شکل‌های شیمیایی و زیست فراهمی روی در دو خاک آهکی و رابطه این شکل‌ها با غلظت روی در گیاه ذرت تحت تأثیر کاربرد لجن فاضلاب

حمیدرضا بوستانی[1] و عبدالمجید رونقی

دانشجوی دکتری دانشگاه شهید چمران اهواز و کارشناسی ارشد سابق دانشگاه شیراز؛ **hamidboostani@gmail.com**

استاد دانشگاه شیراز؛ **amronaghi@yahoo.com**

دریافت: **91/8/21** و پذیرش: **92/11/21**

چکیده

برای درک زیست فراهمی و تحرک عناصر غذایی در خاک‌های تیمار شده با لجن فاضلاب، اطلاع از شکل‌های شیمیایی عناصر، ضروری است. به منظور مطالعه اثر کاربرد لجن فاضلاب و نوع بافت خاک بر شکل‌های شیمیایی و زیست فراهمی روی در خاک و همچنین غلظت روی در گیاه ذرت، آزمایشی به صورت فاکتوریل در شرایط گلخانه‌ای در قالب طرح کاملاً تصادفی با سه تکرار انجام شد. تیمارها شامل پنج سطح لجن فاضلاب (1، 2، 4 و 8 درصد وزنی) و دو بافت خاک (شنی و لوم رسی) بودند. از روش عصاره‌گیری دنباله‌ای اسپوزیتو و همکاران برای تعیین شکل‌های شیمیایی روی در خاک استفاده شد. برای مقایسه زیست فراهمی روی در دو بافت مورد مطالعه از روش شاخص تفکیک کاهش یافته استفاده شد. نتایج نشان داد که در دو بافت خاک با افزایش سطوح لجن فاضلاب، غلظت روی در اندام هوایی گیاه ذرت، به طور معنی‌داری افزایش یافت. ترتیب شکل‌های شیمیایی روی در تیمار شاهد و تیمارهای لجن فاضلاب در بافت شنی به صورت: تتمه > کربناتی > آلی > جذب سطحی و در بافت لوم رسی به صورت: تتمه >کربناتی > جذب سطحی بود. بر اثر کاربرد لجن فاضلاب به ترتیب شکل‌های کربناتی، جذب سطحی و تتمه روی در بافت لوم رسی و در بافت شنی به ترتیب شکل‌های جذب سطحی، کربناتی، آلی وتتمه، بهترین رابطه رگرسیونی (بیشترین ضریب تبیین) را با غلظت روی در اندام هوایی گیاه ذرت نشان دادند. بر اساس شاخص تفکیک کاهشی محاسبه شده، زیست فراهمی روی در تیمار شاهد و همه سطوح لجن فاضلاب، در بافت شنی بیشتر از بافت لوم رسی بود. در بافت شنی با افزایش سطوح لجن فاضلاب زیست فراهمی روی به طور چشمگیری افزایش یافت در حال که در بافت لوم رسی چنین روندی مشاهده نشد. بطورکلی، اثر کاربرد لجن فاضلاب بر زیست فراهمی و شکل‌های روی در بافت‌های مختلف خاک و ارتباط این شکل‌ها با غلظت این عنصر غذایی در ذرت متفاوت بود که بایستی در مدیریت و کاربرد لجن فاضلاب در نظر گرفته شود.

واژه‌های کلیدی: عصاره‌گیری دنباله‌ای

[1]. نویسنده مسئول، آدرس: اهواز، دانشکده کشاورزی دانشگاه شهید چمران اهواز، گروه علوم خاک

مقدمه

لجن فاضلاب به عنوان یک منبع دارای عناصر غذایی برای رشد گیاه و به دلیل داشتن اثر مثبت بر خصوصیات فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک در بسیاری از کشورها مورد استفاده قرار می‌گیرد (برمنر، 1996). عناصر سنگین در خاک شکل‌های شیمیایی مختلفی دارند و این شکل‌ها دارای تحرک و قابلیت استفاده متفاوتی می‌باشند (کلوپکا و همکاران، 1996). لجن فاضلاب حاوی مقدار زیادی عناصر غذایی مانند مس، روی، آهن و منگنز می‌باشد که در اثر کاربرد آن در زمین کشاورزی می‌تواند به مقدار قابل توجهی این عناصر را برای گیاه فراهم کند (ریوس و باکر، 2000). میزان تحرک و زیست فراهمی عناصر سنگین موجود در خاک، وابستگی شدیدی به شکل‌های شیمیایی این عناصر دارد (فرناندز و همکاران، 2000). بنابراین اطلاع از شکل‌های شیمیایی عناصر سنگین در خاک‌هایی که به آنها لجن فاضلاب افزوده شده است، برای دانستن قابلیت زیست فراهمی این عناصر و تحرک آنها در خاک مهم است. به طور کلی شکل‌های قابل جذب این عناصر توسط گیاه اهمیت دارند و مقدار کل این عناصر تنها بیان کننده درجه آلودگی خاک می‌باشند (ژیان، 1989). استفاده از روش‌های عصاره‌گیری دنباله‌ای این امکان را به ما می‌دهد که شکل‌های شیمیایی عناصر سنگین در خاک‌هایی که به آن‌ها لجن فاضلاب افزوده شده است را تعیین نماییم و در نتیجه می‌توان مشخص نمود که یک عنصر خاص تا چه اندازه‌ای می‌تواند برای گیاه قابل استفاده باشد، چه مقدار قدرت ماندگاری در خاک دارد و به چه مقدار می‌تواند به صورت بالقوه برای گیاه قابل استفاده باشد (تاسادیلیس و همکاران، 1995). روی از عناصر ضروری گیاه می‌باشد که معمولاً در قسمت‌های فعال گیاه از قبیل برگ و شاخه‌های جوان و گل متمرکز است. کمبود روی در خاک‌های آهکی از نظر تغذیه گیاهان یک مشکل اساسی می‌باشد (کشاورز و همکاران، 2005).

