آثار تجمعی و باقی‌مانده لجن فاضلاب شهری بر غلظت روی و مس در خاک و گیاه گندم

مهین کرمی، مجید افیونی، یحیی رضایی نژاد* و امیر حسین خوشگفتارمنش[۱]

(تاریخ دریافت: ۱۳۸۵/۱۲/۲۲ ؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۸۶/۸/۱۴)

چکیده

استفاده از لجن فاضلاب به عنوان یک کود ارزان قیمت و غنی از عناصر غذایی در مناطقی از کشور رواج یافته است. کاربرد این کود به صورت منطقی می‌تواند سهم مهمی در تأمین نیازهای غذایی گیاه داشته باشد اما استفاده بی‌رویه از آن سبب انباشته شدن عناصر سنگین در خاک و به دنبال آن انتقال این عناصر به زنجیره غذایی شده و سلامتی انسان و حیوانات را با خطر مواجه می‌کند. هدف از این تحقیق بررسی آثار تجمعی و باقی‌مانده لجن فاضلاب شهری اصفهان بر غلظت روی و مس در خاک و گیاه گندم بود. این پژوهش در طی چهار سال با سه سطح لجن فاضلاب (۲۵، ۵۰ و ۱۰۰ مگاگرم در هکتار) و تیمار شاهد (بدون کود) در سه تکرار و در قالب طرح کرت‌های خرد شده با طرح پایه بلوک‌های کامل تصادفی اجرا شد. سطوح مختلف لجن در سال اول در تمام کرت و در سال‌های دوم، سوم و چهارم به ترتیب در سه چهارم، نصف و یک چهارم هر یک از کرت‌ها به کار رفت. اوایل پاییز هر سال، گندم رقم مهدوی در کرت‌ها کشت شد. بعد از برداشت گندم در پایان سال چهارم، نمونه‌های خاک از عمق ۲۰-۰ سانتی‌متری هر یک از کرت‌ها برداشت شده و برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیائی آنها اندازه‌گیری شد. هم‌چنین غلظت عناصر روی و مس در ریشه، اندام هوایی و دانه گندم به طور جداگانه تعیین شد. کاربرد تجمعی لجن فاضلاب در کلیه سطوح مصرفی باعث افزایش معنی‌دار ($P\leq 0/05$) غلظت‌های کل و قابل عصاره‌گیری روی و مس خاک شد. اثر باقی‌مانده لجن در یکبار کوددهی، غلظت‌های قابل عصاره‌گیری روی و مس را نسبت به شاهد افزایش داد به طوری که حتی پس از گذشت چهار سال، غلظت‌ها برای روی در تیمارهایی که بیش از ۵۰ مگاگرم در هکتار و برای مس در تیمارهایی که بیش از ۲۵ مگاگرم در هکتار لجن دریافت کرده بودند، به طور معنی‌داری بیش از شاهد بود. لجن فاضلاب اثر معنی‌داری بر غلظت روی و مس اندام هوایی و دانه و جذب این عناصر توسط اندام هوایی داشت. نتایج این تحقیق نشان داد که لجن فاضلاب به صورت باقی‌مانده و تجمعی غلظت عناصر کم مصرف در خاک و گیاه را افزایش داده است.

واژه‌های کلیدی: لجن فاضلاب، اثر تجمعی، اثر باقی‌مانده، روی، مس، گندم

مقدمه

خاک‌های مناطق خشک به علت عدم وجود پوشش گیاهی کافی و بازگشت مقدار کم بقایای گیاهی به خاک دارای مقدار اندکی مواد آلی می‌باشند. این خاک‌ها عموماً آهکی و دارای واکنش قلیایی بوده در نتیجه بسیاری از گیاهان در این خاک‌ها با مشکل تغذیه عناصر کم‌مصرف مانند آهن، روی، مس و منگنز رو به رو هستند. از جمله روش‌های افزایش مقدار قابل جذب این عناصر استفاده از مواد آلی است (۴). در سال‌های اخیر استفاده از لجن فاضلاب به عنوان کود در اراضی کشاورزی به دلیل ارزان بودن رواج یافته است. لجن فاضلاب حاوی مقادیر زیادی عناصر پر مصرف و کم مصرف است که پس از اضافه شدن به زمین می‌تواند در افزایش رشد و عملکرد

۱. به ترتیب دانشجوی دکتری، دانشیاران و استادیار خاک‌شناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان

* : مسئول مکاتبات، پست الکترونیکی: rezainejad@cc.iut.ac.ir

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2024-03-28]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1387.12.46.48.7]

گیاه نقش بسزایی داشته باشد (۳).

