نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۲۷، شماره ۶، بهمن - اسفند ۱۳۹۲، ص. ۱۱۱۰-۱۱۰۰

Journal of Water and Soil
Vol. 27, No. 6, Jan.-Feb. 2014, p. 1100-1110

تأثیر کاربرد لجن فاضلاب و کشت گندم (*Triticum aestivum* L.) بر قابلیت استفاده و شکل‌های شیمیایی روی در تعدادی از خاک‌های آهکی

علیرضا حسین‌پور[1*] - حمیدرضا متقیان[2]

تاریخ دریافت:۱۳۹۱/۸/۲۸
تاریخ پذیرش:۱۳۹۲/۱۰/۱

چکیده

در خاک‌های تیمارشده با لجن فاضلاب مقدار قابل استفاده عناصر کم‌نیاز از جمله روی از مسائل اصلی است. در این تحقیق به بررسی روی قابل استفاده (با روش‌های DTPA-TEA، مهلیچ ۱ و مهلیچ ۳) و تعیین شکل‌های شیمیایی آن در خاک‌ها قبل و پس از تیمار با لجن فاضلاب (۱ درصد وزنی - وزنی) و پس از کشت گندم در شرایط گلخانه‌ای پرداخته شد. نتایج نشان داد که بر اثر کاربرد لجن فاضلاب، میانگین روی عصاره‌گیری شده با استفاده از ۳ روش‌عصاره‌گیری به‌صورت معنی‌داری ($P<0/01$) افزایش یافت. میانگین روی عصاره‌گیری شده با استفاده از روش‌های مختلف پس از کشت گندم با قبل از کشت، تفاوت معنی‌داری ($P<0/05$) نداشت. نتایج مطالعه شکل‌های شیمیایی نشان داد که در اثر تیمار خاک‌ها با لجن فاضلاب، روی تتمه، روی تبادلی، روی پیوندشده با ماده‌آلی، روی پیوندشده با اکسیدهای آهن و منگنز و روی پیوندشده با کربنات‌ها به‌ترتیب ۱۱، ۲۶، ۹۴، ۱۷۲ و ۲۷۹ درصد افزایش یافتند. نتایج آزمون مقایسه میانگین نشان داد که میانگین شکل‌های روی (به جز روی پیوندشده با اکسیدهای آهن و منگنز) قبل و بعد از کشت گندم در خاک‌های تیمارشده تفاوت معنی‌داری ($P<0/05$) داشتند. روی تبادلی، روی پیوندشده با کربنات‌ها و روی پیوندشده با ماده‌آلی پس از کشت گندم کاهش و روی تتمه افزایش یافت. نتایج بررسی همبستگی نشان داد که روی عصاره‌گیری شده با استفاده از عصاره‌گیرهای شیمیایی قبل از تیمار و پس از تیمار با لجن فاضلاب و پس از کشت گندم با شکل‌های مختلف روی همبستگی معنی‌داری ($P<0/05$) داشتند. نتایج این تحقیق نشان داد که شکل‌های شیمیایی روی بر اثر کاربرد لجن فاضلاب و کاشت گندم تغییر کرد.

واژه‌های کلیدی: شکل‌های شیمیایی، لجن فاضلاب، عصاره‌گیرهای شیمیایی

مقدمه

روی در بیش از ۳۰۰ آنزیم درگیر در فرآیندهای متابولیسمی در انسان‌ها، دام و گیاه وجود دارد (۴). بنابراین تأمین این عنصر به میزان کافی برای رشد طبیعی انسان‌ها نیز ضروری است. بیش از ۶۰ درصد خاک‌های قابل کشت در ایران، مقدار روی کمی دارند و موجب کاهش حتی ۵۰ درصدی محصول شده است (۲۰). دلایل عمده کمبود روی در ایران شامل آهکی بودن خاک‌ها که اغلب بیش از ۳۰ درصد کربنات کلسیم و ۱۶ تا ۵۸ درصد کربنات کلسیم فعال دارند، دامنه pH بالا در این خاک‌ها (۷/۹ تا ۸/۵)، کاربرد گسترده کودهای فسفاته و غلظت‌های بالای بی‌کربنات در آب آبیاری و عدم مصرف کودهای روی است. بنابراین توزیع روی در خاک‌های آهکی وابسته به عوامل زیادی نظیر واکنش خاک، نوع کانی‌ها، کاتیون‌ها و آنیون‌های موجود در محلول خاک و واکنش‌دهنده‌ها با عنصر روی است. بیش از ۸۰ درصد خاک‌های قابل کشت در ایران کمتر از ۱ میلی‌گرم در کیلوگرم (۰/۷ تا ۱ میلی‌گرم در کیلوگرم) روی قابل عصاره‌گیری با دی‌تی‌پی‌ای (DTPA) دارند (۳۰). وقتی‌که تأمین عنصر روی مورد نیاز گیاه کافی نباشد، میزان محصول کاهش خواهد یافت و علاوه بر این کیفیت محصولات تولیدشده نیز کاهش می‌یابد (۷).

امروزه، استفاده از لجن فاضلاب در زمین‌های کشاورزی در سرتاسر جهان در حال افزایش است. در ایران نیز کشاورزان به دلیل ارزان بودن این کود، تمایل زیادی به استفاده از آن دارند. خاک‌های مناطق خشک به‌علّت عدم وجود پوشش گیاهی کافی و بازگشت مقدار اندک بقایای گیاهی به خاک حاوی ماده‌آلی پایین می‌باشند. این

۱ و ۲- به‌ترتیب استاد و استادیار گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهرکرد
(*- نویسنده مسئول: Email: hosseinpur-a@agr.sku.ac.ir)

Archive of SID
www.SID.ir

خاک‌ها عموماً آهکی و دارای واکنش قلیایی بوده در نتیجه بسیاری از گیاهان در این خاک‌ها همواره با مشکل تغذیه عناصر از جمله روی مواجه هستند. مصرف موادآلی از جمله روش‌های افزایش قابلیت جذب این عناصر برای گیاه است. کاربرد کودهای آلی نظیر لجن فاضلاب به‌صورت منطقی می‌تواند سهم مهمی در تأمین نیازهای غذایی گیاهان داشته باشد (۳). به علاوه کاربرد لجن فاضلاب می‌تواند سبب بهبود خصوصیات فیزیکی خاک از جمله ظرفیت نگهداری آب، تهویه و تخلخل شود (۱۲). در برخی موارد مصرف لجن فاضلاب در تأمین نیاز گیاهان به عناصر کم‌نیاز بسیار مؤثرتر از سایر منابع عمل کرده است. برای مثال، سامرس (۳۴) گزارش کرد که استفاده از لجن فاضلاب برای جبران کمبود عنصر غذایی روی در کشت گیاه ذرت بسیار مؤثرتر از مصرف سولفات روی بوده است. برای ارزیابی مقدار روی در خاک‌های تیمارشده با لجن فاضلاب، تعیین مقدار قابل استفاده آن که وابسته به شکل‌های شیمیایی روی در خاک‌های تیمارشده است، مهمتر از اندازه‌گیری مقدار کل روی در لجن فاضلاب است (۷).