والتر و گواس (1999) با استفاده از روش عصاره‌گیری دنباله‌ای پیشنهادی توسط سیمز و کلاین (1991) بیان کردند که افزودن لجن فاضلاب در دو سطح 400 و 800 مگا گرم در هکتار به یک خاک آهکی با بافت لوم رسی تحت کشت گندم سبب افزایش غلظت روی در شکل‌های آلی، کربناتی و تتمه شد. گوبتا و سینها (2006) با استفاده از روش عصاره‌گیری دنباله‌ای تسیر و همکاران (1979) بیان کردند که بر اثر افزودن لجن فاضلاب (10 ، 25 ،35 و50 درصد وزنی) در خاک تحت کشت گیاه کنجد سبب افزایش روی در شکل متصل به اکسیدهای آهن و منگنز در مقایسه با تیمار شاهد شد و بیشترین مقدار آن در سطح 50 درصد لجن فاضلاب مشاهده شد. سو و وانگ (2003) با استفاده از روش عصاره‌گیری دنباله‌ای تسیر و همکاران (1979) بیان کردند که با افزودن مقدار 5، 10، 35 و 50 درصد لجن در یک خاک لومی با پ-هاش اسیدی تحت کشت ذرت درصد مس، روی و نیکل در شکل تتمه نسبت به تیمار شاهد افزایش پیدا کرد. لنا و گاد (1977) با استفاده از روش عصاره‌گیری دنباله‌ای تسیر و همکاران (1979) با مطالعه نه خاک آلوده (پ-هاش اسیدی تا قلیایی) که از مناطق مختلف آمریکا انتخاب شده بود، توزیع شکل‌های مختلف روی در این خاک‌ها را به صورت زیر گزارش کردند: تتمه > اکسید آهن و منگنز > کربناتی > آلی > تبادلی > محلول در آب. هدف پژوهش حاضر مطالعه اثر کاربرد سطوح لجن فاضلاب و نوع بافت خاک بر شکل‌های شیمیایی و زیست فراهمی روی و ارتباط این شکل‌ها با غلظت روی در گیاه ذرت بود.

مواد و روش‌ها

مقدار کافی از خاک با درصد رس نسبتاً زیاد (*fine, mixed, mesic, Typic Calcixerepts*) از عمق صفر تا 30 سانتی متری جمع آوری شد و به منظور بررسی اثر بافت بر شکل‌های شیمیایی و زیست فراهمی عناصر مورد نظر تحت تأثیر کاربرد لجن فاضلاب، با افزودن شن، دو نوع بافت شامل بافت سنگین (بدون افزودن شن) و بافت سبک تهیه شد. پس از هوا خشک کردن خاک و عبور از الک دو میلی متری برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک مانند بافت به روش هیدرومتری (بیوکاس، 1962)، ماده آلی به روش نلسون و سامرز (1996)، قابلیت هدایت الکتریکی در عصاره اشباع به وسیله هدایت سنج الکتریکی، پ هاش در خمیر اشباع به وسیله پ هاش متر، فسفر قابل استفاده به روش اولسن و همکاران (1954)، غلظت عناصر کم مصرف مانند منگنز، مس، روی ، آهن، کادمیوم و سرب به روش عصاره‌گیری با دی تی پی ا (لیندسی و نارول، 1978) و خواندن با دستگاه جذب اتمی، و پتاسیم به وسیله عصاره‌گیری با استات آمونیوم (کنودسن و همکاران، 1982) و خواندن به وسیله دستگاه فلیم فتومتر تعیین شد (جدول 1). لجن فاضلاب مورد استفاده از تصفیه خانه شهرک صنعتی آب باریک فارس تأمین و پس از هوا خشک شدن از الک دو میلی متری عبور داده شد. برخی از ویژگی‌های شیمیایی و فیزیکی لجن فاضلاب نیز مشابه روش‌های ذکر شده برای خاک اندازه‌گیری شد (جدول 2).

آزمایش به صورت فاکتوریل در شرایط گلخانه‌ای (نور معادل 40000 لوکس، میانگین دمای روزانه و شبانه به ترتیب 35 و 25 درجه سلسیوس و رطوبت نسبی 45 درصد)، در قالب طرح کاملاً تصادفی با سه تکرار انجام شد. تیمارهای مورد استفاده شامل چهار سطح لجن فاضلاب (1، 2، 4 و 8 درصد وزنی) و دو نوع بافت خاک (شنی و لوم رسی) بودند. برای کاشت ذرت از گلدان‌های سه کیلوگرمی استفاده شد. در طول دوره رشد، با استفاده از روش توزین، روزانه رطوبت خاک گلدان‌ها در حد ظرفیت مزرعه نگه داشته شد. پس از 8 هفته قسمت هوایی ذرت از محل طوقه و نزدیک سطح خاک قطع شدند. اندام هوایی گیاه پس از شستشو با آب معمولی و سپس با آب مقطر در آون در دمای 65 درجه سلسیوس تا رسیدن به وزن ثابت خشک شدند. نمونه‌ها پس از توزین با آسیاب برقی پودر و به منظور انجام تجزیه شیمیایی به آزمایشگاه منتقل شدند. برای تجزیه شیمیایی گیاه یک گرم از ماده خشک گیاهی در کوره الکتریکی در دمای 550 درجه سلسیوس خاکستر و سپس در اسید کلریدریک دو مولار حل شده و پس از عبور از کاغذ صافی با آب مقطر به حجم رسانده و غلظت روی با دستگاه جذب اتمی اندازه‌گیری شد. خاک گلدان‌ها پس از برداشت گیاه، هوا خشک و پس از عبور از الک دو میلی‌متری جهت تجزیه آزمایشگاهی آماده شدند.

برای تعیین شکل‌های شیمیایی روی در خاک از روش عصاره‌گیری دنباله‌ای اسپوزیتو و همکاران (1982) استفاده شد (جدول3). در این روش عناصر به شکل‌های قابل تبادل، جذب سطحی، آلی، کربناتی، و سولفیدی یا تتمه تقسیم‌بندی شدند.

به منظور مقایسه‌ی زیست فراهمی روی در دو بافت خاک از شاخص تفکیک کاهش یافته 1 (*IR*) هن و همکاران (2003) استفاده شد.

شاخص تفکیک کاهش یافته (*IR*): این شاخص شدت نسبی پیوند عناصر سنگین با ذرات خاک را به طور کمی توصیف می‌کند و مقدار آن از معادله زیر به دست می‌آید.

(1)

$$IR = \frac{I}{(K)^n}$$

K : تعداد مراحل عصاره‌گیری

n : عدد صحیح و مقدار آن برابر 2 است.