افزایش غلظت عناصر کم مصرف نظیر Fe, Mn, Zn و Cu در خاک و گیاه به دنبال کاربرد فاضلاب شهری در مطالعات زیادی به اثبات رسیده است (۵، ۲۷، ۲۸ و ۲۹). عرفان منش در تحقیقی نشان داد که کاربرد لجن فاضلاب، جذب مس و روی توسط گوجه فرنگی را افزایش داد (۴). خیامباشی (۲) گزارش کرد که استفاده از لجن فاضلاب سبب افزایش معنی‌دار مس و منگنز در اندام هوایی و روی و منگنز در ریشه کاهو و اسفناج گردید. افیونی و همکاران(۵) نیز افزایش مقدار جذب مس و روی به وسیله گیاه در اراضی تیمار شده با لجن فاضلاب را گزارش کردند. در این تحقیق دو گیاه کاهو و اسفناج در سه سطح لجن فاضلاب (۰ و ۲۲/۵ و ۴۵ مگاگرم بر هکتار) کشت گردید.

خدیوی (۱) پس از بررسی اثر کودهای کمپوست و لجن فاضلاب برجذب عناصر سنگین توسط گندم نشان داد که غلظت آهن در دانه و کاه وکلش بیشترین بوده وبه ترتیب روی، مس، نیکل، سرب و کادمیم در ردیف‌های بعدی قرار گرفتند. بررسی هم‌بستگی غلظت عناصر در اندام‌های گیاهی گندم با فرم‌های مختلف نشان داد که بین جذب و مقدار قابل‌جذب و کل عناصر در بیشتر موارد هم‌بستگی وجود دارد.

مصرف لجن فاضلاب در برخی موارد در برطرف کردن نیاز گیاهان به عناصر کم مصرف بسیار مؤثرتر ازسایر منابع عمل کرده است، برای مثال رفع کمبود روی در ذرت به وسیله لجن فاضلاب بسیار مؤثرتر از مصرف سولفات روی بوده است (۳۴).

لذا به طور کلی می‌توان اظهار نمود که افزودن فاضلاب و سایر مواد زاید شهری به خاک باعث افزایش غلظت عناصر کم مصرف خاک می‌گردد زیرا فاضلاب و لجن فاضلاب همواره دارای مقدار زیادتری از این عناصر نسبت به خاک هستند. گرچه عناصر مذکور مورد استفاده گیاه قرار می‌گیرند ولی مصرف پی در پی و بیش از حد لجن فاضلاب ممکن است به مسمومیت برخی از گیاهان نسبت به این عناصر منجر گردد (۱۲ و ۱۴).