برای بررسی قابلیت استفاده روی در خاک‌ها از هر دو روش عصاره‌گیری یک مرحله‌ای و چند مرحله‌ای استفاده می‌شود (۱۳). در تحقیقات زیادی ارزیابی قابلیت استفاده عناصر کم‌نیاز خاک با استفاده از روش‌های عصاره‌گیری مرحله‌ای انجام شده است (۸ و ۲۷). تعیین شکل‌های شیمیایی فرآیندی است که منجر به شناسایی و تعیین توزیع عناصر در رابطه با ترکیبات مختلف خاک‌ها می‌شود (۳۷). خاک از ترکیبات مختلف مانند کانی‌های رسی، اکسیدهای آهن، آلومینیوم و منگنز، کربنات‌ها، مواد آلی و دیگر اجزاء جامد تشکیل شده است (۱۰). به‌علاوه ویژگی‌های متعددی مانند گنجایش تبادل کاتیونی، pH، نوع و مقدار رس و مقدار ماده‌آلی همگی بر رفتار شیمیایی عناصر در خاک‌ها اثر می‌گذارند. بنابراین یک عنصر ممکن است بسته به اینکه با ترکیبات مختلف خاک، سطوح واکنش‌دهنده و محل‌های پیوند داخلی یا خارجی با انرژی مختلف پیوند داشته باشد، می‌تواند شکل‌های مختلفی داشته باشد (۱۷). افزودن لجن فاضلاب و سایر مواد زاید شهری به خاک باعث افزایش غلظت عناصر کم‌نیاز و تغییر در مقادیر شکل‌های این عناصر در خاک می‌شود، زیرا لجن فاضلاب همواره دارای مقدار زیادتری از این عناصر نسبت به خاک است (۲۲). تعیین مقدار کل روی در لجن فاضلاب و خاک‌های تیمارشده با لجن فاضلاب اطلاعاتی درباره مقدار قابل استفاده این عنصر برای گیاه در اختیار قرار نمی‌دهد (۹). درحالی‌که مطالعه شکل‌های روی در خاک‌های تیمارشده با لجن فاضلاب امکان برآورد مقدار قابل استفاده آن را می‌دهد. به علاوه نحوه توزیع روی در شکل‌های مختلف، بیانگر توان خاک در تأمین میزان کافی عناصر برای رشد گیاه است (۸). بنابراین، اطلاع از شکل‌های عناصر در خاک‌ها، امکان پیش‌بینی رفتار و اثرات عناصر را در محیط خاک می‌دهد.

گیاهان از طریق ترشحات ریشه یا تغییر pH توانایی تبدیل شکل‌های عناصر غذایی را برای جذب آنها دارند (۳۶ و ۴۰). به علاوه ریزجانداران با تأثیر بر رشد و مورفولوژی ریشه، فیزیولوژی و نمو گیاه، شکل‌های شیمیایی روی و جذب روی به‌وسیله گیاه بر قابلیت استفاده روی مؤثر هستند (۱۱). بنابراین کشت گیاه اثرات مهمی بر خاک و جذب عناصر دارد، بر همین اساس تعیین شکل‌های روی در خاک‌های کشت‌شده، ضروری است.

در پژوهش‌های متعددی در ایران به بررسی اثر لجن فاضلاب بر قابلیت استفاده عناصر سنگین پرداخته شده است (۱، ۲ و ۵). واثقی و همکاران (۵) و کرمی و همکاران (۳) گزارش کردند که به‌دنبال مصرف لجن فاضلاب در خاک، افزایش معنی‌داری در مقدار روی عصاره‌گیری شده با DTPA بدست آمد. با این وجود، اطلاع چندانی از سرنوشت و توزیع روی و تغییر در قابلیت استفاده آن در خاک‌های آهکی تیمارشده با لجن فاضلاب استان چهارمحال و بختیاری وجود ندارد. همچنین، جذب مداوم روی توسط گیاه از محلول خاک، منجر به آزادشدن روی از شکل‌های مختلف می‌شود. بنابراین، بررسی مقدار روی قابل استفاده بر اثر کاربرد لجن فاضلاب و همچنین پس از کشت گیاه در مدیریت این کود ضروری است. این تحقیق با هدف بررسی اثر کاربرد لجن فاضلاب بر قابلیت استفاده و شکل‌های روی و اثر کشت گیاه بر قابلیت استفاده و شکل‌های روی در خاک‌های تیمار شده با لجن فاضلاب انجام شد.

مواد و روش‌ها

ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک‌ها

این پژوهش بر روی ۱۰ نمونه خاک سطحی (۳۰ cm – ۰) استان چهارمحال و بختیاری که از نظر روی قابل استفاده، درصد رس و درصد کربنات کلسیم معادل تغییرات زیادی داشتند، انجام شد. بافت خاک به‌روش هیدرومتر (۱۴)، pH خاک در تعلیق دو به یک آب به خاک (۳۸)، قابلیت هدایت الکتریکی در عصاره دو به یک آب به خاک (۲۸)، کربنات کلسیم معادل به‌روش تیتره‌کردن (۱۹)، گنجایش تبادل کاتیونی با استفاده از استات‌سدیم (۳۴)، ماده‌آلی به‌روش اکسیداسیون تر (۲۵) تعیین شدند. مقدار کل روی با استفاده از هضم با اسید نیتریک ۴ مولار (۳۲) تعیین شد.

لجن فاضلاب

لجن فاضلاب شهری از تصفیه‌خانه فاضلاب شهرکرد تهیه و از الک ۱ میلی‌متری عبور داده شد. خصوصیات لجن فاضلاب شامل قابلیت هدایت الکتریکی در عصاره پنج به یک آب به لجن فاضلاب، pH در تعلیق پنج به یک آب به لجن فاضلاب، کربن آلی با اکسایش تر (۲۵) و مقادیر کل عناصر کم‌نیاز روی و مس و سایر عناصر سنگین

Archive of SID

www.SID.ir

نظیر کادمیم، سرب، نیکل، کروم و کبالت به‌ترتیب با استفاده از هضم با اسید نیتریک ۴ مولار (۳۲) و مقدار قابل استفاده روی با روش DTPA-TEA (۱۸) تعیین شد.

کشت گلخانه‌ای

برای تیمار خاک‌ها، ۱۰ گرم لجن فاضلاب به هر کیلوگرم خاک افزوده (۱ درصد وزنی - وزنی) و رطوبت خاک‌های تیمارشده به حدود ظرفیت مزرعه‌ای رسانده و به‌مدت ۱ ماه خوابانده شدند. در طول دوره خوابانیدن رطوبت خاک‌ها در حدود ظرفیت مزرعه‌ای ثابت شد. پس از دوره خوابانیدن، مقدار ۱ کیلوگرم خاک در سه تکرار به هر گلدان منتقل شد. قبل از کشت، بذرهای گندم (*Triticum aestivum* L.) رقم بک‌کراس روشن با استفاده از محلول هیپوکلریت سدیم (۳٪) استریل شدند. سپس درون آب مقطر قرار داده و در کاغذ صافی جوانه زدند. سه بذر در هر گلدان کشت و در طول مدت رشد مراقبت‌های لازم انجام و سعی شد رطوبت خاک‌ها در حد ظرفیت مزرعه ثابت بماند. دمای گلخانه در روز ۲۰ تا ۲۵ درجه سلسیوس و در شب ۱۵ تا ۲۰ درجه سلسیوس بود. بخش هوایی گیاهان ۸ هفته پس از جوانه‌زدن برداشت شد. خاک درون گلدان‌ها تخلیه و برای آزمایش‌های بعدی آماده شد.

روی قابل استفاده و شکل‌های روی

برای تعیین روی قابل استفاده در خاک‌ها قبل از تیمار با لجن فاضلاب، تیمارشده با لجن فاضلاب (پس از ۱ ماه خوابانیدن) و پس از کشت از روش‌های DTPA-TEA (۱۸)، مهلیچ ۱ (M1) (۲۳) و مهلیچ ۳ (M3) (۲۴) استفاده شد. برای تعیین شکل‌های تبادلی، پیوندشده با کربنات‌ها، پیوندشده با اکسیدهای آهن و منگنز و پیوندشده با ماده آلی از روش تسیر و همکاران (۳۷) و برای تعیین شکل تتمه از روش اسپوزیتو و همکاران (۳۲) استفاده شد.

تجزیه و تحلیل آماری

برای تعیین معنی‌دار بودن تفاوت بین مقادیر روی در خاک‌ها قبل و بعد از تیمار با لجن فاضلاب و تفاوت بین مقادیر روی در خاک‌ها قبل و بعد از کشت گندم از آزمون t استفاده شد. همچنین، ضرایب همبستگی پیرسون (r) بین مقدار روی عصاره‌گیری‌شده با استفاده از ۳ روش شیمیایی و شکل‌های روی در سطح احتمال ۵٪ و با استفاده از نرم‌افزار SPSS 17.0 تعیین شدند.