I : شاخص تفکیک و مقدار آن طبق معادله زیر محاسبه می گردد.

(2)

$$I = \sum_{i=1}^{K} F_i * (i)^n$$

i : شماره مرحله عصاره‌گیری که مقدار آن مطابق با قدرت و شدت عصاره‌گیر در استخراج عناصر سنگین افزایش می‌یابد. به عنوان مثال برای اولین مرحله عصاره‌گیری عدد 1 و برای آخرین مرحله عصاره‌گیری عدد 5 در نظر گرفته شده است.

F : نسبت عنصر عصاره‌گیری شده در یک مرحله به کل آن عنصر در خاک

به طور کلی با پارامتر *IR* می‌توان شدت پیوند یک عنصر در خاک‌های مختلف و یا عناصر مختلف در یک خاک را با یکدیگر مقایسه نمود. هر چه مقدار *IR* کمتر باشد نشانگر این است که عنصر مورد نظر عمدتاً در شکل‌های با قابلیت دسترسی (زیست فراهمی) بیشتر نظیر شکل تبادلی وجود دارد.

پس از عصاره‌گیری روی با روش یاد شده، غلظت روی در هر مرحله توسط دستگاه جذب اتمی (شیماتزو مدل *AA-670*) مشخص شد. لازم به ذکر است که استانداردهای روی در محلول‌هایی که از نظر ترکیب و غلظت، مشابه عصاره‌گیرهای هر مرحله است تهیه شد. مقایسه میانگین‌ها با استفاده از برنامه کامپیوتری *SPSS* و با استفاده از آزمون *F* مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفتند. رسم نمودارها نیز با استفاده از نرم افزار *EXCEL* انجام شد.

نتایج و بحث

شکل‌های شیمیایی روی در خاک تحت تأثیر کاربرد لجن فاضلاب

در خاک‌های تیمار شده و شاهد در بافت لوم رسی، میزان روی در شکل‌های تبادلی و آلی پایین‌تر از حد تشخیص دستگاه جذب اتمی بود، که می‌توان آن را به میزان ماده آلی کم و پ هاش بالای خاک مربوط دانست (جدول 4). والتر و گواس (1999) بیان کردند که افزودن لجن فاضلاب به یک خاک آهکی با پ هاش بالا تغییری را در شکل قابل تبادل روی ایجاد نکرد.

افزودن لجن فاضلاب در همه تیمارها سبب افزایش معنی‌دار شکل‌های جذب سطحی، کربناتی و تتمه روی نسبت به خاک شاهد در بافت لوم رسی شد. این شکل‌ها با افزایش سطوح لجن کاربردی به طور معنی‌داری افزایش یافت. افزودن 8 درصد لجن فاضلاب، غلظت شکل‌های جذب سطحی، کربناتی و تتمه روی در

[1] *Reduced partitioning index*

بافت لوم رسی را نسبت به تیمار شاهد به ترتیب از 0/9 به 2/05 ، از 7/25 به 21/88 و از 32/85 به 45/98 میلی-گرم در کیلوگرم خاک افزایش داد. بیشترین افزایش مربوط به شکل کربناتی به میزان تقریباً 2 برابر تیمار شاهد بود (جدول 4)، که می‌توان آن را به پ هاش مناسب برای تشکیل شکل کربناتی روی ارتباط داد. همچنین کربنات کلسیم موجود در خاک ممکن است به عنوان یک جذب کننده‌ی قوی برای روی عمل کند و یا روی می‌تواند به صورت یک کمپلکس دو نمکی ($CaCO_3$,MCO_3) رسوب کند (راموس و همکاران، 1994). نتایج به دست آمده در این تحقیق با نتایج محققانی نظیر والتر و گواس (1999) که با افزودن سطوح لجن فاضلاب به یک خاک آهکی تغییری را در شکل قابل استفاده‌ی روی مشاهده نکردند و همچنین لیو و کریستیه (1998) که با افزودن سطوح لجن فاضلاب به دو خاک با بافت متفاوت با پ هاش خنثی افزایش روی را در دو شکل کربناتی و باقی مانده مشاهده کردند، همخوانی دارد.

در بافت شنی در همه تیمارها و شاهد، میزان روی در شکل تبادلی پایین‌تر از حد کشف دستگاه جذب اتمی بود، که می‌توان آن را، احتمالاً به پ هاش بالای خاک مربوط دانست. در بافت شنی، در همه تیمارها افزودن لجن فاضلاب سبب افزایش شکل‌های جذب سطحی، آلی،کربناتی و تتمه روی نسبت به خاک شاهد شد. این شکل‌ها با افزایش لجن فاضلاب کاربردی به طور معنی‌داری افزایش یافتند (جدول 4). وجود شکل آلی روی در خاک شنی و در همه‌ی تیمارهای لجن فاضلاب و تیمار شاهد را می‌توان به ظرفیت تبادل کاتیونی پایین این خاک نسبت به خاک رسی و احتمالاً تولید اسیدهای آلی نظیر هیومیک اسید توسط لجن فاضلاب و ایجاد شرایط احیاء مربوط دانست (کلمنته و برنال، 2006). نتایج به دست آمده در این تحقیق با نتایج خالد (2004) که با افزودن دو سطح لجن فاضلاب (20 و 40 گرم در کیلوگرم) به یک ستون خاک شنی و همچنین لکلاین و همکاران (1984) که با افزودن 22/5 مگا گرم لجن در هکتار به یک خاک آلفی سول تحت کشت ذرت، بیشترین شکل روی را در دو جزء کربناتی و آلی مشاهده کردند، همخوانی دارد.

معادلات رگرسیونی همراه با درجه تبیین آن‌ها بین سطوح لجن فاضلاب کاربردی و شکل‌های مختلف روی در دو بافت مختلف در جدول شماره 5 آورده شده است.

بر اثر کاربرد سطوح مختلف لجن فاضلاب شکل‌های کربناتی و تتمه روی در بافت لوم رسی به طور معنی‌داری بیشتر از بافت شنی بود در حالی که در بافت شنی، شکل آلی روی نسبت به بافت لوم رسی به طور معنی‌داری بیشتر بود. تفاوت معنی‌داری بین شکل‌های تبادلی و جذب سطحی بین دو بافت خاک تحت تأثیر کاربرد لجن فاضلاب مشاهده نشد (جدول 6).

