zn_i مقدار روی آزاد شده (mg/kg) در زمان t و K_1 ، R ، K_1 ، a ، b و $1/\beta$ ضرایب معادلات هستند.

جدول ۳. برخی از ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک‌ها

pH	EC (dS.m ⁻¹)	CEC (Cmolc.kg ⁻¹)	Zn (mg.kg ⁻¹)			OM	CaCO ₃	Sand (%)	Silt	Clay	شماره خاک
			محلول	قابل استفاده	کل						
۷/۰	۱۷/۰۰	۵/۲	۱۵۳۱	۲۰۲۷/۰	۷۱۲۵۰	۰/۳۲	۱۰/۰	۵۲/۵	۲۵/۹	۲۱/۶	۱
۷/۵	۲/۰۵	۵/۴	۳/۸۰	۱۴۵۱/۵	۳۲۵۰۰	۰/۴۰	۵۷/۰	۵۵/۲	۲۲/۸	۲۲/۰	۲
۷/۱	۰/۴۸	۵/۰	۰/۳۹	۱۴۸/۱	۸۷۱۸	۰/۴۵	۴۹/۵	۴۶/۸	۳۳/۲	۲۰/۰	۳
۷/۴	۲/۱۷	۶/۱	۰/۱۷	۹۷/۰	۹۳۷	۰/۵۲	۳۰/۸	۶۱/۷	۲۶/۲	۱۲/۰	۴
۷/۴	۳/۳۷	۱۰/۰	۰/۲۱	۱۱۱/۳	۱۶۲۵	۰/۹۳	۱۲/۱	۲۴/۶	۳۳/۱	۴۲/۳	۵

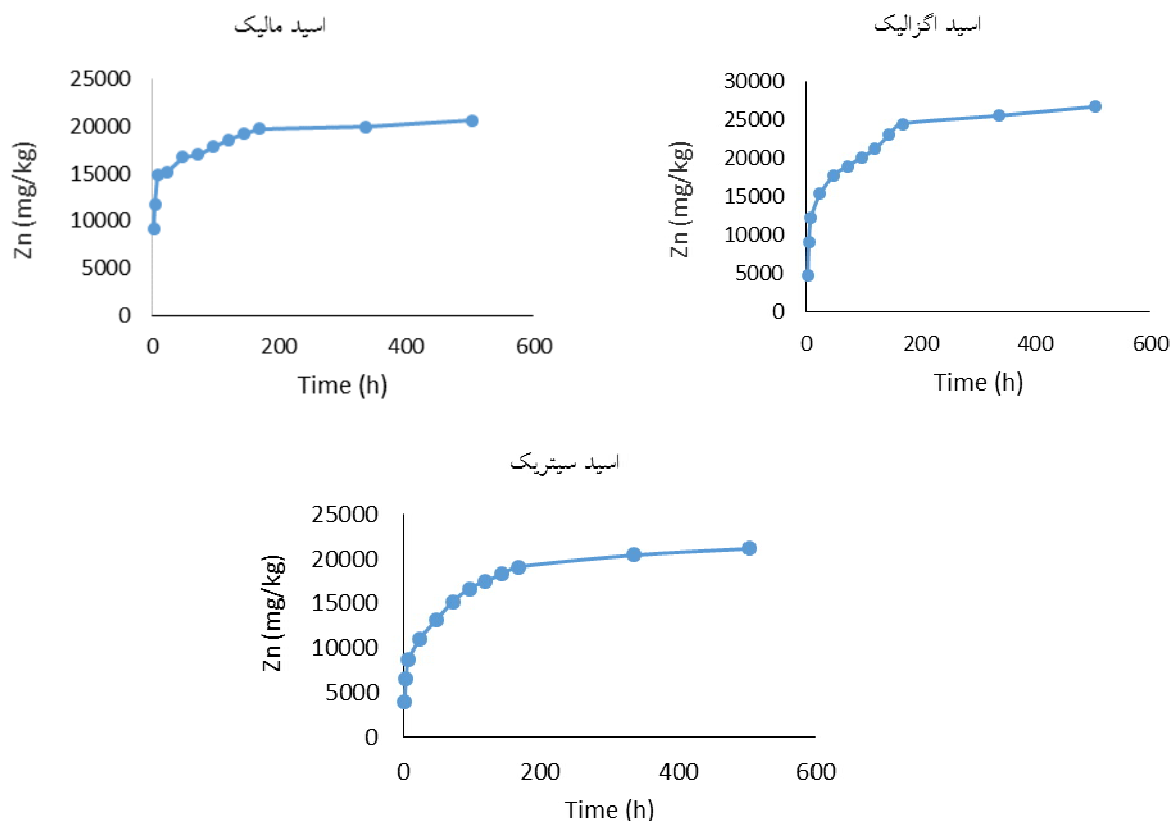
بافت تمامی خاک‌ها سندی لوم و بافت خاک پنج، لوم است.