نتایج و بحث

ویژگی‌های خاک‌های مورد مطالعه

برخی از ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک‌های مورد مطالعه در جدول ۱ نشان داده شده است. نتایج نشان داد که ویژگی‌های خاک‌ها از دامنه تغییرات وسیعی برخوردار هستند. دامنه تغییرات رس ۲۵ تا ۵۵ با میانگین ۴۴ درصد و سیلت در دامنه ۳۳ تا ۵۵ با میانگین ۴۳درصد بود. خاک‌های مورد مطالعه دارای pH قلیایی و قابلیت هدایت الکتریکی و مقدار کربن آلی پایین بودند. تغییرات pH ۷/۵ تا ۸/۱ و قابلیت هدایت الکتریکی ۰/۱۲ تا ۰/۲۵ دسی‌زیمنس بر متر بود. دامنه تغییرات کربن آلی و کربنات کلسیم معادل خاک‌ها به ترتیب ۰/۳۰ تا ۱/۱۹ و ۱۱/۳ تا ۴۱/۰ درصد بود. دامنه تغییرات گنجایش تبادل کاتیونی خاک‌ها ۱۱/۵ تا ۲۲/۵ سانتی‌مول بار در کیلوگرم خاک بود. دامنه تغییرات مقدار کل روی در خاک‌های مورد مطالعه ۴۱ تا ۶۲ میلی‌گرم در کیلوگرم بود.

جدول ۱- برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک‌های مورد مطالعه

شماره خاک	رس	سیلت	کربنات کلسیم معادل	کربن آلی	pH	هدایت الکتریکی (دسی‌زیمنس بر متر)	گنجایش تبادل کاتیونی (سانتی‌مول بار بر کیلوگرم)	روی کل (میلی‌گرم در کیلوگرم)
	درصد							
۱	۵۵	۴۰	۲۸/۷	۰/۷۲	۷/۸	۰/۱۳	۲۰/۹	۶۲
۲	۵۳	۴۴	۳۵/۶	۰/۳۰	۸/۱	۰/۱۳	۱۹/۳	۵۸
۳	۴۹	۳۹	۲۹/۴	۰/۵۱	۷/۹	۰/۱۲	۲۲/۵	۵۲
۴	۴۶	۴۲	۲۶/۴	۰/۷۱	۷/۸	۰/۱۴	۲۱/۶	۴۹
۵	۴۱	۴۲	۳۲/۲	۰/۵۴	۸/۱	۰/۱۳	۱۶/۰	۴۵
۶	۳۷	۴۴	۳۲/۵	۰/۸۰	۷/۶	۰/۱۶	۱۵/۶	۴۵
۷	۲۵	۳۳	۴۱/۰	۰/۴۷	۷/۷	۰/۲۱	۱۱/۵	۴۱
۸	۳۸	۵۵	۲۳/۱	۱/۱۹	۸/۱	۰/۲۴	۱۷/۹	۶۱
۹	۴۸	۴۶	۱۱/۳	۱/۱۶	۷/۸	۰/۲۵	۱۸/۵	۶۰
۱۰	۴۹	۴۶	۱۴/۸	۰/۹۷۰	۷/۹	۰/۲۳	۱۷/۹	۵۷

Archive of SID

www.SID.ir

برخی از ویژگی‌های لجن فاضلاب

پیامدهای کاربرد لجن فاضلاب در زمین‌های کشاورزی بستگی زیادی به ویژگی‌های شیمیایی لجن فاضلاب مورد استفاده دارد. مقدار pH لجن فاضلاب مورد استفاده در این تحقیق قلیایی (۷/۵) و قابلیت هدایت الکتریکی آن، ۲/۲۵ دسی زیمنس بر متر و احتمال شور کردن خاک‌ها وجود داشت. نتایج بررسی قابلیت هدایت الکتریکی خاک‌ها پس از کشت نشان داد که قابلیت هدایت الکتریکی خاک‌های تیمارشده با لجن فاضلاب و خاک‌های شاهد تفاوت معنی‌داری نداشتند. به عبارت دیگر به دلیل مصرف کم لجن فاضلاب و یا رسوب املاح محلول موجود در لجن به صورت املاح با حلالیت کمتر، علیرغم بالابودن قابلیت هدایت الکتریکی لجن فاضلاب کاربرد آن تأثیری بر شورکردن خاک‌ها نداشته است (داده‌ها نشان داده نشده است). مقدار کربن آلی لجن فاضلاب مورد استفاده ۲۰/۳۰ درصد بود. مقدار قابل استفاده روی در لجن فاضلاب به ترتیب ۵۵۸ میلی‌گرم در کیلوگرم بود. مقادیر کل روی، مس، کادمیم، نیکل و سرب به‌ترتیب ۱۳۲۱، ۷۸، ۷۳، ۴۵ و ۵۸۳ میلی‌گرم در کیلوگرم بود. مقایسه مقادیر عناصر سنگین موجود در لجن فاضلاب مورد استفاده با استانداردهای آژانس حفاظت محیط زیست آمریکا (USEPA) نشان داد که غلظت این عناصر در لجن فاضلاب کمتر از حداکثر غلظت استاندارد این عناصر (حداکثر غلظت استاندارد عناصر روی، مس، کادمیم، نیکل و سرب به‌ترتیب ۷۵۰۰، ۴۳۰۰، ۸۵، ۴۲۰ و ۸۴۰ میلی‌گرم) بود (۳۹).

روی قابل استفاده

مقادیر روی عصاره‌گیری شده در خاک‌ها قبل از تیمار با لجن فاضلاب، تیمارشده با لجن فاضلاب و پس از کشت گندم با استفاده از ۳ روش عصاره‌گیری مختلف در جدول ۲ نشان داده شده است. نتایج این جدول نشان می‌دهد که بر اساس میانگین روی، قبل و بعد از تیمار با لجن فاضلاب، بیشترین مقدار روی به‌ترتیب با استفاده از روش‌های مهلیچ ۳، DTPA-TEA و مهلیچ ۱ عصاره‌گیری شده بود. قبل از تیمار خاک‌ها با لجن فاضلاب، روی عصاره‌گیری شده با استفاده از روش مهلیچ ۳ در دامنه ۱/۹۱ تا ۴/۱۵ با میانگین ۲/۹۳ میلی‌گرم در کیلوگرم، روی عصاره‌گیری شده با استفاده از روش DTPA-TEA در دامنه ۰/۳۴ تا ۱/۳۱ با میانگین ۰/۶۶ میلی‌گرم در کیلوگرم و روی عصاره‌گیری شده با استفاده از روش مهلیچ ۱ در دامنه ۰/۲۶ تا ۰/۳۴ با میانگین ۰/۲۹ میلی‌گرم در کیلوگرم بود. بعد از تیمار خاک‌ها با لجن فاضلاب، روی عصاره‌گیری شده با استفاده از روش مهلیچ ۳ در دامنه ۷/۵۴ تا ۱۱/۵۶ با میانگین ۹/۸۱ میلی‌گرم در کیلوگرم، روی عصاره‌گیری شده با استفاده از روش DTPA-TEA در دامنه ۳/۸۷ تا ۵/۸۳ با میانگین ۴/۶۰ میلی‌گرم در کیلوگرم و روی عصاره‌گیری شده با استفاده از روش مهلیچ ۱ در دامنه ۰/۳۲ تا ۰/۳۶ با میانگین ۰/۳۳ میلی‌گرم در کیلوگرم بود.

پس از کشت گندم، بیشترین مقدار روی به‌ترتیب با استفاده از مهلیچ ۳، DTPA-TEA و مهلیچ ۱ عصاره‌گیری شد. بر اساس نتایج جدول ۲، روی عصاره‌گیری شده با مهلیچ ۳ در دامنه ۷/۳۵ تا ۱۱/۸۸ با میانگین ۹/۲۳ میلی‌گرم در کیلوگرم، روی عصاره‌گیری شده با DTPA-TEA در دامنه ۳/۲۹ تا ۵/۵۱ با میانگین ۴/۳۵ میلی‌گرم در کیلوگرم و روی عصاره‌گیری شده با مهلیچ ۱ در دامنه ۰/۲۸ تا ۰/۴۶ با میانگین ۰/۳۴ میلی‌گرم در کیلوگرم بود.