جدول 1- برخی از خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک استفاده شده (دو بافت)

	لوم رسی	شنی
شن (درصد)	27	90
سیلت (درصد)	36	4
رس(درصد)	37	6
ماده آلی (درصد)	0/8	0/01
کربنات کلسیم معادل(درصد)	34	17
نیتروژن کل (درصد)	0/05	0/005
پ هاش (خمیر اشباع)	7/68	7/71
پتاسیم (میلی گرم در کیلوگرم خاک)	200	82
قابلیت هدایت الکتریکی (دسی زیمنس بر متر)	0/4	0/6
فسفر (میلی‌گرم در کیلوگرم)	9/5	3
عصاره‌گیری با دی تی پی اِ (میلی‌گرم در کیلوگرم)		
آهن	6/3	3/6
مس	1/9	0/6
روی	0/52	0/7
منگنز	6/9	1/8
کادمیم	*nd*[1]	*nd*
سرب	*nd*	*nd*

[1] non detectable

جدول 2- برخی از خصوصیات شیمیایی لجن فاضلاب استفاده شده

پ هاش (1:5)	7/47
قابلیت هدایت الکتریکی (1:5) (دسی زیمنس بر متر)	7/50
نیتروژن کل(درصد)	1/36
نسبت کربن به نیتروژن	4/37
فسفر کل (درصد)	2/5
مس کل (میلی‌گرم در کیلوگرم)	305
روی کل (میلی‌گرم در کیلوگرم)	432
آهن کل (میلی گرم در کیلوگرم)	4500
کادمیم کل (میلی گرم در کیلوگرم)	14
سرب کل (میلی‌گرم در کیلوگرم)	105
سدیم (میلی‌گرم در کیلوگرم)	253
پتاسیم (میلی‌گرم در کیلوگرم)	195

جدول 3- ترتیب و روش عصاره‌گیری جزء به جزء(اسپوزیتو وهمکاران، 1982)

شکل شیمیایی عناصر	زمان تکان دادن(ساعت)	وزن مخصوص (گرم بر سانتیمتر مکعب)	غلظت عصاره‌گیر (مولار)	ترکیب شیمیایی عصاره گیر
قابل تبادل	16	1/02	0/5	KNO_3
جذب سطحی	2	0/99	55/5	$X\text{-}H_2O$
آلی	16	1/01	0/5	$NaOH$
کربناتی	6	1	0/05	Na_2EDTA
باقی مانده	16	1/12	4	HNO_3

جدول 4- اثر کاربرد لجن فاضلاب بر شکل‌های شیمیایی روی (میلی‌گرم بر کیلوگرم) در بافت‌های شنی و لوم رسی

بافت خاک	سطوح لجن فاضلاب (درصد وزنی)				
	0	1	2	4	8
شکل قابل تبادل					
شنی	nd	nd	nd	nd	nd
لوم رسی	nd	nd	nd	nd	nd
شکل جذب سطحی					
شنی	0/525 c*	0/937 b	1/037 b	1/596 a	1/662 a
لوم رسی	0/904 d	0/941 d	1/620 c	1/850b	2/051a
شکل آلی					
شنی	1/337 e	3/767 d	4/835 c	8/284 b	13/704 a
لوم رسی	nd	nd	nd	nd	nd
شکل کربناتی					
شنی	3/300 d	3/700d	4/500c	7/380b	8/140a
لوم رسی	7/226 d	7/271 cd	7/879 c	12/882b	21/869a
شکل تتمه					
شنی	7/780 c	7/940 c	9/280 b	9/460 b	11/960 a
لوم رسی	32/859 e	37/136 d	42/773 c	44/284 b	45/981 a

*در هر شکل و هر ردیف اعداد دارای حروف یکسان از نظر آماری در سطح 5 درصد تفاوت معنی‌داری ندارند.

nd= غیر قابل اندازه‌گیری

جدول 5- معادلات رگرسیونی بین سطوح لجن فاضلاب کاربردی با شکل‌های شیمیایی روی در دو بافت خاک

ضریب تبیین	معادله رگرسیونی
بافت لوم رسی	
$R^2 = 0.98^*$	$Zn_{ads} = 0.0147\ ssl + 0.8482$
$R^2 = 0.96$	$Zn_{car} = 0.1953\ ssl + 5.56$
$R^2 = 0.71$	$Zn_{res} = 0.1462\ ssl + 36.241$
بافت شنی	
$R^2 = 0.80$	$Zn_{ads} = 0.0136\ ssl + 0.7449$
$R^2 = 0.99$	$Zn_{org} = 0.1511\ ssl + 1.8553$
$R^2 = 0.88$	$Zn_{car} = 0.0657\ ssl + 3.4351$
$R^2 = 0.96$	$Zn_{res} = 0.518\ ssl + 7.7314$

ssl = سطوح لجن فاضلاب بر حسب گرم بر کیلوگرم خاک Zn_{ads} = شکل جذب سطحی روی (میلی‌گرم در کیلوگرم خاک)

Zn_{org} = شکل آلی روی (میلی‌گرم در کیلوگرم خاک) Zn_{car} = شکل کربناتی روی (میلی‌گرم در کیلوگرم خاک)

Zn_{res} = شکل باقی مانده روی (میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک) * همه روابط بالا در سطح 5 درصد معنی‌دار هستند.