آورده شده است. مقدار روی آزاد شده پس از ۵۰۴ ساعت در محلول‌های اسید سیتریک، اسید اگزالیک و اسیدمالیک به ترتیب ۲۱۱۷۳-۳۸/۹، ۲۶۷۶۱-۲۵/۲ و ۲۰۶۵۰-۲۵/۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک بود. در پژوهش انجام شده، محلول اسید سیتریک ۰/۰۱ مولار قادر به آزادسازی روی در تمامی خاک‌ها و در اغلب خاک‌ها مقدار روی آزاد شده بیش از دو اسید دیگر بود. دلیل این موضوع می‌تواند تغییر شکل کلات‌کننده اسید سیتریک باشد. در pH های بالا، شکل اصلی کلات‌کننده اسید سیتریک از H_۳L به H_۲L و سپس به HL_۲ و L_۳ تبدیل می‌شود، میزان عنصر آزاد شده در حضور HL_۲ و L_۳ نسبت به H_۲L و H_۳L بیشتر است. به علاوه اسید سیتریک دارای pka=۳/۱۳ است که نسبت به دو اسید دیگر بالاتر است (۲۵). با کاربرد اسید

کیلوگرم است. گنجایش تبادل کاتیونی در محدوده ۵ تا ۱۰ سانتی‌مول بر کیلوگرم خاک و تغییرات EC از ۰/۴۸-۱۷ دسی‌زیمنس بر متر متغیر است. درصد مواد آلی از ۰/۹۳-۰/۳۲ است.

سینتیک آزاد شدن روی

نمودار تجمعی مقادیر روی آزاد شده در خاک شماره یک برای همه عصاره‌گیرها به‌عنوان تابعی از زمان در شکل (۲) آورده شده است. در هر سه اسید، میزان تجمعی روی آزاد شده با زمان افزایش و در هیچ‌کدام روند آزاد شدن به تعادل نرسیده است. میزان روی آزاد شده برای سه اسید آلی در جدول (۴)



شکل ۲. نمودار تجمعی روی آزاد شده با اسیدهای آلی در خاک یک

جدول ۴. مقدار تجمعی روی آزاد شده (mg kg^{-1}) پس از ۵۰۴ ساعت با اسیدهای آلی با وزن مولکولی کم

شماره خاک	اسید سیتریک	اسید اگزالیک	اسید مالیک
۱	۲۱۱۷۳	۲۶۷۶۱	۲۰۶۵۰
۲	۶۹۴۱	۱۵۷۶	۶۸۸/۵
۳	۶۱۸۵	۶۹۶	۱۶۷
۴	۲۱/۱	۲۵/۲	۲۵/۵
۵	۳۸/۹	۰	۰

ولی میزان روی آزاد شده در خاک شماره یک در محلول اسید اگزالیک نسبت به دو اسید دیگر بالاتر است که می‌تواند به دلیل pH پایین‌تر این اسید (۲/۱۱) باشد. خاک یک، با داشتن میزان بالای روی محلول حتی اگر عصاره‌گیر به کار برده، قدرت کمپلکس‌کنندگی کم داشته باشد، با داشتن pH پایین می‌تواند روی بیشتری آزاد کند. سرعت آزادسازی در زمان‌های اولیه در تمامی خاک‌ها و با کاربرد هر سه عصاره‌گیر بالاتر بود که بیانگر

اگزالیک و اسید مالیک ۰/۰۱ مولار، خاک شماره پنج قادر به آزادسازی روی نبود که این موضوع را می‌توان به درصد بالای رس و مواد آلی این خاک نسبت داد؛ چرا که یون‌های فلز همراه مواد آلی جذب لایه سیلیکاتی رس‌ها می‌شوند (۴). اسید سیتریک و اسید مالیک دارای دو یا سه گروه COO^- هستند که می‌توانند کلات‌هایی با پنج یا شش عضو ساختمانی تشکیل دهند، پس دارای قدرت کمپلکس‌کنندگی بالاتری هستند (۱۱).

جدول ۵. ضرایب تعیین و خطای استاندارد برآورد معادلات سینتیکی در توصیف آزاد شدن روی در محلول