توانایی کم روش مهلیچ ۱ می‌تواند به دلیل خنثی شدن این عصاره‌گیر در خاک‌های آهکی مورد مطالعه باشد. مهلیچ (۲۴) گزارش کرد که روش عصاره‌گیری مهلیچ ۱ در خاک‌های نزدیک به خنثی و آهکی توانایی عصاره‌گیری کمی دارد.

جدول ۲- مقادیر روی عصاره‌گیری شده (میلی‌گرم در کیلوگرم) با استفاده از عصاره‌گیرهای مختلف در خاک‌های مورد مطالعه

شماره خاک	قبل از تیمار			بعد از تیمار			بعد از کشت گندم		
	DTPA-TEA	مهلیچ ۱	مهلیچ ۳	DTPA-TEA	مهلیچ ۱	مهلیچ ۳	DTPA-TEA	مهلیچ ۱	مهلیچ ۳
۱	۰/۵۰	۰/۳۴	۲/۹۷	۵/۸۳	۰/۳۶	۷/۸۳	۳/۶۴	۰/۴۶	۸/۶۲
۲	۰/۵۹	۰/۳۱	۲/۷۴	۵/۶۹	۰/۳۵	۱۱/۵۶	۳/۷۶	۰/۳۶	۸/۲۳
۳	۰/۳۴	۰/۲۸	۱/۹۱	۳/۹۳	۰/۳۴	۸/۵۶	۳/۲۹	۰/۳۲	۷/۲۵
۴	۰/۷۵	۰/۳۰	۳/۰۱	۴/۲۱	۰/۳۳	۹/۸۸	۳/۹۲	۰/۴۰	۹/۸۸
۵	۰/۵۴	۰/۲۸	۲/۴۹	۴/۰۵	۰/۳۳	۹/۶۹	۴/۰۴	۰/۳۰	۸/۶۲
۶	۰/۶۶	۰/۳۰	۳/۰۰	۴/۳۵	۰/۳۳	۱۱/۴۹	۴/۳۰	۰/۲۸	۸/۷۶
۷	۰/۷۷	۰/۲۸	۲/۷۶	۴/۱۲	۰/۳۳	۱۰/۶۰	۵/۱۶	۰/۲۹	۸/۹۶
۸	۰/۷۳	۰/۲۸	۳/۷۳	۴/۶۱	۰/۳۲	۱۰/۶۳	۵/۳۱	۰/۲۸	۱۱/۳۹
۹	۱/۳۱	۰/۲۹	۴/۱۵	۵/۳۸	۰/۳۲	۱۰/۲۹	۵/۵۱	۰/۳۷	۱۱/۸۸
۱۰	۰/۳۹	۰/۲۶	۲/۵۶	۳/۸۷	۰/۳۳	۷/۵۴	۴/۶۱	۰/۳۶	۸/۶۴
میانگین	۰/۶۶	۰/۲۹	۲/۹۳	۴/۶۰	۰/۳۳	۹/۸۱	۴/۳۵	۰/۳۴	۹/۲۳

Archive of SID

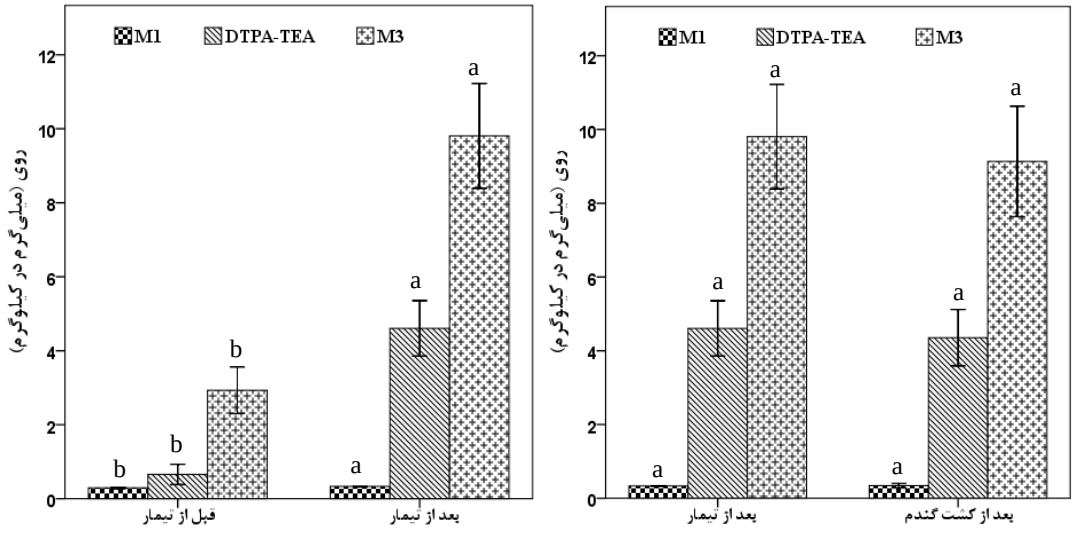
www.SID.ir

میانگین روی عصاره‌گیری شده با استفاده از روش‌های شیمیایی پس از تیمار خاک‌ها با لجن فاضلاب به‌صورت معنی‌داری ($P<0/01$) بیشتر از میانگین روی عصاره‌گیری شده قبل از تیمار خاک‌ها با لجن فاضلاب بود (شکل ۱). روی عصاره‌گیری شده پس از تیمار خاک‌ها با لجن فاضلاب با استفاده از روش مهلیچ ۳، DTPA-TEA و مهلیچ ۱ به ترتیب ۶، ۲/۳۵ و ۰/۱۴ برابر شده بود که می‌تواند به دلیل زیاد بودن مقدار روی در لجن فاضلاب باشد. سو (۱۵) مشاهده کرد که بر اثر تیمار خاک‌ها با لجن فاضلاب روی عصاره‌گیری شده با استفاده از روش DTPA-TEA افزایش یافت. میانگین روی عصاره‌گیری شده با استفاده از روش‌های شیمیایی پس از کشت گندم با قبل از کشت، تفاوت معنی‌داری ($P<0/05$) نداشت.

شکل‌های روی

مقادیر شکل‌های روی در خاک‌ها قبل و پس از تیمار با لجن فاضلاب در جدول ۳ نشان داده شده است. نتایج این جدول نشان داد که در خاک‌ها قبل و پس از تیمار با لجن فاضلاب، بیشترین مقادیر روی به‌ترتیب در شکل‌های تتمه، پیوندشده با اکسیدهای آهن و منگنز، پیوندشده با ماده‌آلی، پیوندشده با کربنات‌ها و تبادلی بود. عصاره‌گیری مرحله‌ای عنصر روی در خاک‌ها، روش مناسبی برای تعیین شکل‌های شیمیایی آن در خاک‌ها است. در تحقیقات زیادی گزارش شده است که بیشترین مقدار روی در شکل تتمه و بعد از آن شکل پیوندشده با اکسیدهای آهن و منگنز قرار دارد (۸، ۲۶ و ۲۹). اوبرادور و همکاران (۲۶) مشاهده کردند که در خاک‌های آهکی بیشترین مقدار روی به صورت شکل تتمه بود. نتایج آنان نشان داد که بعد از شکل تتمه، شکل‌های پیوندشده با اکسیدهای آهن، پیوندشده با کربنات‌ها، پیوندشده با ماده‌آلی و پیوندشده با اکسیدهای منگنز قرار داشتند. قرارگیری مقدار بیشتر روی در شکل تتمه می‌تواند به دلیل زیاد بودن مقدار رس در خاک باشد.