جدول 6- مقایسه شکل‌های شیمیایی روی در دو بافت مختلف تحت تأثیر کاربرد لجن فاضلاب (میلی‌گرم در کیلوگرم خاک)

بافت خاک	شکل های شیمیایی روی				
	تبادلی	جذب سطحی	آلی	کربناتی	باقی مانده
شنی	nd*	1/28 A	6/00 A	5/31 B	8/93 B
لوم رسی	nd	1/27 A	nd	10/31 A	40/15 A

*در هر ستون اعداد دارای حروف بزرگ مشابه از نظر آماری در سطح 5 درصد معنی‌دار نیستند.

nd= غیر قابل اندازه‌گیری

غلظت روی در اندام هوایی ذرت در خاک تحت تأثیر کاربرد لجن فاضلاب

غلظت روی دراندام هوایی ذرت با افزایش کاربرد سطوح لجن فاضلاب در دو بافت خاک شنی و لوم رسی به طور معنی‌داری افزایش یافت و برهمکنش بین سطوح لجن و بافت خاک نیز معنی‌دار بود (p=0/05) (جدول 7). غلظت روی در اندام هوایی ذرت رشد کرده در بافت شنی و لوم رسی به ترتیب از 22/38 و 32/56 در تیمار شاهد به 55/9 و 65/73 میلی‌گرم در کیلوگرم وزن خشک گیاه در تیمار 8 درصد وزنی لجن فاضلاب رسید که به ترتیب معادل 149/8و 101/9 درصد افزایش بود. مقایسه میانگین غلظت روی در اندام هوایی در تیمار شاهد با تیمار 8 درصد وزنی لجن فاضلاب نشان داد که غلظت روی در اندام هوایی در خاک تیمار شده 2/21 برابر تیمار شاهد است. همچنین بر اثر کاربرد لجن فاضلاب میانگین غلظت روی در اندام هوایی بین دو بافت تفاوت معنی‌داری نداشته است.

در هیچکدام از تیمارهای لجن فاضلاب در دو بافت خاک غلظت روی در اندام هوایی با توجه به اینکه حد معمول آن در گونه‌های مختلف گیاهی 27 تا 150 میلی‌گرم در کیلوگرم وزن خشک و حد سمی آن 150 تا 400 میلی‌گرم وزن خشک گزارش شده است (کاباتا و پندیاس، 1992)، به حد سمیت نرسید. در بین عناصر سنگین روی و کادمیم تمایل زیادی به انباشت در بافت‌های گیاهی دارند و مقدار این دو عنصر در بافت‌های گیاهی تابعی از تعداد دفعات افزودن لجن فاضلاب به خاک و مقدار قابل جذب این عنصر در خاک است (داویس، 1984). محققان زیادی به افزایش غلظت روی در گیاه همراه با افزایش سطوح لجن فاضلاب در خاک‌های مختلف اشاره کرده‌اند (عرفانمنش، 1376؛ چنگ و همکاران، 1987).

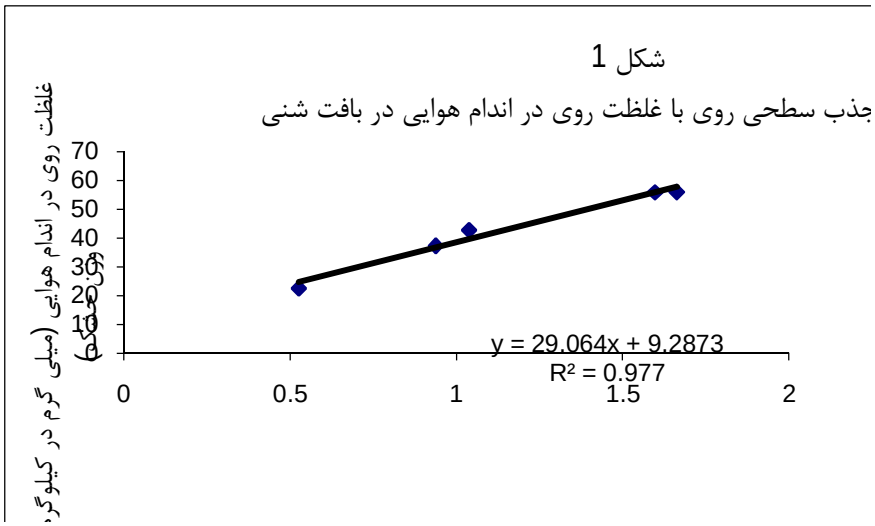
شکل‌های مختلف روی در ارتباط با غلظت روی در اندام هوایی ذرت تحت تأثیر کاربرد لجن فاضلاب

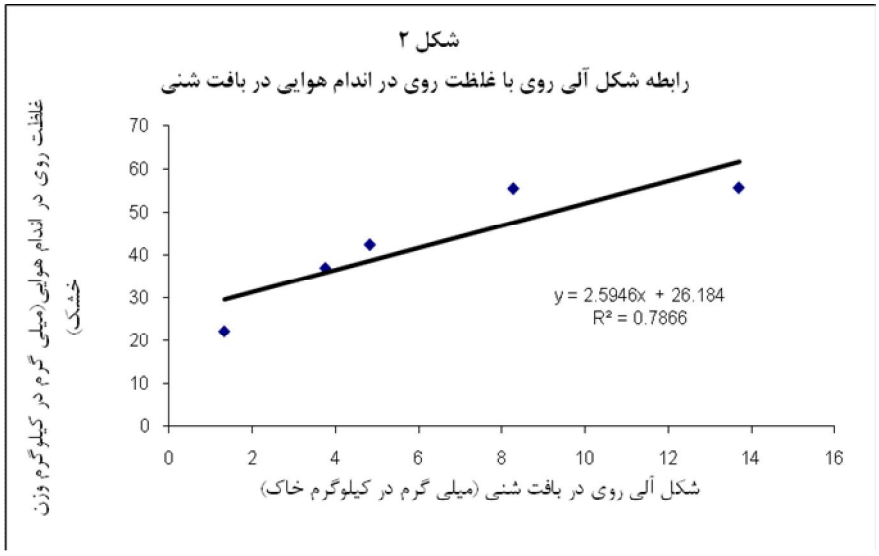
در بافت شنی، بر اثر کاربرد سطوح لجن فاضلاب، به ترتیب شکل‌های جذب سطحی، کربناتی، آلی و تتمه روی بهترین رابطه رگرسیونی را با غلظت روی در اندام هوایی گیاه ذرت نشان دادند و همه روابط رگرسیونی در سطح 5 درصد معنی‌دار بودند (شکل‌های 1 تا 4).