اسیدهای آلی با وزن مولکولی کم										
شماره خاک	مرتبۀ صفر		مرتبۀ اول		تابع توانی		الوویج ساده		انتشار پارابولیکی	
	R ^۲	SE	R ^۲	SE	R ^۲	SE	R ^۲	SE	R ^۲	SE
اسید سیتریک										
۱	۰/۶۰۵	۳۴۹۳	۰/۹۶۱	۱۶۴۹	۰/۹۵۳	۱۰۲۴	۰/۹۸۸	۶۱۱	۰/۸۵۳	۱۹۵۴
۲	۰/۶۶۴	۱۲۶۵	۰/۹۱۹	۴۲۳	۰/۹۵۹	۵۱۵	۰/۹۲۳	۶۵۷	۰/۸۸۲	۶۷۷
۳	۰/۶۳۴	۱۱۳۶	۰/۸۳۳	۴۷۳	۰/۹۴۷	۴۵۲	۰/۹۵۸	۴۲۲۷	۰/۹۰۴	۷۰۶
۴	۰/۸۰۷	۲/۴۲	۰/۸۹۴	۱/۵۶	۰/۹۵۹	۰/۸۶	۰/۹۲۹	۱/۱۸	۰/۹۵۸	۱/۱۵
۵	۰/۶۹۷	۱۳/۸۵	۰/۹۴۰	۴/۵۳	۰/۸۰۱	۶/۰۴	۰/۹۲۷	۲۷/۱۱	۰/۶۶۶	۶/۵۴
میانگین	۰/۶۸	۱۱۸۲	۰/۹۰	۵۱۰	۰/۹۲	۳۹۹	۰/۹۴	۱۱۰۴	۰/۸۲	۶۶۹
اسید مالیک										
۱	۰/۵۷	۲۲۱۸	۰/۸۵	۱۷۵۸	۰/۹۱	۱۰۴۸/۷۵	۰/۹۵	۷۸۲	۰/۷۶	۱۷۸۵
۲	۰/۸	۶۶/۳۵	۰/۹۴	۴۴/۷۵	۰/۹	۴۱/۱۸	۰/۸۹	۵۹/۸۷	۰/۹۵	۴۰/۵۵
۳	۰/۸۰	۲۳/۱۲	۰/۸۸	۱۵/۶۷	۰/۹۲	۱۹/۸۷	۰/۸۰۷	۲۶/۱۴	۰/۸۸	۱۹/۷۸
۴	۰/۸۷	۲/۴۳	۰/۹۵	۱/۵۱	۰/۹۴	۱/۹	۰/۸۱	۳/۷	۰/۹۵	۱/۸۶
میانگین	۰/۷۶	۵۷۷	۰/۹۰	۴۵۵	۰/۹۱	۲۲۷/۹	۰/۸۶	۲۱۸	۰/۸۸	۴۶۱
اسید اگزالیک										
۱	۰/۵۹	۴۲۸۱	۰/۹۲	۲۵۰۷	۰/۹۱	۲۱۷۰	۰/۹۸	۸۳۲	۰/۸۳	۲۵۵۶
۲	۰/۴۲	۳۸۵/۴	۰/۹	۲۳۴	۰/۷۶	۲۸۶	۰/۹۳	۱۳۰	۰/۶۸	۲۸۷
۳	۰/۷۴	۱۳۳	۰/۹۵	۱۲۱	۰/۹۶	۸۴/۷۴	۰/۸۲	۱۱۳	۰/۸۹	۸۵/۴
۴	۰/۷۸	۴/۲۱	۰/۹۸	۱/۵۸	۰/۹	۲/۸	۰/۹۶	۴/۶	۰/۹۵	۱/۹۸
میانگین	۰/۶۳	۱۲۰۱	۰/۹۳	۷۱۶	۰/۸۸	۶۳۵	۰/۹۲	۲۷۰	۰/۸۳	۷۳۲

خطای استاندارد برحسب (mg/kg) است.

معادلات تابع توانی، الوویج ساده، پارابولیک و مرتبۀ اول با داشتن ضریب تشخیص بالا و خطای استاندارد پایین قادر به توصیف آزاد شدن روی بودند. در جدول (۵) ضرایب تشخیص و خطای استاندارد برآورد معادلات سینتیکی در توصیف آزاد شدن روی در محلول اسیدها نشان داده شده است. در هر سه عصاره‌گیر مدل تابع توانی دارای خطای استاندارد پایین و R^۲ بالایی است که می‌تواند به دلیل تبدیل لگاریتمی باشد که حساسیت داده‌ها را کم کرده است. برازش خوب مدل پارابولیک، بیانگر تحرک روی در خاک به صورت انتشار از مکان‌های با غلظت بالا به مکان‌های با غلظت کم است. مشابه نتایج این پژوهش سینتیک رهاسازی روی به وسیله

روی در مکان‌های سطحی با انرژی کم است که به سرعت آزاد می‌شود و کم‌کم واکنش به سمت تعادل پیش می‌رود و روی با سرعت کمتری آزاد می‌شود و در بعضی از خاک‌ها بعد از ۵۰۴ ساعت کاملاً به تعادل می‌رسد. بارک‌خارد و همکاران نیز تأثیر سیترات و آرژینات را بر رهاسازی نیکل مورد آزمایش قرار دادند و به این نتیجه رسیدند که سیترات جذب نیکل را بر روی سطوح خاک کاهش می‌دهد اما آرژینات تأثیری بر جذب نیکل ندارد (۶).