نتایج آزمون مقایسه میانگین نشان داد که تفاوت میانگین شکل‌های روی در خاک‌های تیمارشده با لجن فاضلاب نسبت به خاک‌های تیمارنشده معنی‌دار ($P<0/05$) بود. شکل‌های روی پس از تیمار خاک‌ها با لجن فاضلاب افزایش یافتند (شکل ۲). در خاک‌های پیش از تیمار، میانگین روی تبادلی، روی پیوندشده با کربنات‌ها و روی پیوندشده با ماده‌آلی به‌ترتیب ۰/۱۹ (۰/۳۹ درصد از روی کل)، ۰/۳۹ (۰/۸۱ درصد از روی کل) و ۰/۷۷ (۱/۵۹ درصد از روی کل) میلی‌گرم در کیلوگرم بود. درحالی‌که میانگین این شکل‌ها در خاک‌های تیمارشده با لجن فاضلاب، به‌ترتیب ۰/۲۴ (۰/۳۸ درصد از روی کل)، ۱/۴۸ (۲/۳۵ درصد از روی کل) و ۱/۴۹ (۲/۳۶ درصد از روی کل) میلی‌گرم در کیلوگرم بود. همچنین در خاک‌های پیش از تیمار با لجن فاضلاب، میانگین روی پیوندشده با اکسیدهای آهن و منگنز و شکل تتمه در خاک‌های قبل از تیمار ۴/۸۲ (۹/۹۶ درصد از روی کل) و ۴۲/۲ (۸۷/۲۵ درصد از روی کل) میلی‌گرم در کیلوگرم بود. درحالی‌که میانگین این شکل‌ها در خاک‌های تیمارشده ۱۳/۱۰ (۲۲/۷۵ درصد از روی کل) و ۴۶/۸ (۷۴/۱۵ درصد از روی کل) میلی‌گرم در کیلوگرم بود.



شکل ۱- میانگین ± خطای استاندارد روی عصاره‌گیری شده با استفاده از روش‌های مختلف شیمیایی قبل و بعد از تیمار خاک‌ها با لجن فاضلاب (سمت چپ) و بعد از تیمار خاک‌ها با لجن فاضلاب و بعد از کشت گندم (سمت راست) (حروف متفاوت نشان‌دهنده تفاوت معنی‌دار میانگین با استفاده از آزمون t در سطح ۵٪ هستند)

Archive of SID

www.SID.ir

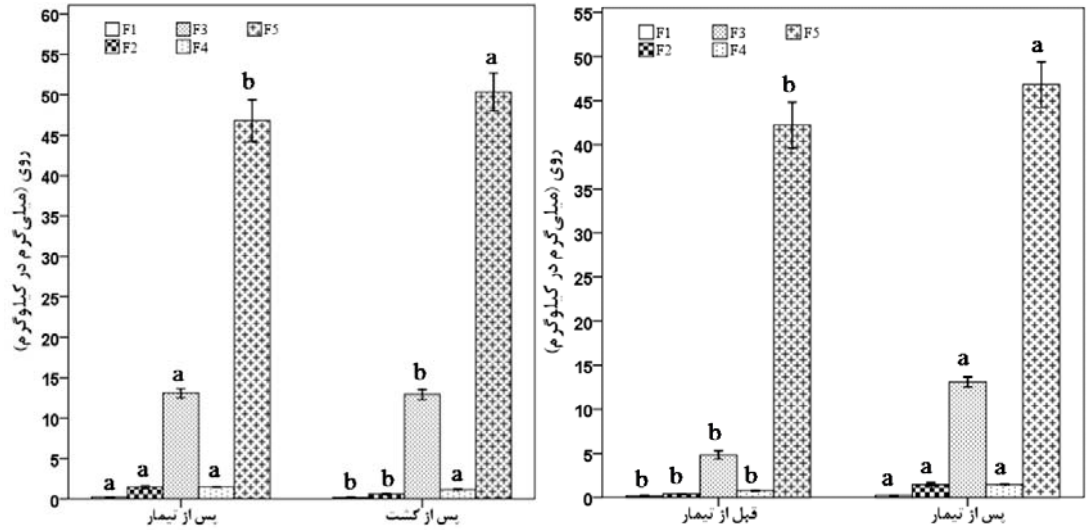
جدول ۳- مقادیر شکل‌های مختلف روی (میلی‌گرم در کیلوگرم) عصاره‌گیری شده پیش و پس از تیمار خاک‌ها با لجن فاضلاب و پس از کشت گندم

شماره خاک	تبادلی	پیوندشده با کربنات‌ها	پیوندشده با اکسیدهای آهن و منگنز	پیوندشده با ماده‌آلی	تتمه	کل
			پیش از تیمار			
۱	۰/۱۸	۰/۳۷	۳/۵۳	۰/۹۱	۵۱/۷	۶۲
۲	۰/۱۲	۰/۳۵	۴/۶۱	۰/۸۰	۴۸/۴	۵۸
۳	۰/۱۶	۰/۲۵	۲/۵۸	۰/۴۱	۴۱/۷	۵۲
۴	۰/۲۳	۰/۴۰	۴/۸۲	۰/۸۵	۳۸/۹	۴۹
۵	۰/۱۹	۰/۳۳	۳/۶۰	۰/۷۰	۳۲/۴	۴۵
۶	۰/۲۲	۰/۵۵	۶/۲۷	۰/۶۵	۳۶/۱	۴۵
۷	۰/۲۱	۰/۴۹	۴/۳۳	۰/۸۱	۲۸/۳	۴۱
۸	۰/۲۱	۰/۲۵	۷/۳۴	۰/۷۲	۴۹/۳	۶۱
۹	۰/۲۲	۰/۴۴	۷/۰۲	۰/۹۲	۴۵/۷	۶۰
۱۰	۰/۱۸	۰/۴۵	۴/۰۹	۰/۹۴	۵۰/۰	۵۷
میانگین	۰/۱۹	۰/۳۹	۴/۸۲	۰/۷۷	۴۲/۲	۵۳!
			پس از تیمار			
۱	۰/۱۹	۰/۹۳	۱۱/۲۳	۱/۶۴	۵۶/۸	۷۲
۲	۰/۲۱	۰/۹۷	۱۰/۷۷	۱/۶۰	۵۲/۹	۷۰
۳	۰/۲۲	۱/۸۰	۱۳/۵۵	۱/۲۵	۴۵/۴	۶۳
۴	۰/۳۰	۱/۱۱	۱۳/۴۶	۱/۵۸	۴۲/۹	۶۱
۵	۰/۲۲	۲/۱۲	۱۳/۸۲	۱/۵۴	۳۶/۷	۵۷
۶	۰/۲۸	۱/۱۶	۱۴/۴۴	۱/۴۲	۴۱/۸	۶۰
۷	۰/۲۹	۲/۳۷	۱۲/۷۲	۱/۲۲	۳۲/۸	۵۸
۸	۰/۲۲	۱/۰۱	۱۳/۰۲	۱/۵۶	۵۴/۰	۷۱
۹	۰/۲۷	۱/۷۷	۱۶/۷۱	۱/۵۷	۵۰/۶	۶۷
۱۰	۰/۲۰	۱/۵۹	۱۱/۲۹	۱/۵۴	۵۴/۳	۶۷
میانگین	۰/۲۴	۱/۴۸	۱۳/۱۰	۱/۴۹	۴۶/۸	۶۵
			پس از کشت گندم			
۱	۰/۱۶	۰/۴۳	۹/۹۴	۱/۱۳	۶۱/۴	۷۱
۲	۰/۱۵	۰/۳۹	۱۰/۷۱	۱/۴۰	۵۷/۲	۶۷
۳	۰/۱۴	۰/۳۸	۱۲/۲۷	۰/۸۰	۴۸/۴	۶۳
۴	۰/۱۵	۰/۴۶	۱۴/۷۱	۱/۲۴	۵۰/۵	۶۶
۵	۰/۱۵	۰/۷۵	۱۲/۴۳	۱/۰۰	۴۳/۵	۵۷
۶	۰/۱۶	۰/۸۵	۱۴/۳۳	۱/۱۹	۴۵/۷	۶۰
۷	۰/۱۸	۱/۲۴	۱۴/۶۶	۱/۱۴	۳۶/۹	۵۴
۸	۰/۱۹	۰/۵۱	۱۲/۳۰	۱/۰۸	۵۳/۲	۷۱
۹	۰/۱۸	۰/۷۱	۱۶/۴۵	۱/۲۸	۴۹/۱	۶۷
۱۰	۰/۱۸	۰/۵۰	۱۱/۴۴	۱/۲۲	۵۷/۶	۶۷
میانگین	۰/۱۶	۰/۶۲	۱۲/۹۲	۱/۱۶	۵۰/۳	۶۴