جدول 7- اثر کاربرد لجن فاضلاب در دو بافت خاک بر غلظت روی(میلی گرم در کیلوگرم وزن خشک) دراندام هوایی ذرت

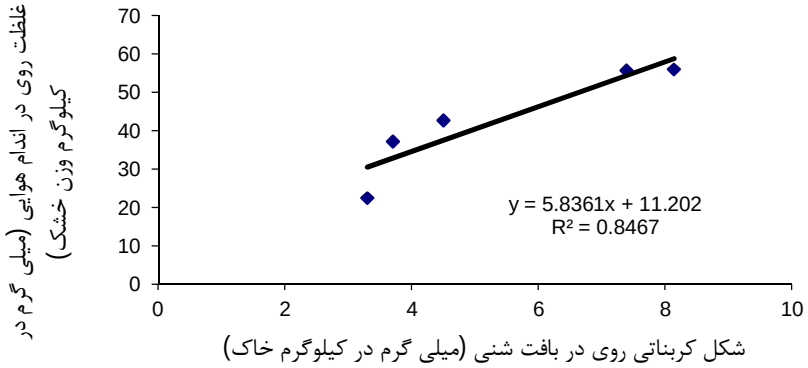
بافت خاک	سطوح لجن فاضلاب(درصد وزنی)					میانگین
	0	1	2	4	8	
شنی	22/38d(f) *	37/18 c(dc	42/60b(cd)	55/70 a(b)	55/90 a(b)	42/75 A
لوم رسی	32/56cd(e)	33/01 c(e)	45/40 b(c)	47/23 b(c)	65/73 a(a)	44/78 A
میانگین	27/47 E	35/09 D	44/00 C	51/46 B	60/81 A	

*در هر ردیف و ستون اعداد دارای حروف کوچک مشابه (داخل پرانتز) و در هر ردیف اعداد دارای حروف کوچک مشابه (خارج از پرانتز) از نظر آماری در سطح 5 درصد تفاوت معنی‌داری ندارند. اثرات اصلی با حروف بزرگ نشان داده شده است.

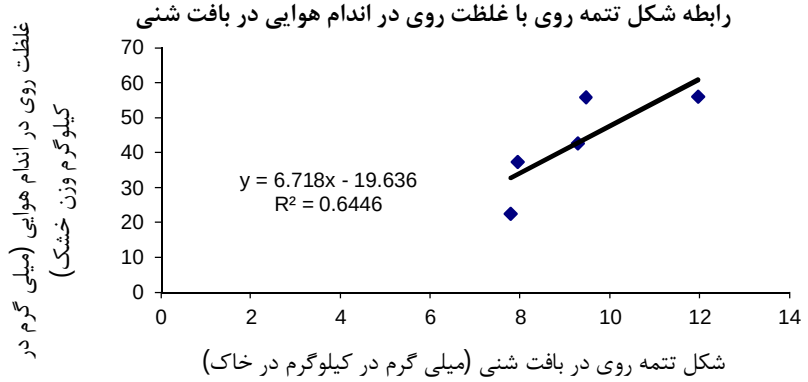




شکل 3



شکل 4



همانطور که در شکل‌های 5، 6 و 7 مشخص است، بر اثر کاربرد سطوح لجن فاضلاب به ترتیب شکل‌های کربناتی، جذب سطحی و تتمه روی در بافت لوم رسی، بهترین رابطه رگرسیونی (بیشترین ضریب تبیین) را با غلظت روی در اندام هوایی گیاه ذرت داشتند که این نشان دهنده این است که شکل‌های قابل استفاده تر روی به ویژه شکل‌های جذب سطحی و کربناتی نقش قابل توجهی را در تأمین روی مورد نیاز گیاه دارند.

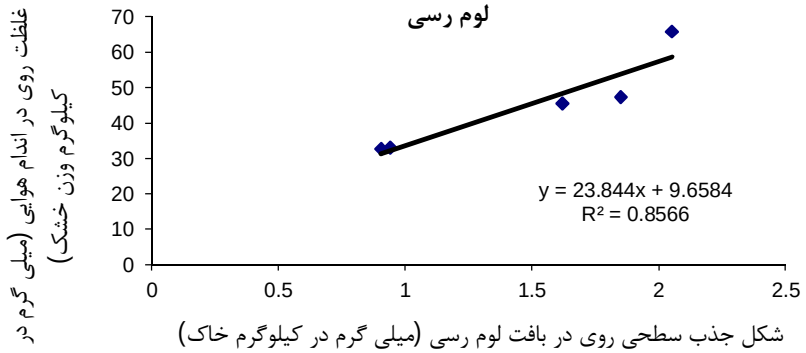
مقایسه زیست فراهمی روی در دو بافت خاک تحت تأثیر کاربرد لجن فاضلاب

میانگین شاخص *IR* روی در تیمار شاهد و سطوح 1، 2، 4 و 8 درصد لجن فاضلاب در خاک شنی به ترتیب 0/808 ، 0/721، 0/716 ، 0/653 و 0/629 می‌باشد. برای سطوح کاربردی مشابه و خاک رسی این مقادیر به ترتیب 0/946 ، 0/949، 0/947، 0/949 و 0/966 می‌باشد (جدول 8). در تمام سطوح لجن کاربردی و شاهد این شاخص برای خاک شنی کمتر از خاک رسی می‌باشدکه این اختلاف از نظر آماری در تیمار شاهد و تمام سطوح کاربردی لجن در سطح 5 درصد معنی‌دار می‌باشد.

پس می‌توان گفت روی در خاک لوم رسی با شدت و قدرت بیشتری به ذرات خاک متصل است، بنابراین قابلیت زیست فراهمی روی در خاک شنی بیشتر از خاک رسی می‌باشد. در خاک لوم رسی با افزایش سطوح لجن فاضلاب کاربردی میزان شاخص *IR* افزایش معنی‌داری نیافت، اما در خاک با بافت شنی با افزایش سطوح لجن فاضلاب کاربردی، مقدار شاخص *IR* به طور معنی‌داری کاهش یافت (جدول 8).