در رابطه با اثر"گذشت زمان" بر وضعیت فلزات سنگین در خاک و قابلیت دسترسی آنها برای گیاه، نظرات متفاوتی مطرح شده‌است. بر اساس نظریه اثر بمب زمان(Time bomb effect)، فلزات سنگین در خاک‌های تیمار شده با لجن فاضلاب، با گذشت زمان متحرک شده و قابلیت دسترسی آنها برای گیاه افزایش می‌یابد، اسیدی شدن خاک به دنبال تجزیه مواد آلی و اکسایش گوگرد دلیل این مساله می‌باشد (۲۵). از سوی دیگر برخی معتقدند که بر اساس نظریه اثر کهنه شدن(Aging effect) قابلیت دسترسی فلزات سنگین وارد شده به خاک همراه لجن فاضلاب با گذشت زمان کاهش می‌یابد این امر می‌تواند به علت جذب شدید آنها توسط خاک و مواد آلی لجن باشد. راندل و همکاران (۳۱) معتقد هستند که قابلیت دسترسی فلزات سنگین به طور کلی در ۳ تا ۴ سال اول پس از کاربرد لجن، بالا می‌باشد این روند در سال‌های بعد با قابلیت دسترسی کمتر اما پایدار فلزات در خاک دنبال می‌شود. چنگ و همکاران (۱۱) گزارش کردند که بیشترین جذب فلز توسط گیاه در دو سال اول پس از کاربرد لجن اتفاق می‌افتد، سپس این جذب کمتر شده و به صورت ثابت با زمان ادامه پیدا می‌کند. فرضیه جذب ثابت(Uptake plateau concept) که چنی و رایان (۱۰) مطرح کرده‌اند بر این اساس استوار است که جذب فلزات سنگین توسط گیاه به عنوان تابعی خطی از شدت افزایش فلز درخاک صورت می‌گیرد تا این‌که به یک حد بیشینه رسیده و پس از آن مقدار جذب ثابت می‌شود. این اثر می‌تواند تابع فیزیولوژی گیاه باشد، گرچه لوگان و همکاران (۲۳) مشاهده این پدیده را به ظرفیت جذب و نگه‌داری فلزات توسط لجن ربط دادند.

نظر به آن که غلات قسمت عمده غذای مردم ما را تشکیل می‌دهد، بهبود تغذیه این محصولات از نظر عناصر کم مصرف می‌تواند نقش مهمی در تامین نیاز مصرف‌کنندگان داشته باشد. در این راستا دو عامل "مقدار تجمعی" لجن به کار رفته و "زمان سپری شده" از کاربرد لجن دارای اثرات مهمی بر غلظت، قابلیت دسترسی و تحرک عناصر کم‌مصرف در خاک‌های تیمار شده با لجن فاضلاب می‌باشند. اهمیت موضوع از آنجا روشن

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2024-03-28]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1387.12.46.48.7]

جدول ۱. برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک مورد مطالعه تا عمق ۲۰ سانتی‌متری

ویژگی اندازه‌گیری شده	واحد	مقدار
بافت	-	لوم رسی
pH	-	۸/۳
OC	%	۰/۴۶
CEC	$cmol_c\ kg^{-1}$	۱۴
ECe	$dS\ m^{-1}$	۱/۱
آهک	%	۳۵/۹
کلرید	$meq\ L^{-1}$	۳۰/۷
روی کل	$mg\ kg^{-1}$	۸۲/۲
مس کل	$mg\ kg^{-1}$	۳۳

می‌شود که مقدار تجمعی لجن، شدت افزایش عناصر کم‌مصرف موجود در آن به خاک را نشان می‌دهد و زمان سپری شده از کاربرد لجن بیانگر واکنش‌هایی است که فرصت وقوع داشته و بسته به ویژگی‌های خاک به جذب و رسوب عناصر در خاک و یا افزایش حلالیت و قابلیت جذب آنها منجر شده‌اند. هدف از اجرای این پژوهش، بررسی اثرات تجمعی و باقی‌مانده لجن فاضلاب بر غلظت عناصر روی و مس در یک خاک اریدی‌سول و جذب این عناصر به وسیله گندم می‌باشد.

مواد و روش‌ها

محل انجام آزمایش

این پژوهش با کاربرد سطوح مختلف لجن فاضلاب شهری در خاک در مزرعه تحقیقاتی دانشکده کشاورزی دانشگاه صنعتی اصفهان (لورک، نجف آباد) واقع در ۴۰ کیلومتری جنوب غربی شهر اصفهان انجام شد. خاک منطقه در رده اریدی‌سول‌ها قرار دارد (Fine loamy, mixed, thermic, Typic Haplargids) (رده بندی آمریکا، ۱۹۹۹). میانگین دمای سالیانه هوا در ایستگاه لورک نجف‌آباد ۱۴/۵ درجه سلسیوس و متوسط بارندگی ۱۴۰ میلی‌متر است. برخی ویژگی‌های خاک مورد مطالعه در جدول ۱ آمده است.