بر اساس نتایج جدول ۳ و شکل ۲، بر اثر تیمار خاک‌ها با لجن فاضلاب روی تتمه ۱۱ درصد، روی تبادلی ۲۶ درصد، روی پیوندشده با ماده‌آلی ۹۴ درصد، روی پیوندشده با اکسیدهای آهن و منگنز ۱۷۲ درصد و روی پیوندشده با کربنات‌ها ۲۷۹ درصد نسبت به خاک‌های پیش از تیمار افزایش یافتند. نتایج نشان می‌دهد که با توجه به مقادیر شکل‌های مختلف روی، مهمترین راه تثبیت روی در خاک‌های تیمارشده با لجن فاضلاب رسوب به صورت اکسیدها (۱۵) و کربنات‌ها است. نتایج این تحقیق نشان می‌دهد که روی آزادشده از لجن فاضلاب با کربنات‌ها و اکسیدهای آهن و منگنز در خاک پیوند داده و بنابراین مقدار این شکل‌های در خاک‌های تیمارشده با لجن فاضلاب افزایش می‌یابد.

Archive of SID

www.SID.ir



شکل ۲- میانگین ± خطای استاندارد روی تبادلی (F1)، روی پیوندشده با کربنات‌ها (F2)، روی پیوندشده با اکسیدهای آهن و منگنز (F3)، روی پیوندشده با ماده‌آلی (F4) و روی تتمه (F5) پیش و پس از تیمار خاک‌ها با لجن فاضلاب و پس از تیمار و کشت گندم (حروف متفاوت نشان‌دهنده تفاوت معنی‌دار میانگین با استفاده از آزمون t در سطح ۵٪ هستند)

افزایش مقدار روی پیوندشده با کربنات‌ها در خاک‌های آهکی تیمارشده می‌تواند به این دلیل باشد که خاک‌های آهکی منبع بزرگ کربنات‌ها هستند و توانایی پیوند با روی آزادشده از لجن فاضلاب را دارند. همچنین اکسیدهای آهن تمایل زیادی برای جذب روی دارند (۳۳). بنابراین مقدار روی پیوندشده با این دو شکل نسبت به سایر شکل‌های روی در خاک‌های تیمارشده با لجن فاضلاب افزایش بیشتری یافته بود.

شکل‌های روی پس از کشت گندم در جدول ۳ نشان داده شده است. نتایج آزمون مقایسه میانگین نشان داد که میانگین شکل‌های روی (به جز روی پیوندشده با اکسیدهای آهن و منگنز) پیش و پس از کشت گندم تفاوت معنی‌داری (P<۰/۰۵) داشتند. روی تبادلی، روی پیوندشده با کربنات‌ها و روی پیوندشده با ماده‌آلی پس از کشت گندم کاهش و روی تتمه افزایش یافت (شکل ۲). در خاک‌های کشت شده، میانگین روی تبادلی، روی پیوندشده با کربنات‌ها و روی پیوندشده با ماده‌آلی به‌ترتیب ۰/۱۶ (۰/۲۵ درصد از روی کل)، ۰/۶۲ (۰/۹۸ درصد از روی کل) و ۱/۱۶ (۱/۷۸ درصد از روی کل) میلی‌گرم در کیلوگرم بود. درحالی‌که میانگین این شکل‌های در خاک‌های تیمارشده با لجن فاضلاب، به‌ترتیب ۰/۲۴ (۰/۳۸ درصد از روی کل)، ۱/۴۸ (۲/۳۴ درصد از روی کل) و ۱/۴۹ (۲/۳۶ درصد از روی کل) میلی‌گرم در کیلوگرم بود. همچنین میانگین روی پیوندشده با اکسیدهای آهن و منگنز و شکل تتمه در خاک‌های پیش از کشت ۱۳/۱۰ (۲۰/۷۶ درصد از روی کل) و ۴۶/۸ (۷۴/۱۶ درصد از روی کل) میلی‌گرم در کیلوگرم بود، درحالی‌که میانگین این شکل‌ها در خاک‌های پس از کشت گندم به ترتیب ۱۲/۹۲ (۱۹/۷۹ درصد از روی کل) و ۵۰/۴ (۷۷/۲۳ درصد از روی کل) میلی‌گرم در کیلوگرم بود.

کاهش مقدار روی تبادلی پس از کشت گیاه به وسیله یوسف و چاینو (۴۱) گزارش شده است. روی تبادلی در خاک در مقایسه با سایر شکل‌ها کمتر بود و روی تبادلی به عنوان شکل قابل استفاده گیاهان گزارش شده است. علاوه بر این شکل‌های محلول و تبادلی می‌توانند با ترکیبات آلی ترشح شده از ریشه‌ها پیوند دهند (۲۱) و روی تبادلی در خاک‌های کشت‌شده کاهش یابد. ریزجانداران می‌توانند ترکیبات آلی را اکسید کرده (۱۶) و روی پیوندشده با ماده‌آلی در خاک ریزوسفری را آزاد کنند. انتقال شکل پیوندشده با کربنات‌ها به سایر شکل‌ها می‌تواند علت کاهش این شکل در خاک کشت‌شده باشد (۳۶ و ۳۷).

همبستگی بین روی قابل استفاده و شکل‌های روی

ضرایب همبستگی بین روی عصاره‌گیری شده با استفاده از روش‌های مختلف و شکل‌های روی در خاک‌ها قبل از تیمار با لجن فاضلاب، پس از تیمار خاک‌ها با لجن فاضلاب و پس از کشت گندم در جدول ۴ نشان داده شده است. همانطور که نتایج این جدول نشان می‌دهد پیش از تیمار خاک‌ها با لجن فاضلاب همبستگی معنی‌داری (P<۰/۰۵) بین روی پیوندشده با اکسیدهای آهن و منگنز و روی عصاره‌گیری شده با استفاده از روش‌های DTPA-TEA و مهلیچ ۳ بدست آمد. پس از تیمار خاک‌ها با لجن فاضلاب، همبستگی بین

Archive of SID

www.SID.ir

روی کل با روی عصاره‌گیری شده با استفاده از روش DTPA-TEA معنی‌دار (P<۰/۰۵) بود. نتایج بررسی همبستگی نشان داد که پس از کشت گندم، همبستگی بین روی تبادلی با روی عصاره‌گیری شده با استفاده از DTPA-TEA و مهلیچ ۳ معنی‌دار بود. همچنین، همبستگی بین روی عصاره‌گیری شده با استفاده از مهلیچ ۱ و روی پیوندشده با ماده‌آلی معنی‌دار (P<۰/۰۵) بود.

نتایج بررسی همبستگی نشان داد که پس از تیمار خاک‌ها با لجن فاضلاب، روی پیوندشده با اکسیدهای آهن و منگنز با روی عصاره‌گیری شده با استفاده از عصاره‌گیرهای مورد استفاده در این تحقیق (به‌جز مهلیچ ۱) همبستگی معنی‌داری (P<۰/۰۵) داشت. پس از تیمار خاک‌ها با لجن فاضلاب، به‌دلیل ورود مقدار زیاد روی بر اثر استفاده از لجن فاضلاب، روابط بین مقدار روی عصاره‌گیری شده با استفاده از روش‌های مختلف و شکل‌های روی تغییر کرده و روی عصاره‌گیری شده با DTPA-TEA با روی کل همبستگی معنی‌داری (P<۰/۰۵) داشتند، درحالی‌که روی عصاره‌گیری شده با استفاده از روش مهلیچ ۳ با شکل‌های روی در این خاک‌ها همبستگی معنی‌داری نداشت (P>۰/۰۵). پس از کشت گندم، روی تبادلی با روی عصاره‌گیری شده با استفاده از روش‌های DTPA-TEA و مهلیچ ۳ همبستگی معنی‌داری (P<۰/۰۵) داشت. روی عصاره‌گیری شده با استفاده از عصاره‌گیرهای شیمیایی با شکل‌های مختلف روی در خاک‌های مختلف همبستگی معنی‌داری داشتند که می‌تواند دلیل تفاوت بین مقدار روی عصاره‌گیری شده پیش و پس از تیمار خاک‌ها با لجن فاضلاب و پس از کشت گندم باشد.