شکل 5

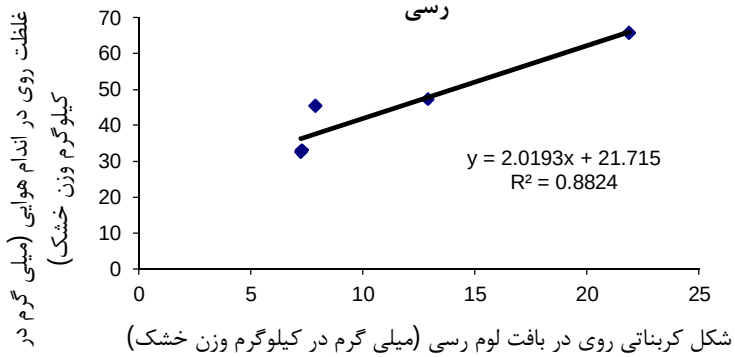
رابطه شکل جذب سطحی روی با غلظت روی در اندام هوایی در بافت لوم رسی



شکل جذب سطحی روی در بافت لوم رسی (میلی گرم در کیلوگرم خاک)

شکل 6

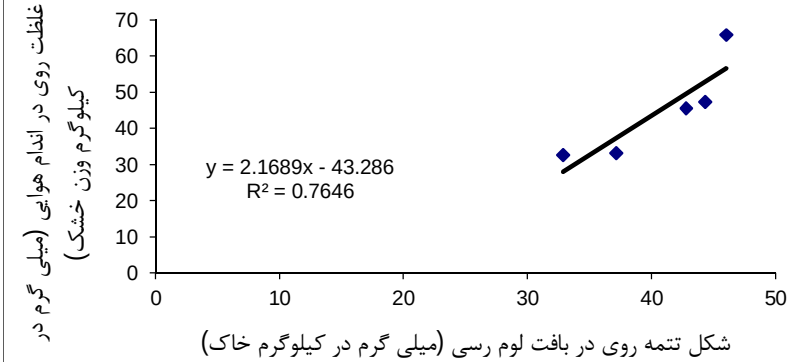
رابطه شکل کربناتی روی با غلظت روی در اندام هوایی در بافت لوم رسی



شکل کربناتی روی در بافت لوم رسی (میلی گرم در کیلوگرم وزن خشک)

شکل 7

رابطه شکل تتمه روی با غلظت روی در اندام هوایی در بافت لوم رسی



شکل تتمه روی در بافت لوم رسی (میلی گرم در کیلوگرم خاک)

بنابراین در بافت شنی با افزایش سطوح لجن فاضلاب میزان اتصال روی به ذرات جامد خاک کاهش یافته و زیست فراهمی آن به طور قابل ملاحظه‌ای افزایش می‌یابد که احتمالاً به دلیل ظرفیت تبادل کاتیونی پایین خاک با بافت شنی می‌باشد. جدول 7 نیز این موضوع را به خوبی تأیید می‌کند که بر اثر افزودن لجن فاضلاب غلظت روی در گیاه در تیمار شاهد نسبت به تیمار حداکثر (8 درصد)، در بافت شنی حدود 150 درصد ولی در بافت لوم رسی حدود 100 درصد افزایش یافت.

جدول 8- شاخص تفکیک کاهش یافته روی در بافت‌های شنی و لوم رسی تحت تأثیر کاربرد لجن فاضلاب

بافت خاک	سطوح لجن فاضلاب (درصد وزنی)				
	0	1	2	4	8
شنی	0/808b*	0/721c	0/716 c	0/653d	0/629d
لوم رسی	0/946a	0/949a	0/947a	0/949a	0/966a

*در هر ردیف و ستون اعداد دارای حروف یکسان از نظر آماری در سطح 5 درصد تفاوت معنی‌داری ندارند.

نتیجه‌گیری کلی

ترتیب شکل‌های شیمیایی روی در تیمار شاهد و سطوح لجن فاضلاب کاربردی در بافت شنی به صورت: تتمه > کربناتی > آلی > جذب سطحی و در بافت لوم رسی به صورت: تتمه >کربناتی > جذب سطحی بود. بر اثر کاربرد سطوح لجن فاضلاب به ترتیب شکل‌های کربناتی، جذب سطحی و تتمه روی در بافت لوم رسی و در بافت شنی به ترتیب شکل‌های جذب سطحی، کربناتی، آلی و تتمه، بهترین رابطه رگرسیونی (بیشترین ضریب تبیین) را با غلظت روی در اندام هوایی گیاه ذرت نشان دادند، پس می‌توان نتیجه گرفت که در دو بافت خاک آهکی تحت تأثیر کاربرد لجن فاضلاب، شکل‌های مؤثر روی خاک در تأمین این عنصر غذایی ضرروری گیاه، شکل‌های کربناتی میزان زیست فراهمی روی در تیمار شاهد و سطوح کاربردی لجن فاضلاب در بافت شنی بیشتر از بافت لوم رسی بوده و همچنین با افزایش سطوح لجن فاضلاب کاربردی زیست فراهمی روی در بافت شنی به طور قابل ملاحظه‌ای نسبت به بافت لوم رسی بیشتر افزایش یافت، بنابراین نوع بافت خاک بر قابلیت دسترسی این عنصر غذایی در خاک تیمار شده با لجن فاضلاب مؤثر بوده است. بطورکلی، اثر کاربرد لجن فاضلاب بر زیست فراهمی و شکل‌های روی در بافت‌های مختلف خاک و ارتباط این شکل‌ها با غلظت این عنصر غذایی در ذرت متفاوت بود که بایستی در مدیریت و کاربرد این ماده آلی در نظر گرفته شود.

فهرست منابع:

1. ملکوتی، م، ج. و م. م. طهرانی. 1384. نقش عناصر ریزمغذی در افزایش کمی و کیفی محصولات کشاورزی. ارتقای سلامت جامعه عناصر خرد با تأثیر کلان. چاپ سوم با بازنگری کامل، انتشارات دانشگاه تربیت مدرس، 45 صفحه، تهران، ایران.
2. عرفان منش، م. 1376. اثر تیمارهای لجن بر برخی خصوصیات خاک وجذب و تراکم عناصر سنگین به وسیله اسفناج و گوجه فرنگی. پایان نامه کارشناسی ارشد در رشته مهندسی علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان.
3. Anderson, A.1977. The distribution of heavy metals in soils and soil material as influenced by the ionic radius. Swed. J. Agric. Res. 7: 79-83.
4. Bremner, J. M. 1996. Nitrojen-total. P. 1085-1122. In D. L. Sparks et al., (eds.) Methods of Soil Analysis. Part3 , 3rd Ed., Am. Soc. Agron., Madison. WI.
5. Baran, A., G. Cayci., C. Kutak. and R. Hartmann. 2001. The effect of grape mare as growing medium on growth of hypotases plant. Bioresoar-Technol. 78: 103-106.