طرح آزمایش و روش پیاده کردن تیمارها

سطوح مختلف (۲۵، ۵۰ و ۱۰۰ مگاگرم در هکتار) لجن فاضلاب شهری هضم شده به صورت بی‌هوازی به عنوان عامل اصلی در چهار سطح (۱، ۲، ۳ و ۴ سال کوددهی) به عنوان عامل فرعی همراه با تیمار شاهد در قالب طرح کرت‌های خرد شده با طرح پایه بلوک‌های کامل تصادفی در سه تکرار به کار رفت. در سال ۱۳۷۸، ۱۲ کرت در ابعاد ۳×۱۲ متر ایجاد شد که ۹ کرت جهت تیمارهای لجن فاضلاب و ۳ کرت به عنوان شاهد (بدون کوددهی) در نظر گرفته شد. در سال اول اجرای، طرح تمام کرت‌ها لجن دریافت کردند. در سال دوم (۱۳۷۹)، بعد از انجام مراحل خاک‌ورزی، کرت‌ها به دو قسمت نامساوی ۳× ۳ و ۳× ۹ متری تقسیم شدند. قسمت ۹×۳ متری کرت برای بار دوم لجن دریافت کرد اما به قسمت کوچکتر آن لجن اضافه نشد. در سال سوم (۱۳۸۰) کرت ۹×۳ متری نیز به ۲ بخش نامساوی ۳× ۳ و۳× ۶ متر تقسیم شد که قسمت ۳×۳ متری آن لجن دریافت نکرد ولی به ۶×۳ متری آن مجدداً لجن داده شد. در چهارمین سال اجرای این طرح (۱۳۸۱) قسمت ۶×۳ متری که تا سال سوم ۳ بار لجن دریافت کرده بود به دو قسمت مساوی ۳×۳ متری تقسیم شد که یک قسمت آن لجن دریافت نکرد ولی به قسمت دیگر آن برای چهارمین سال

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2024-03-28]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1387.12.46.48.7]

متوالی لجن اضافه شد. پس از محاسبه مقدار هوا خشک لجن و افزودن آن به خاک، تا عمق ۲۰ سانتی‌متری با خاک مخلوط گردید. در هر ۴ سال اجرای طرح، در پاییز، بذور گندم رقم مهدوی (Triticum aestivum cv. Mahdavi) با تراکم کشت ۲۰۰ کیلوگرم در هکتار به صورت ردیفی در کرت‌ها کشت شد. آبیاری به صورت غرقابی و مبارزه با علف‌های هرز به صورت مکانیکی انجام گردید. به غیر از لجن فاضلاب از کود دیگری استفاده نشد.

نمونه‌برداری و آنالیزهای شیمیایی

پس از پایان دوره رشد گندم و رسیدن محصول در تیرماه سال ۱۳۸۲، نمونه‌برداری از خاک و گیاه انجام شد. نمونه‌های خاک از عمق ۲۰-۰ سانتی‌متری برداشت گردید. پس از انتقال نمونه‌های خاک به آزمایشگاه، نمونه‌ها به طور جداگانه کوبیده، از الک ۲ میلی‌متری گذرانده شد. شکل قابل‌جذب مس و روی در نمونه‌های خاک به وسیله محلول DTPA (Diethylene Triamine Pentaacetic Acid (DTPA)) عصاره‌گیری شد (۲۲). جهت اندازه‌گیری غلظت کل این عناصر در خاک، نمونه‌ها توسط اسید نیتریک ۴ نرمال هضم و عصاره‌گیری شدند (۳۵). برای تعیین غلظت روی و مس در گندم، بعد از جداکردن ریشه، ساقه و دانه، نمونه‌های گیاه به مدت ۴۸ ساعت در دمای ۷۰ درجه سلسیوس خشک‌کن قرار داده شده، سپس به روش اکسایش تر با اسیدنیتریک ۷۰٪، اسیدکلریدریک غلیظ و آب اکسیژنه ۳۰٪۰ هضم شدند (۱۷). مقدار کل فلزات در لجن فاضلاب نیز به همین روش عصاره‌گیری شد. غلظت عناصر مورد نظر در عصاره‌های خاک، گیاه و لجن به وسیله دستگاه جذب اتمی پرکین- المر ۳۰۳۰ اندازه‌گیری شد.