برازش معادلات سینتیکی بر میزان جمععی روی آزاد شده نشان داد که معادله مرتبۀ صفر در هر سه اسیدآلی به دلیل ضریب تشخیص پایین قادر به توصیف آزاد شدن روی نیست،

جدول ۶. ضرایب سرعت معادلات سینتیکی مورد استفاده در توصیف روی آزاد شده در محلول اسیدهای آلی با وزن مولکولی کم

شماره خاک	مرتبۀ یک		پارابولیک			توانی		الوویج
	K_1	a	a	R	a	b		
اسیدسیتریک								
۱	۰/۰۰۵۳	۹/۴۶۵۹	۶۷۲۸	۸۰۵	۴۱۷۹	۰/۲۸۸	-۱۳۳/۷۶	۳۹۰
۲	۰/۰۲۱۹	۸/۷۴۸۶	۹۳۸	۳۲۹	۶۱۴	۰/۴۳۰	-۸۰۸/۲۵	۱۲۵۱
۳	۰/۰۱۵۴	۸/۶۰۷	۱۱۷۶	۲۶۷	۷۰۷	۰/۳۸۷	-۱۹/۰۶۹	۲/۸۳۰
۴	۰/۰۰۴۵	۲/۷۱۹	۴/۵۵	۰/۸۲۹۶	۳/۳	۰/۲۹۹	۰/۵۲۹	۳/۰۲۹
۵	۰/۰۱۸۳	۳/۲۴۹	۱۳/۸۱	۱/۵	۵/۱	۰/۳۸۷	۲/۲۷۷	۱۳/۱۱۵
اسید مالیک								
۱	۰/۰۰۸۵	۸/۸۱۲	۱۲۳۳	۴۶۸	۹۷۰۱	۰/۱۳۱۶	۹۱۲۸	۱۹۴۷
۲	۰/۰۰۵۱	۶/۲۱	۱۱۸/۶	۲۶/۶	۸۷/۳۵	۰/۳۳۹	-۵/۲۷	۹۵/۶۷
۳	۰/۰۰۷۶	۵/۰۲۳۲	۳/۱۸۸	۸/۲۷	۸/۵	۰/۴۹۷	-۳۳/۲۴	۲۹/۲۱
۴	۰/۰۰۵۸	۳/۱۸	-۰/۶۹	۱/۲۲	۰/۸۸	۰/۵۵	-۵/۵۶	۴/۱۹
اسید اگزالیک								
۱	۰/۰۰۸۶	۹/۶۳	۹۲۴۶	۹۶۳	۵۶۵۸	۰/۲۷۶	۳۱۵۸	
۲	۰/۰۱۲	۶/۸۷	۵۲۳	۶۱/۸۹	۱۵۹	۰/۴۳۸	۵۳/۶۸	
۳	۰/۰۱۲	۶/۷۶	-۲۵/۱۴	۳۷/۴۷	۱۸/۵۴	۰/۶۱۵	-۱۹۱/۷	
۴	۰/۰۰۰۶	۳/۱۴	-۰/۸۸	۱/۲۹۹	۰/۳۱	۰/۷۷	-۷/۰۱	

واحد k_1 , b و $1/B$ $(\text{mg/kg}) \text{h}^{-1}$ و a در تمامی معادلات (mg/kg) و R $(\text{mg/kg} \cdot \text{h}^{-0.5})$ است.

سیتریک به این نتیجه رسیدند که معادله‌های تابع توانی، انتشار پارابولیک و مرتبه اول به خوبی توانستند آزادسازی مس را توصیف کنند (۲۱). آنها همچنین در بررسی سینتیک آزاد شدن روی در خاک‌های تیمار شده با لجن فاضلاب با استفاده از عصاره‌گیر DTPA-TEA، به این نتیجه رسیدند که معادله‌های تابع توانی، انتشار پارابولیک و مرتبه اول، به خوبی توانستند آزاد شدن روی را توصیف کنند (۲۲).

ضرایب سرعت معادلات سینتیکی که قادر به توصیف آزاد شدن روی بودند، در جدول (۶) آورده شده است. ضریب سرعت در معادله مرتبه اول در محلول‌های اسید سیتریک، اسید مالیک و اسید اگزالیک به ترتیب $0/0219 - 0/0045$ ، $0/0085$ - $0/0051$ ، $0/012$ - $0/006$ $(\text{mg/kg}) \text{h}^{-1}$ بود. ضریب سرعت در معادله پارابولیک، ضریب پخشیدگی روی و در محلول‌های اسید سیتریک، اسید مالیک و اسید اگزالیک به ترتیب $82/0 - 39/805$ ،

معادله تابع توانی، انتشار پارابولیک و الوویج ساده شده توصیف شده است (۹). روپا و همکاران نیز با بررسی رفتار وابسته به زمان روی در خاک‌ها دریافتند که معادله الوویج بهترین مدل توصیف کننده رهاسازی روی از خاک‌هاست (۳۱). ریحانی تبار و گلپیکر در مطالعه‌ای بر روی ۱۲ نمونه خاک آهکی جمع‌آوری شده از عمق ۳۰-۰ سانتی‌متری استان‌های قزوین و تهران به بررسی سرعت آزاد شدن عنصر روی به وسیله DTPA-TEA پرداختند. آنها گزارش کردند که معادله‌های مرتبه صفر، مرتبه دوم، مرتبه سوم، انتشار پارابولیک و الوویج ساده آزادسازی روی را به خوبی ارزیابی نکردند، ولی معادله تابع نمایی بهترین مدل توصیف‌کننده سرعت آزادسازی روی برای همه خاک‌های تحت مطالعه بود (۳۰). متقیان و حسین‌پور نیز در بررسی سینتیک آزادسازی مس در تعدادی از خاک‌های آهکی با استفاده از عصاره‌گیرهای DTPA-TEA و اسید