نتیجه‌گیری

بر اساس نتایج این پژوهش، کاربرد لجن فاضلاب منجر به افزایش شکل‌های روی در خاک، نسبت به خاک‌های پیش از استفاده از آن می‌شود. در اثر تیمار خاک‌ها با لجن فاضلاب، روی تتمه ۱۱ درصد، روی تبادلی ۲۶ درصد، روی پیوندشده با ماده‌آلی ۹۴ درصد، روی پیوندشده با اکسیدهای آهن و منگنز ۱۷۲ درصد و روی پیوندشده با کربنات‌ها ۲۷۹ درصد نسبت به خاک‌های پیش از تیمار افزایش یافتند. در خاک‌های پیش از تیمار و پس از تیمار با لجن فاضلاب، بیشترین مقادیر روی به‌ترتیب در شکل‌های تتمه، پیوندشده با اکسیدهای آهن و منگنز، پیوندشده با ماده‌آلی، پیوندشده با کربنات‌ها و تبادلی بود. نتایج آزمون مقایسه میانگین نشان داد که میانگین شکل‌های روی (به جز روی پیوندشده با اکسیدهای آهن و منگنز) قبل و بعد از کشت گندم در خاک‌های تیمارشده با لجن فاضلاب تفاوت معنی‌داری داشتند. روی تبادلی، روی پیوندشده با کربنات‌ها و روی پیوندشده با ماده‌آلی پس از کشت گندم کاهش و روی تتمه افزایش یافت. میانگین روی عصاره‌گیری شده با استفاده از روش‌های شیمیایی پس از تیمار با لجن فاضلاب به‌صورت معنی‌داری بیشتر از میانگین روی عصاره‌گیری شده پیش از تیمار خاک‌ها بود. نتایج نشان داد که میانگین روی عصاره‌گیری شده با استفاده از روش‌های شیمیایی پس از کشت گندم با قبل از کشت تفاوت معنی‌داری نداشت. نتایج بررسی همبستگی نشان داد که روی عصاره‌گیری شده با استفاده از عصاره‌گیرهای شیمیایی پیش از تیمار، پس از تیمار با لجن فاضلاب و پس از کشت گندم با شکل‌های مختلف روی همبستگی معنی‌داری داشتند، بنابراین تفاوت در شکل تأمین‌کننده روی قابل استفاده می‌تواند دلیل تفاوت در مقدار روی عصاره‌گیری شده باشد.

جدول ٤- ضرایب همبستگی بین شکل‌های روی با روی عصاره‌گیری شده با استفاده از روش‌های شیمیایی در خاک‌های مختلف

عصاره‌گیر	تبادلی	پیوندشده با کربنات‌ها	پیوندشده با اکسیدهای آهن و منگنز	پیوندشده با ماده‌آلی	تتمه	کل
			پیش از تیمار			
DTPA-TEA	۰/۵۶ ns	۰/۳۰ ns	۰/۷۳*	۰/۴۲ ns	−۰/۱۰ ns	۰/۱۰ ns
مهلیچ ۱	−۰/۱۶ ns	۰/۰۸ ns	−۰/۱۰ ns	۰/۲۷ ns	۰/۲۷ ns	۰/۳۱ ns
مهلیچ ۳	۰/۵۳ ns	۰/۱۶ ns	۰/۸۹**	۰/۵۲ ns	۰/۲۷ ns	۰/۴۳ ns
			پس از تیمار			
DTPA-TEA	−۰/۲۹ ns	−۰/۵۳ ns	−۰/۱۴ ns	۰/۵۸ ns	۰/۵۹ ns	۰/۶۵*
مهلیچ ۱	−۰/۵۱ ns	−۰/۴۱ ns	−۰/۶۰ ns	۰/۱۹ ns	۰/۲۹ ns	۰/۳۲ ns
مهلیچ ۳	۰/۵۲ ns	−۰/۱۰ ns	۰/۳۰ ns	۰/۰۸ ns	−۰/۳۴ ns	−۰/۱۸ ns
			پس از کشت			
DTPA-TEA	۰/۹۱**	۰/۵۴ ns	۰/۵۷ ns	۰/۳۰ ns	−۰/۳۰ ns	−۰/۱۰ ns
مهلیچ ۱	−۰/۲۱ ns	−۰/۵۲ ns	−۰/۳۰ ns	۰/۳۴ ns	۰/۶۹*	۰/۵۸ ns
مهلیچ ۳	۰/۷۰*	۰/۱۲ ns	۰/۵۵ ns	۰/۳۵ ns	−۰/۱۶ ns	۰/۳۸ ns

**- معنی‌دار در سطح احتمال ۱ درصد، *- معنی‌دار در سطح احتمال ۵ درصد و ns غیرمعنی‌دار

Archive of SID

www.SID.ir

سپاسگزاری

بدین وسیله از معاونت محترم پژوهشی دانشگاه شهرکرد که هزینه‌های اجرای این پژوهش را فراهم نموده‌اند، تشکر و قدردانی می‌شود.

منابع

۱- اکبرنژاد ف.، آستارایی ع.ر.، فتوت ا. و نصیری محلاتی م. ۱۳۸۹. تأثیر کمپوست پسماند شهری و لجن فاضلاب بر عملکرد و غلظت سرب، نیکل و کادمیم در خاک و گیاه دارویی سیاهدانه (*Nigella sativa* L.). نشریه بوم شناسی کشاورزی، ۴: ۶۰۸-۶۰۰.

۲- روانبخش م.ح.، فتوت ا.، حق نیا غ.ح. ۱۳۹۰. اثر لجن فاضلاب، مقدار رس و زمان بر شکل های شیمیایی نیکل و کادمیم در چند خاک آهکی. نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی). ۲۵(۳): ۴۵۸-۴۴۶.

۳- کرمی م.، افیونی م.، رضایی‌نژاد ی. و خوشگفتارمنش ا.ج. ۱۳۸۷. آثار تجمعی و باقیمانده لجن فاضلاب شهری بر غلظت روی و مس در خاک و گیاه گندم. علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی، سال دوازدهم، شماره چهل و ششم (ب)، ۶۳۹-۶۵۳.

۴- ملکوتی م.ج.، کشاورز پ. و کریمیان ن.ع. ۱۳۷۸. روش جامع تشخیص و توصیه بهینه کودی برای کشاورزی پایدار. انتشارات دانشگاه تربیت مدرس. ۷۵۵ ص.

۵- واثقی س.، افیونی م.، شریعتمداری ح.، و مبلی م. ۱۳۸۲. اثر لجن فاضلاب و pH خاک بر قابلیت جذب عناصر کم‌مصرف و فلزات سنگین. مجله علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی، ۳: ۱۰۵-۹۵.

6- Allen H.E. 1997. Importance of speciation of metals in natural waters and soils to risk assessment. p. 141-157. In Report of International Workshop on Risk Assessment of Metals and their Inorganic Compounds, International Council on Metals and the Environment. Ottawa.

7- Allowoy B.J. 1990. Heavy Metals in Soils. Blackie and Son Ltd. Glascow and London.

8- Alvarez J.M., Lopez-Valdivia L.M., Novillo J., Obrador A. and Rico M.I. 2006. Comparison of EDTA and sequential extraction tests for phytoavailability prediction of manganese and zinc in agricultural alkaline soils. Geoderma, 132:450- 463.

9- Amir S., Hafidi M., Merlina G. and Revel J.C. 2005. Sequential extraction of heavy metals during composting of sewage sludge. Chemosphere, 59: 801-810.

10- Bakircioglu D., Bakircioglu Kurtulus Y. and Ibar H. 2011.·Investigation of trace elements in agricultural soils by BCR sequential extraction method and its transfer to wheat plants Environmental Monitoring Assessment, 175:303-314.