تحلیل‌های آماری

تجزیه‌های آماری مر بوط به تغییرات غلظت عناصر و مقایسه بین تیمارهای مختلف سطح کاربرد لجن، زمان و اثر متقابل این دو عامل با نرم‌افزارهای SAS و MSTATC انجام شد. مقایسه میانگین‌ها با آزمون LSD در سطح احتمال ۵ درصد صورت گرفت. رسم نمودارها با نرم‌افزار EXCEL انجام شد.

نتایج و بحث

ویژگی‌های شیمیایی لجن فاضلاب مورد استفاده

پیامدهای کاربرد لجن فاضلاب در زمین‌های کشاورزی بستگی زیادی به ویژگی‌های شیمیائی لجن مورد استفاده دارد. برخی ویژگی‌های شیمیایی لجن فاضلاب مورد استفاده در جدول ۲ آورده شده‌است. pH لجن مورد استفاده تا حدودی اسیدی است (جدول ۲) که این عمدتا به دلیل حضور اسیدهای آلی حاصل از تخمیر مواد آلی می‌باشد. قابلیت هدایت الکتریکی لجن فاضلاب نسبتاً زیاد بوده و احتمال وقوع خطر شوری را مطرح می‌سازد.

مقایسه مقادیر عناصر سنگین لجن فاضلاب مورد استفاده با استانداردهای آژانس حفاظت محیط زیست آمریکا (USEPA) درجدول ۲، نشان داد که غلظت کلیه عناصر سنگین به غیر از آرسنیک در این لجن پایین‌تر بوده و ازنظر فلزات سنگین غیر از آرسنیک، از پتانسیل آلودگی کمی برخوردار می‌باشد (۳۶).

تأثیر لجن فاضلاب بر غلظت‌های کل و قابل عصاره گیری با DTPA روی و مس در خاک

۱. روی

مصرف لجن فاضلاب متناسب با مقدار و تعداد دفعات کاربرد، سبب افزایش معنی‌دار غلظت روی کل و قابل عصاره‌گیری با DTPA خاک شد (جدول ۳). با افزایش سطح لجن مصرفی از ۲۵ به ۱۰۰ مگاگرم در هکتار و نیز با افزایش تعداد سال‌های کاربرد لجن از یک به ۴ سال، غلظت روی کل و قابل عصاره‌گیری با DTPA خاک به طور خطی افزایش یافت. در همین ارتباط، آنتونی آدیس و آلووی (۶) افزایش غلظت‌های کل Zn, Ni, Cd در خاک‌های تیمار شده با لجن فاضلاب در مقایسه شاهد را متناسب با مقدار لجن مصرفی گزارش کردند.

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2024-03-28]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1387.12.46.48.7]

جدول ۲. برخی ویژگی‌های شیمیایی لجن فاضلاب مورد استفاده و مقایسه غلظت (mg/kg) برخی عناصر سنگین آن با استانداردهای USEPA503 (۳۶)

ویژگی اندازه‌گیری شده	واحد	لجن فاضلاب مورد استفاده	حدمجاز استاندارد USEPA503
pH	-	۶/۴	-
قابلیت هدایت الکتریکی	$dS\ m^{-1}$	۹/۴	-
ماده آلی	%	۳۱	-
نیتروژن	%	۱/۹	-
فسفر	%	۱/۴۳	-
پتاسیم	%	۰/۶۴	-
آهن	%	۱/۸۷	-
منگنز	%	۰/۰۳۳	-
کادمیم	$mg\ kg^{-1}$	۵	۳۹
سرب	$mg\ kg^{-1}$	۱۸۰	۳۰۰
جیوه	$mg\ kg^{-1}$	۱۰/۸	۱۷
روی	$mg\ kg^{-1}$	۱۸۸۵	۲۸۰۰
آرسنیک	$mg\ kg^{-1}$	۱۱۰/۷	۴۱
مس	$mg\ kg^{-1}$	۳۸۵	۱۵۰۰