جدول ۷. همبستگی ویژگی‌های آزاد شدن روی با شاخص‌های قابلیت استفاده روی در محلول اسیدهای آلی با وزن مولکولی کم

شاخص‌های قابلیت استفاده روی	1/B	R	b	K ₁	مقدار نهایی آزاد شده
اسید سیتریک					
روی قابل استفاده	۰/۶۷ ^{ns}	۰/۸۹*	-۰/۱۶ ^{ns}	-۰/۱۰ ^{ns}	۰/۸۷ ^{ns}
روی محلول	۰/۰۶ ^{ns}	۰/۸۹*	-۰/۶۳ ^{ns}	-۰/۵۵ ^{ns}	۰/۹۲*
روی کل	-۰/۴۶ ^{ns}	۰/۹۶*	۰/۳۳ ^{ns}	۰/۲۶ ^{ns}	۰/۹۶*
اسید مالیک					
روی قابل استفاده	۰/۷۸ ^{ns}	۰/۷۸ ^{ns}	-۰/۹۷*	۰/۲۶ ^{ns}	۰/۷۷ ^{ns}
روی محلول	۰/۹۹*	۰/۹۹*	۰/۸۸ ^{ns}	۰/۷۴ ^{ns}	۰/۹۹*
روی کل	۰/۹۲ ^{ns}	۰/۹۲ ^{ns}	-۰/۹۹*	۰/۵۲ ^{ns}	۰/۹۱*
اسید آگزالیک					
روی قابل استفاده	۰/۷۹ ^{ns}	۰/۷۸ ^{ns}	-۰/۹۵*	۰/۱۵ ^{ns}	۰/۷۸ ^{ns}
روی محلول	۰/۹۹*	۰/۹۹*	۰/۷۷ ^{ns}	۰/۲۳ ^{ns}	۰/۹۹*
روی کل	۰/۹۲*	۰/۹۲*	-۰/۹۵*	۰/۰۶ ^{ns}	۰/۹۲*

* معنی‌دار در سطح احتمال پنج درصد و ns غیر معنی‌دار

یک سطح انتشار آزاد شدن روی را کنترل می‌کند (۹).

همبستگی ویژگی‌های آزاد شدن روی با شاخص‌های قابلیت استفاده روی

همبستگی ویژگی‌های آزاد شدن روی با شاخص‌های قابلیت استفاده روی در محلول اسیدهای آلی با وزن مولکولی کم در جدول (۷) نشان داده شده است. همبستگی معنی‌دار بین روی محلول و روی قابل استفاده با بیشتر ویژگی‌های آزاد شدن روی بیانگر وجود بخش عمده روی در مکان‌های سطحی یا وجود یک فاز جامد حاوی روی با حلالیت بالاست.

به منظور بهبود همبستگی روی آزاد شده پس از ۵۰۴ ساعت با ویژگی‌های خاک از مدل رگرسیون چندمتغیره استفاده شد. هدف پیش‌بینی میزان آزاد شدن روی ناشی از تأثیر ویژگی‌های خاک است. چرا که همبستگی فقط بیانگر شدت رابطه بین متغیر وابسته و متغیرهای مستقل است درحالی‌که رگرسیون، وجود روابط پیچیده‌تری بین ویژگی‌های آزاد شدن و ویژگی‌های خاک را بیان می‌کند. جدول (۸) معادلات رگرسیون

۴۶۸/۸۳ - ۱/۲۲، ۱/۲۹۹ - ۹۶۳/۰۵ (mg/kg)h^{-۰/۵} بود. ضریب سرعت در معادله تابع توانی در محلول‌های اسید سیتریک، اسید مالیک و اسید آگزالیک به ترتیب ۰/۴۳ - ۰/۲۸، ۰/۵۵ - ۰/۱۳ و ۰/۷۷ - ۰/۲۷ (mg/kg) h^{-۱} بود. ضریب سرعت در معادله الویج در محلول‌های اسید سیتریک، اسید مالیک و اسید آگزالیک به ترتیب ۱۲۵۱/۵ - ۲/۸۳، ۱۹۴۷/۱ - ۴/۱۹ و ۳۸۷۳/۲ - ۴/۶۹ (mg/kg) h^{-۱} بود. ریحانی تبار و گیلکز بیان کردند که ضریب a در معادله تابع توانی، نشان‌دهنده تمایل روی برای جذب بر این سطوح است (۳۰). به عبارت دیگر، افزایش مقدار ضریب a و کاهش ضریب b نشان‌دهنده افزایش سرعت آزاد شدن عنصر در خاک‌ها است (۹) و ضریب بزرگ‌تر a نسبت به b، بیانگر سرعت بالای خاک‌ها به‌ویژه خاک یک در آزاد شدن روی در محلول هر سه اسید به‌ویژه اسید آگزالیک است. دنگ و همکاران گزارش کردند که مقدار ضریب b کمتر یا مساوی ۰/۲۵ در تابع توانی نشان‌دهنده این است که بیش از یک سطح انتشار آزاد شدن روی را کنترل می‌کند. در همه خاک‌ها و در حضور هر سه عصاره‌گیر ضریب b بیش از ۰/۲۵ بود، پس تنها