11- Bowen G.D. and Rovira A.D. 1991. The rhizosphere, the hidden half of the hidden half. p. 629-641. In Y. Waisel (ed.), Plant Roots, the Hidden Half. Marcel Dekker, New York.

12- Engelhart M., Kruger M., Kopp J. and Dichtl N. 2000. Effect of disintegration on anaerobic degradation of sewage excess sludge in down flow stationary fixed film digesters. Water Science and Technology, 41:171-179.

13- Fuentes A., Llorens M., Saez J., Soler A., Aguilar M.I., Ortuno J.F. and Meseguer V.F. 2004. Simple and sequential extractions of heavy metals from different sewage sludges. Chemosphere, 54:1039-1047.

14- Gee G.W. and Bauder J.W. 1986. Particle size analysis. p. 404-407. In A. Klute, (ed.), Methods of Soil Analysis. Part 1. 2nd edition. Agron. Monogr. 9. ASA and SSSA, Madison, WI.

15- Hseu, Z.H. 2006. Extractability and bioavailability of zinc over time in three tropical soils incubated with biosolids. Chemosphere, 63:762-771.

16- Jones D.L., Prabowo A.M. and Kochian L.V. 1996. Kinetics of malate transport and decomposition in acid soil and isolated bacterial-populations-the effect of microorganisms on root exudation of malate under Al stress. Plant and Soil, 182: 239-247.

17- Kabata-Pendias A. 2001. Trace Elements in Soils and Plants. CRC Press, Boca Raton, FL, USA.

18- Lindsay W.L. and Norvell W.A. 1978. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese, and copper. Soil Science Society of America Journal, 42: 421-428.

19- Loeppert R.H. and Suarez D.L. 1996. Carbonate and gypsum. pp. 437-474. In D.L. Sparks (ed.), Methods of Soil Analysis. SSSA, Madison.

20- Malakouti M.J. 2007. Zinc is a neglected element in the life cycle of plants. Middle Eastern & Russian Journal of Plant Science and Biotechnology, 1: 1-12.

21- Marschner H. and Romheld V. 1996. Root-induced changes in the availability of micronutrients in the rhizosphere. In Y. Waisel (ed) Plant Roots, The Hidden Half, 2th ed. Marcel Dekker, NY.

22- McGrath S.P., Zhao F.J., Dunhum S.J., Crosland A.R. and Coleman K. 2000. Long-term changes in the extractability and bioavailability of zinc and cadmium after sludge application. Journal of Environmental Quality

Archive of SID

www.SID.ir

29:87-883.
23- Mehlich A. 1953. Determination of P, Ca, Mg, K, Na and NH_4. North Carolina Soil Testing Div. Mimeo, Raleigh.
24- Mehlich A. 1984. Mehlich 3 soil test extractant: A modification of Mehlich 2 extractant. Communication in Soil Science and Plant Analysis, 15:1409-1416.
25- Nelson D.W. and Sommers L.E. 1996. Carbon, organic carbon, and organic matter. p. 961-1010. In D.L. Sparks, (ed.), Methods of Soil Analysis. SSSA, Madison.
26- Obrador A., Novillo J. and Alvarez J.M. 2003. Mobility and availability to plants of two zinc sources applied to a calcareous soil. Soil Science Society of America Journal, 67:564-572.
27- Qian J., Wang Z. Shan X., Tu Q., Wen B. and Chen B. 1996. Evaluation of plant availability of soil trace metals by chemical fractionation and multiple regression analysis. Environmental Pollution, 91: 309-315.
28- Rhoades J.D. 1996. Salinity: electrical conductivity and total dissolved solids. p. 417-435. In D.L. Sparks (ed), Methods of Soil Analysis. SSSA, Madison.
29- Rupa T.R. and Shukla L.M. 1999. Comparison of four extractants and chemical fractions for assessing available zinc and copper in soils of India. Communication in Soil Science and Plant Analysis, 30:2579-2591.
30- Saffari M., Yasrebi J., Karimian N. and Shan X.Q. 2009. Evaluation of three sequential extraction methods for fractionation of zinc in calcareous and acidic soils. Research Journal of Biological Science, 4:848-857.
31- Sommers L.E. 1977. Chemical composition of sewage sludges and analysis of their potential use as fertilizers. Journal of Environmental Quality, 6:225-231.
32- Sposito G.L., Lund J. and Chang A.C. 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 Journal, 46:260-265.
33- Stanton D.A. and Burger R.T. 1967. Availability to plants of zinc sorbed by soil and hydrous iron oxides. Geoderma, 1:13-17.
34- Sumner M.E. and Miller P.M. 1996. Cation exchange capacity and exchange coefficient. p. 1201-1230. In D.L. Sparks (ed.), Methods of Soil Analysis. SSSA, Madison.
35- Tao S., Chen Y.J., Xu F.L., Cao J., and Li B.G. 2003. Changes of copper speciation in maize rhizosphere soil. Environmental Pollution, 122: 447-454.
36- Tao S., Liu W.X., Chen Y.J., Xu F.L., Dawson R.W., Li B.G., Cao J., Wang X.J., Hu J.Y. and Fang J.Y. 2004: Evaluation of factors influencing root-induced changes of copper fractionation in rhizosphere of a calcareous soil. Environmental Pollution 129:5-12.
37- 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.
38- Thomas G.W. 1996. Soil pH and soil acidity. p. 475-490. In D.L. Sparks (ed.), Methods of Soil Analysis. SSSA, Madison.
39- USEPA. 1995. Land application of sewage sludge and domesic septage. Section 503. EPA/625/R-95/001 USEPA. Washington, DC. Pp. 290.
40- Wang Z., Shan X.Q. and Zhang S. 2002. Comparison between fractionation and bioavailability of trace elements in rhizosphere and bulk soils. Chemosphere, 46:1163-1171.
41- Youssef R.A. and Chino M. 1989. Root-induced changes in the rhizosphere of plants. II. Distribution of heavy metals across the rhizosphere in soils. Soil Science and Plant Nutrition, 35:609-621.

Archive of SID

www.SID.ir

Journal of Water and Soil
Vol. 27, No. 6, Jan.-Feb. 2014, p. 1100-1110

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۲۷، شماره ۶، بهمن - اسفند ۱۳۹۲، ص. ۱۱۱۰-۱۱۰۰

Effect of Sewage Sludge Application and Wheat (*Triticum aestivum* L.) Planting on Availability and Fractionation of Zinc in some Calcareous Soils

A. Hosseinpur[1*] – H.R. Motaghian[2]

Received: 18-11-2012
Accepted: 22-12-2013

Abstract

The amount of available micronutrients such as zinc (Zn) is a primary concern in treated soils with sewage sludge. This study was performed to evaluate Zn availability (DTPA-TEA, Mehlich 1 and Mehlich 3) and its fractionation in soils before and after treated with sewage sludge (1% w/w) and after wheat plantation in greenhouse conditions. The results of this study showed that mean of Zn extracted by using chemical extractants after sewage sludge application increased significant ($P<0.01$). In addition, different between mean of Zn extracted by using different extractants, before and after plantation was not significant ($P>0.05$). The results of fractionation showed that residual Zn, exchangeable Zn, Zn associated with organic matter, Zn associated with iron-manganese oxides, and Zn associated with carbonates increased 11, 26, 94, 172, and 279% respectively. The results of mean comparison showed that different between mean of Zn fractions (except Zn associated with iron-manganese oxides) before and after planting was significant ($P<0.05$). Zn exchangeable, Zn associated with carbonates and Zn associated with organic matter decreased, while, Zn residual increased. The results of study of correlation showed that correlation between Zn extracted by using different extractants before and after treated soils with sewage sludge and after wheat plantation with Zn fractions were significant ($P<0.05$). The results of the present study showed that Zn fractionation was changed after sewage sludge application and wheat plantation.

Keywords: Fractionation, Sewage sludge, Chemical extractants

Archive of SID

1, 2- Professor and Assistant Professor of Soil Science Department, Faculty of Agriculture, Shahrekord University, Respectively
(*- Corresponding Author Email: hosseinpur-a@agr.sku.ac.ir)

www.SID.ir