جدول ۳. مقایسه میانگین‌های غلظت کل و قابل‌جذب روی و مس خاک (mg/kg) در تیمارهای مختلف لجن فاضلاب

تیمار	غلظت کل		DTPA قابل عصاره گیری با	
	Zn	Cu	Zn	Cu
۲۵	۱۰۶/۲^{gh}	۳۳/۲^{e}	۱۵/۸^{efg}	۱/۸۳^{fg}
۲۵+۲۵	۱۲۰/۳^{fgh}	۳۵/۶^{e}	۱۱/۸^{fg}	۲/۶۲^{ef}
۲۵+۲۵+۲۵	۱۵۶/۹^{fg}	۴۰/۷^{e}	۲۸/۳^{de}	۴/۹۵^{c}
۲۵+۲۵+۲۵+۲۵	۱۷۶/۳^{ef}	۴۰/۹^{e}	۲۸/۷^{d}	۵/۴۹^{c}
۵۰	۱۴۷/۱^{fgh}	۳۸/۳^{e}	۱۳/۱^{fg}	۲/۶۷^{ef}
۵۰+۵۰	۱۳۲/۱^{fgh}	۳۶/۵^{e}	۲۱/۸^{def}	۴/۱۶^{cde}
۵۰+۵۰+۵۰	۲۳۸/۳^{de}	۵۱/۸^{d}	۴۸/۵^{c}	۸/۵۱^{b}
۵۰+۵۰+۵۰+۵۰	۳۱۹/۳^{bc}	۶۲/۱^{bc}	۵۳/۳^{c}	۸/۹۷^{b}
۱۰۰	۱۲۸/۵^{fgh}	۳۹/۲^{e}	۱۸/۵^{def}	۳/۳۰^{def}
۱۰۰+۱۰۰	۲۹۷/۲^{cd}	۵۷/۸^{c}	۲۷/۵^{de}	۴/۸۰^{dc}
۱۰۰+۱۰۰+۱۰۰	۳۶۹/۴^{b}	۷۰/۴^{b}	۷۶/۸^{b}	۱۱/۴^{a}
۱۰۰+۱۰۰+۱۰۰+۱۰۰	۵۲۷/۶^{a}	۹۷/۰^{a}	۹۳/۵^{a}	۱۲/۶^{a}
شاهد	۸۲/۲^{h}	۳۳/۰^{e}	۳/۱۳^{g}	۱/۰۳^{g}

میانگین‌ها با آزمون LSD در سطح احتمال% ۵ مقایسه شده‌اند. در هر ستون و برای هر عامل آزمایشی تفاوت هر دو میانگینی که حداقل دارای یک حرف مشترک هستند، معنی‌دار نیست.

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2024-03-28]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1387.12.46.48.7]

مقایسه غلظت روی کل خاک در تیمارهای آزمایشی با حداکثر غلظت قابل قبول فلزات سنگین (Maximum Acceptable Concentration (MAC)) در خاک‌های کشاورزی نشان داد که غلظت روی در همه تیمارهایی که بیش از دو سال متوالی لجن دریافت کرده‌اند و نیز در تیمار ۱۰۰ مگاگرم با ۲ سال کوددهی، بیش از استانداردهای کشور انگلستان (۱۵۰ میلی‌گرم در کیلوگرم) بوده و در برخی تیمارها از استانداردهای ژاپن و لهستان نیز بیشتر است. غلظت روی در تیمار ۱۰۰مگاگرم با ۴ سال کوددهی (۵۲۷ میلی‌گرم در کیلوگرم) از بیشترین استاندارد معرفی شده (۴۰۰ میلی‌گرم در کیلوگرم) که مربوط به کشور کانادا می‌باشد نیز تجاوز کرده است (۳۳).