جدول ۸. معادلات رگرسیون چندمتغیره بین روی آزاد شده پس از ۵۰۴ ساعت و برخی ویژگی‌های خاک در محلول اسیدهای آلی با وزن مولکولی کم

معادله	R ^۲
اسید سیتریک	
Zn _s = ۸۵۰۸۸/۷ + ۰/۲ Zn total - ۱۱۴۳۲/۱ pH	r ^۲ = ۰/۹۸*
Zn _s = ۱۴۸۲۹۶/۴ + ۶/۷ Zn-DTPA - ۲۰۰۵۱/۱ pH	r ^۲ = ۰/۹۹*
Zn _s = -۳۱۲۵/۳ + ۱۴/۷ Znsolution + ۰/۰۸۱ CaCO _۳	r ^۲ = ۰/۹۵*
اسید مالیک	
Zn _s = ۲۳۴۹۱/۴ + ۰/۲ Zntotal - ۹۴۲۰۸/۸ CaCO _۳	r ^۲ = ۰/۹۸*
Zn _s = -۱۶۸۸/۱ - ۰/۰۵ Zn-DTPA + ۱۳۱۱/۴ EC	r ^۲ = ۰/۹۹*
Zn _s = ۱۵۶/۱۳ + ۱۲/۵۳ Znsolution + ۷۶/۰۸ EC	r ^۲ = ۰/۹۹*
اسید اگزالیک	
Zn _s = -۲۱۷۷/۰۶ + ۰/۰۵ Zntotal + ۱۴۹۰/۵ EC	r ^۲ = ۰/۹۷*
Zn _s = -۱۹۲۳/۰۱ + ۰/۳۵ Zn-DTPA + ۱۶۳۴/۲ EC	r ^۲ = ۰/۹۶*
Zn _s = ۷۷۰/۸۹ - ۱۷/۱۸ Znsolution - ۱۹/۳۱ EC	r ^۲ = ۰/۹۹*

* Zn_s، Zntotal، Zn-available، Znsolution به ترتیب معنی‌دار در سطح احتمال پنج درصد و مقدار روی آزاد شده پس از ۵۰۴ ساعت، روی کل، روی قابل استفاده و روی محلول است.

نتیجه‌گیری

نتایج این پژوهش نشان داد که اسیدهای آلی با وزن مولکولی کم، قادر به آزادسازی روی در خاک‌های آلوده بودند. ترتیب روی آزاد شده توسط این اسیدها به صورت اسید سیتریک < اسید اگزالیک < اسید مالیک بود. آزاد شدن روی در خاک‌های آلوده و محلول هر سه عصاره‌گیر به وسیله معادلات سینتیکی مرتبه یک، انتشار پارابولیک، تابع توانی و الوویچ ساده قابل توصیف است. میزان کل، قابل استفاده و محلول روی خاک با داشتن همبستگی با ویژگی‌های آزاد شدن روی از فاکتورهای تأثیرگذار در فرایند آزاد شدن روی هستند. برآزش مدل رگرسیون چندمتغیره نشان داد که کربنات کلسیم، pH و EC بر روی آزاد شده پس از ۵۰۴ ساعت اثر دارند.

چندمتغیره را برای محلول اسیدهای آلی مورد مطالعه نشان می‌دهد. در تمامی معادلات شاخص‌های قابلیت استفاده روی به همراه یک ویژگی از خاک مدلی را می‌سازند که با داشتن ضریب تبیین بالا، قادر به توصیف آزاد شدن روی بوده است. در مطالعه‌ای که (۱۲) انجام دادند به این نتیجه رسیدند که میزان روی آزاد شده به pH محلول و درجه کمپلکس شدن هیومیک اسید با روی وابسته بود. ممکن است تک‌تک ویژگی‌های خاک با ویژگی‌های آزاد شدن رابطه معنی‌دار داشته باشند، ولی به دلیل وجود روابط پیچیده بین ویژگی‌های خاک، امکان دارد ضرایب رگرسیون معنی‌دار نشوند. EC از عواملی است که در بیشتر موارد وارد مدل شده است.

منابع مورد استفاده

۱. اشرفی، ط. ۱۳۹۲. ارتباط سینتیک آزادسازی فلزات سنگین (روی، مس، سرب و کادمیم) با قابلیت استفاده آنها در تعدادی از خاک‌های آلوده. پایان‌نامه کارشناسی ارشد خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهرکرد، ایران.