6. Berti, W. R., and T. W. Jacobs. 1996. Chemistry and phytotoxicity of soil trace elements from repeated sewage sludge applications. J. Environ. Qual. 25: 1025-1032.
7. Bouyoucos, C. J. 1962. Hydrometer method improved for making particle size analysis of soils. Agron. J. 54: 464-465.
8. Clemente, R., and M. P. Bernal. 2006. Fractionation of heavy metals and distribution of organic carbon in two contaminated soils amended with humic acids. Chemosphere 64: 1264-1273.
9. Chlopecka, A., J. R. Bacon., M. J. Wilson., and J. Kay. 1996. Forms of cadmium lead and zinc in contaminated soils from southwest Poland. J. Environ. Qual. 25: 69-79.
10. Chang. A. C., A. L. Page., and J. E. Wernick. 1987. Long term sludge application effect on cadmium and zinc accumulation in Swiss chard and radish. J. Environ. Qual. 16: 217-221.
11. Davis, R. D. 1984. Cadmium in sludge used as fertilizer, Environ. Protect. Direct. 40: 117-126.
12. Emmerich, W. E., L. J. Lund., A. L. Page., and A. C. Chang. 1982. Solid phase from of heavy metals in sewage sludge treatedsoils. J. Environ. Qual. 11: 178-181.
13. Elliott, H. A., B. A. Dempsey, and P. J. Maile. 1990. Content and fractionation of heavy metals in water treatment sludges. J. Environ. Qual. 19: 330-334.
14. Fernandez, A., B. Perez-cid., E. Fernandez. and E. Falque. 2000. Comparison between sequential extraction procedures and single extraction for metal partitioning in sewage sludge samples. Analyst 125, 1535-1557.
15. Gupta, A. K and S. Sinha. 2006. Chemical fractionation and heavy metal accumulation in the plant of Sesamum Indicum (L.) Var. Tss grown on soil amended with tannery sludge: Selection of single extraction. Chemosphere 64: 161-173.
16. Han, F. X., A. Banin., W. L. Kingery., G. B. Triplett, L. X. Zhou., S. J. Zheng, and W. X. Ding. 2003. New approach to studies of heavy metal redistribution in soil. Adv. Environ. Res. 8: 113-120.
17. Hickey, M. J, and J. A. Kittrick. 1984. Chemical partitioning of cadmium, copper, nickel and zinc in soils and sediments containing high levels of heavy metals. J. Environ. Qual. 13: 372-376.
18. Kabata, P. and A. H. Pendias. 1992. Trace Elements in Soil and Plant. 2nd Edition., New York. NY.
19. Khaled, E. M. 2004. Distribution of different fractions of heavy metal in desert sandy soil amended with co-composted sewage sludge. Int. Conf. Water Resour. Arid Environ.1-14.
20. Keshavarz, P., M. J. Malakouti., N. Karimian., and A. Fotovat. 2005. The effect of soil salinity on extractability and chemical fraction of zinc in selected calcareous soil of Iran. J. Agric. Sci. Tech. 7:21-25.
21. Knudsen, D., G. A. Peterson and P. F. Prat.1982. Lithium, sodium and potassium .P.225-246.In:A.L.Page (ed). Methods of soil analysis .Part 2 .Am. Soc. Agron. Madison. WI.
22. Lena, G. M., and N. R. Gade. 1977. Chemical fractionation of Cd, Cu, Ni and zinc in contaminated soils. J. Environ. Qual. 26:259-264.
23. Lecline, J. P., A. C. Chang., C. S. Levesque, and G. Sposito. 1984. Trace metal chemistry in arid-zone field soils amended with sewage sludge. Soil Sci. Soc. Am. J. 48: 509-513.
24. Luo, Y. M, and P. Christie. 1998. Bioavailability of copper and zinc in soils treated with alkaline stabilized sewage sludge. J. Environ. Qual. 27:335-342.
25. Lindsay, W. L. and W. A. Norvell. 1978. Development of a DTPA test for zinc, iron, manganese and copper. Soil Sci. Soc. Am. J. 42: 421-448.

26. Nelson, D. W, and L. E., Sommers . 1996. Total carbon, Organic carbon, and Organic matter. P. 961- 1010. In: D. L. Sparks et al., (eds) Method of soil analysis . Part 3, 3 rd Ed., Am. Soc. Agron., Madison. WI.
27. Olsen, S.R.C., V. Cole, F.S. Watanable, and L.A. Dean. 1954. Estimation of available phosphorus in soil by extraction with sodium bicarbonate, USDA. Cir. 939. Us. Govern. Printing Office, Washington, DC.
28. Ramos. L., M. Hernandez, and M. J. Gonzalez. 1994. Sequentional of copper, lead, cadmium and zinc in soils, from or near Donadona National Park. J. Environ. Qual. 23: 50-57.
29. Reeves, R. D., and A. J. M. Baker. 2000. Metal accumulation in plant. In: Raskin, Ensley, B. D. (Eds.), Phytoremendation of toxic metals using to clean up the environment. John Willey and Sons, New York,NY. pp. 193-230.
30. Sims, J. T., and J. S. Kline. 1991. Chemical fractionation and plant uptake of heavy metal in soil amended sewage sludge. J. Environ. Qual. 20: 387-395.
31. Su, D. C., J. and W. C. Wong. 2003. Chemical speciation and phytoavailability of Zn, Cu, Ni, and Cd in soil amended with fly ash-stabilizied sewage sludge. Environ. International 29:895-900.
32. Sposito, G., J. Lund, and A. C. 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 Sci. Soc. Am. J. 46:260-264.
33. Tsadilas, C. D., T. Masti., N. Barbayiannis., and D. Dimoyiannis. 1995. Influence of sewage sludge application on soil properties and on the distribution and availability of heavy metal fractions. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 26: 2603-2619.
34. Tessier, A., P. G. C, Campbell and M. Bisson. 1979. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate traces metals. Anal. Chem. 51, 844-851.
35. Walter, I and G. Guevas. 1999. Chemical fractionation of heavy metals in a soil amended with repeated sewage sludge applications. Sci. Total Environ. 226: 113-119.
36. Xian, X. 1989. Effect of chemical forms of cadmium, zinc, and lead in polluted soils on their uptake by cabbage plants. Plant Soil 113:257-264.