اثرات باقی‌مانده کاربرد ۲۵ و ۵۰ مگاگرم لجن بر هکتار بر غلظت روی کل و قابل عصاره‌گیری با DTPA خاک در تیمارهای یک سال کوددهی که از ۴ سال پیش تاکنون لجن دریافت نکرده‌اند معنی‌دار نبود اما باقی‌مانده لجن در تیمار ۱۰۰ مگاگرم بر هکتار سبب افزایش معنی‌دار غلظت روی قابل عصاره‌گیری با DTPA خاک در مقایسه با شاهد شد (جدول ۳). عنصر روی یکی از عناصر غذایی کم‌مصرف بوده که کمبود آن در بسیاری از مناطق مرکزی ایران در خاک و گیاه به سبب pH قلیایی و درصد زیاد آهک گزارش شده است (۱۹). بنابراین، معنی‌دار شدن اثر باقی‌مانده لجن در تیمار ۱۰۰ مگاگرم در هکتار بر غلظت روی قابل‌جذب خاک طی سال‌ها پس از کاربرد لجن، از نظر حاصلخیزی و تغذیه گیاه مفید می‌باشد.

کاهش اثر باقی‌مانده لجن مصرفی بر مقدار روی قابل استفاده خاک بعد از گذشت ۴ سال از آخرین کوددهی احتمالاً ناشی از پدیده کهنه شدن می‌باشد (۳۱). با گذشت زمان از کاربرد لجن فاضلاب به ویژه در شرایط دمای بالا و رطوبت کافی، مواد آلی تجزیه شده و در نتیجه، با رهاسازی فلزات پیوند شده با مواد آلی واکنش‌های شیمیایی منجر به رسوب فلزات می‌شود. علاوه بر این، مقدار زیاد رس و کربنات کلسیم و نیز pH بالای خاک، شرایط مناسبی را جهت رسوب و جذب اختصاصی فلزات آزاد شده فراهم کرده و سبب کاهش قابلیت جذب آنها شده‌است (۲۵). افیونی و همکاران (۵) در تحقیق مشابهی نشان دادند که غلظت مس، روی، سرب وکادمیم قابل عصاره‌گیری با EDTA در سال‌های بعد از کاربرد لجن، به طور پیوسته کاهش نشان داد و به سطح آن در تیمار شاهد نزدیک شد اگر چه حتی پس از گذشت ۴ سال از کاربرد لجن، غلظت‌های فلز قابل عصاره گیری، در تیمارهایی که بیش از ۴۵ مگاگرم بر هکتار لجن دریافت کرده بودند به‌طور معنی‌داری بیش از شاهد بود.

۲. مس

کاربرد لجن فاضلاب مقدارمس کل و قابل عصاره‌گیری با DTPA خاک را به طور معنی‌داری افزایش داد (جدول ۳). افزایش مس خاک متناسب با مقدار و تعداد دفعات مصرف لجن بود. مقایسه غلظت مس کل در تیمارهای آزمایشی با حداکثر غلظت قابل قبول (MAC) در خاک‌های کشاورزی نشان می‌دهد که غلظت مس کل در تیمارهای ۵۰ مگاگرم ۳ و ۴ سال کوددهی و تیمارهای ۱۰۰مگاگرم ۲، ۳ و۴ سال کوددهی از استانداردهای کشور آلمان (۵۰ میلی‌گرم در کیلوگرم) بیشتر می‌باشد (۳۳).

غلظت مس کل خاک در تیمارهای یک سال کوددهی در هیچ یک از سه سطح لجن مصرفی اختلاف معنی‌داری با شاهد نداشت، اما مقدار مس قابل‌جذب خاک در تیمارهای ۵۰ و ۱۰۰ مگاگرم بر هکتار یک سال کوددهی به طور معنی‌داری بیش از شاهد بود (جدول ۳). در واقع، اثر باقی‌مانده لجن در سطوح بالای کاربرد آن باعث شده است که قابلیت جذب مس در خاک هم‌چنان بیش از تیمار شاهد باشد. این امر از نظر حاصل‌خیزی خاک و تأمین نیاز گیاه نکته مثبتی تلقی می‌شود. کاهش غلظت مس قابل جذب خاک با گذشت زمان به سبب تثبیت این عنصر و یا رسوب آن در سطح ذرات رس و آهک می‌باشد (۳۱).