۲. زاهدی فر. م. و ن. ع. کریمیان. ۱۳۸۶. بررسی روند آزادسازی روی در خاک‌های آهکی تیمار شده با روی و بدون آن. دهمین کنگره علوم خاک ایران. پردیس کشاورزی و منابع طبیعی دانشگاه تهران. کرج.
۳. غلامی، م.، م. ا. دردی پور و م. علمایی. ۱۳۹۰. شبیه‌سازی سنتتیک آزاد شدن روی از خاک‌های مختلف استان گلستان با استفاده از دی‌اتیلن‌تری‌آمین پنتااستیک‌اسید. مجله پژوهش‌های حفاظت آب و خاک ۲۰(۲): ۱۳۹-۱۲۳.
4. Alcacio, T. E., D. Hesterberg, W. Q. Chou, J. D. Martin, S. Beauchemin and D. E. Sayers. 2001. Molecular scale characteristics of Cu(II) bonding in goethite-humate complexes. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 65: 1355-1366.
5. Abat, M., J. Michael. K. McLaughlin Jason and P. Kirby Samuel. 2012. Adsorption and desorption of copper and zinc in tropical peat soils of Sarawak, Malaysia. *Geoderma* 175-176: 58-63.
6. Burckhard, S., A. Schwab and M. Banks. 1995. The effects of organic acids on the leaching of heavy metals from mine tailings. *Journal of Hazardous Materials* 41: 135-145.
7. Christensen, J. B., D. L. Jensen and T. H. Christensen. 1996. Effect of dissolved organic carbon on the mobility of cadmium, nickel and zinc in leachate polluted groundwater. *Water, Air and Soil Pollution* 30. 3037-3049.
8. Charidchai, P. and G. S. P Ritchie. 1990. Zinc adsorption by a lateritic soil in the presence of organic ligands. *Soil Science Society of America Journal* 54: 1242-1248.
9. Dang, Y. P., R. C. Dalal, D. G. Edwards and K. G. Tiller. 1994. Kinetics of zinc desorption from vertisols. *Soil Science Society of America Journal* 58: 1392-1399.
10. Evangelou, M. W., H. M. Ebel and A. Schaeffer. 2007. Evaluation of the effect *nicotiana tabacum* of small organic acids on phytoextraction of Cu and Pb from soil with tobacco. *Chemosphere* 63: 996-1004
11. Elkhatib, E. A., A. M. Mahdy, M. E. Saleh and N. H. Barakat. 2007. Kinetics of copper desorption from soils as affected by different organic ligands. *International Journal of Environment Science and Technology* 4: 331-338.
12. Güngör, O. B. E. and M. Bekbölet. 2010. Zinc release by humic and fulvic acid as influenced by pH, complexation and DOC sorption. *Geoderma* 159: 131-138.
13. Gee, G. W. and J. W. Bauder. 1986. Particle size analysis. PP: 383-411. In: A. Klute (Ed.) *Methods of Soil Analysis. Part 1. Physical properties.* Soil Science Society Agronomy of America. Madison. Wisconsin.
14. Gupter, S. K. and C. Allen. 2001. Comparison and evaluation of extraction media and their suitability in a simple model to predict the biological relevance of heavy metals concentration in contaminated soils. *Environment Analysis Chemistry* 51: 452-500.
15. Havlin, J. L., D. G. Westfall and S. R. Olsen. 1985. Mathematical models for potassium release kinetics in calcareous soils. *Soil Science Society of American Journal* 49: 371-376.
16. Kabata, P. A. and H. Pendias. 2011. *Trace Elements in the Soil and Plants.* CRC Press. Boca Raton. Florida.
17. Kraemer, S. M., D. E. Crowley. R. Kretzschmar and L. S. Donald. 2006. Geochemical aspects of phytosiderophore promoted iron acquisition by plants. *Advances in Agronomy* 91: 1-46.
18. Lindsay, W. L. and W. A. Norvell. 1978. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, and manganese copper. *Soil Science Society of America Journal* 42: 421-428.
19. Labanowski, J., M. Fabrice, C. Alain, F. Philippe, L. Christelle Isabelle and V. O. Folkert. 2008. Kinetic extractions to assess mobilization of Zn, Pb, Cu, and Cd in ametal-contaminated soil: EDTA vs. citrate. *Environmental Pollution* 152 : 693-701.
20. Loepfert, R. H. and D. L. Suarez. 1996. *Carbonate and gypsum.* PP: 437-474. In: D. L. Sparks (Ed.) *Methods of Soil Analysis.* Soil Science Society of America. Madison.
21. Motaghian, H. R. and A. R. Hosseinpour. 2012. Copper release kinetics: effect of two extractants and (*Tricum aestivum* L.) rhizosphere. *Plant, Soil and Environment* 58: 471-47.
22. Motaghian, H. R. and A. R. Hosseinpour. 2013. Impact of sewage sludge application on zinc desorption kinetics in some calcareous soils. *Environment Earth Science* 4: 2665-2855.
23. Martin, H. W. and D. L. Sparks. 1983. Kinetics of nonexchangeable potassium release from two coastal plain soils. *Soil Science Society of America Journal* 47: 883-887.
24. McColl, J. and A. Pohlman. 1986. Soluble organic acids and their chelating influence on Al and other metal dissolution from forest soils. *Water Air and Soil Pollution* 31: 917-927.
25. Martell, A. E. and R. M. Smith. 1977. *Critical stability constants other organic ligands.* 3. Plenum Press. New York.
26. Mench, M. and E. Martin. 1991. Mobilization of cadmium and other heavy metals from 2 soils by root exudates of *Zea Mays* L. *Nicotiana Tabacum* L. and *Nicotiana Rustica* L. *Plant and Soil* 132: 187-196.
27. Nelson, D. W. and L. E. Sommers. 1996. Total carbon organic carbon and organic matter. PP: 961-1010. In: D. L. Sparks (Ed.) *Methods of Soil Analysis.* Soil Science Society of America. Madison.
28. Qin, F. and S. X. Quan. 2004. Effects of low-molecular-weight organic acids and residence time on desorption of

- Cu, Cd, and Pb from soils. *Chemosphere* 57: 253-263.
29. Rhoades, J. D. 1996. Salinity: electrical conductivity and total dissolved solids. PP: 417-435. In: D. L. Sparks (Ed.) Methods of Soil Analysis. Soil Science Society of America. Madison..
30. Reyhanitabar, A. and R. J. Gilkes. 2010. Kinetics of DTPA extraction of zinc from calcareous soils. *Geoderma* 154: 289-293.
31. Rupa, T. R., K. P. Tomar. D. D. Reddy and A. S. Rao. 2000. Time dependent zinc desorption in soils. *Commun. Soil Science. Plant Analysis* 30: 15-16. 2547-2563.
32. Renella, G. P., M. R. Adamo Bianco, L. Landi, P. Violante and P. Manipuri. 2004. Availability and speciation of cadmium added to a calcareous soil under various managements. *European Journal of Soil Science* 55: 123-133.
33. Sumner, M. E. and P. M. Miller. 1996. Cation exchange capacity and exchange coefficient. PP: 1201-1230. In: D. L. Sparks (Ed.) Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical methods. Soil Science Society of America. Madison..
34. Sposito, G., L. J. Land and A. Chang. 1982 . Trace metal chemistry in arid-zone field soils amended with sewage sludge. I. Fractionation of Ni, Cu, Zn, Cd, and Pb in solid phases. *Soil Science Society of America* 46: 260-264.
35. Seuntjens, P., B. Nowack and R. Schuln. 2004. Root-zone modeling of heavy metal uptake and leaching in the presence of organic ligands. *Plant and Soil* 265: 61-73.
36. Yu, J. and D. Klarop. 1994. Extraction sediment using disodium ethylene diaminetetraacetate. *Water, Air, and Soil Pollution* 75: 205-225.
37. Yang, J. Y., X. E. Yang. Z. L. He. T. Q. Li. J. L. Shentu and P. J. Stoffella. 2006. Effects of pH, organic acids, and inorganic ions on lead desorption from soils. *Environmental Pollution* 143: 9-15.
38. Zhang, F., V. Romheld and H. Marschner. 1989. Effect of zinc deficiency in wheat on the release of zinc and iron mobilizing root exudates. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* 152: 205-210.
39. Thomas, G. W. 1996. Soil pH and soil acidity. PP: 475-490. In: D. L. Sparks (Ed.), Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical methods. Soil Science Society of America. Madison.

Comparison of Low Molecular Weight Organic Acids in the Zn Release of Some Contaminated Soils

S. Ghasemi*, A. Hosseinpour and SH. Kiani¹

(Received: May 14-2016 ; Accepted: October 31-2017)

Abstract

The rate of metal transfer from the solid phase to solution is an important factor governing their concentration in the soil solution and its availability. In this research, the release rate of Zn in contaminated soils from Isfahan was studied using solutions citric acid, oxalic acid and malic acid 0/01 M during the period of 2 - 504 hours and its relationship with soil characteristics was investigated. The results showed that low molecular weight organic acids could release Zn in the contaminated soils. The Zn released by acids was in the order citric acid > oxalic acid > malic acid. Variation range of Zn released a solution of citric acid, oxalic acid and malic acid, which was 38/9 - 21173, 25/2 - 26761 and 25/5 - 20650 mg/kg of soil. Zn released in citric acid solution was higher than that of the two acids. Based on the determination coefficient and standard error estimates done by the kinetic equations, the release of Zn of the contaminated soils and three acid solution was described by the first order equation, elovich, parabolic diffusion and power function, with a high coefficient of determination and a low standard error. Correlation results showed that for the Zn release with the index of Zn usability, there was a significant correlation at 5% level. Shown Multivariate regression model showed that Calcium carbonate, pH and EC affected characteristics of Zn desorption.

Keywords: Release kinetic equations, Low molecular weight organic, Correlation

1. Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, Shahrekord University, Shahrekord, Iran.

*: Corresponding Author, Email: s.ghasemi.1212@gmail.com