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2024-03-28]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1387.12.46.48.7]

جدول ۴. مقایسه میانگین‌های غلظت روی و مس در ریشه، دانه و اندام هوایی در تیمارهای مختلف لجن فاضلاب

تیمار	Zn (mg kg^{-1})			Cu(mg kg^{-1})		
	ریشه	اندام هوایی	دانه	ریشه	اندام هوایی	دانه
۲۵	۳۸/۵	۲۴/۴^{a}	۳۵/۵^{cdef}	۱۹/۳	۴/۷^{cde}	۴/۶ ^{bcde}
۲۵+۲۵	۴۹/۲	۲۲/۹^{ab}	۳۷/۲^{bcd}	۲۸/۷	۵/۹^{abc}	۴/۲ ^{def}
۲۵+۲۵+۲۵	۲۷/۳	۲۱/۷^{bc}	۳۶/۲^{bcde}	۱۶/۳	۴/۰^{de}	۴/۷ ^{abcde}
۲۵+۲۵+۲۵+۲۵	۳۳/۳	۱۵/۶^{de}	۳۸/۵^{ab}	۱۲	۳/۴^{e}	۴/۴ ^{cdef}
۵۰	۳۳/۸	۲۲/۴^{ab}	۴۰/۵^{a}	۱۲/۳	۷/۲^{a}	۴/۸ ^{abcd}
۵۰+۵۰	۳۵	۲۲/۳^{abc}	۳۷/۷^{abcd}	۱۲/۸	۵/۱^{cde}	۴/۷ ^{abcde}
۵۰+۵۰+۵۰	۵۶/۸	۱۵/۸^{de}	۳۷/۳^{bcd}	۲۷/۵	۵/۴ ^{bcd}	۵/۱ ^{ab}
۵۰+۵۰+۵۰+۵۰	۲۸	۱۴/۰^{e}	۳۴/۸^{defg}	۱۵/۸	۴/۵^{cde}	۵/۳ ^{a}
۱۰۰	۳۴/۳	۲۲/۰^{abc}	۳۸/۰^{abc}	۱۵/۵	۴/ ۳^{de}	۴/۷ ^{abcde}
۱۰۰+۱۰۰	۳۹/۳	۱۸/۴^{cd}	۳۸/۵^{ab}	۱۹/۳	۴/ ۸^{cde}	۴/۹ ^{abc}
۱۰۰+۱۰۰+۱۰۰	۵۱/۲	۱۳/۶^{e}	۳۲/۳^{g}	۳۱/۳	۴/۹^{cde}	۴/۱ ^{ef}
۱۰۰+۱۰۰+۱۰۰+۱۰۰	۳۹/۳	۱۲/۳^{e}	۳۳/۷^{efg}	۱۶/۸	۵/۲ ^{bcd}	۴/۵ ^{cdef}
شاهد	۳۱/۳	۲۵/۳^{a}	۳۲/۸^{fg}	۱۱/۲	۷/۶^{a}	۳/۹ ^{f}

میانگین‌ها با آزمون LSD در سطح احتمال% ۵ مقایسه شده‌اند. در هر ستون و برای هر عامل آزمایشی تفاوت هر دو میانگینی که حداقل دارای یک حرف مشترک هستند، معنی‌دار نیست.

تأثیر لجن فاضلاب بر فلزات سنگین در گیاه

۱. روی

جدول ۴ نشان می‌دهد که با افزایش کاربرد لجن، نه تنها غلظت روی در اندام هوایی (منظور از اندام هوایی در این نوشتار مجموعه ساقه و برگ گندم بوده و دانه را شامل نمی‌شود) افزایش نیافته، بلکه در مقایسه با شاهد کمتر شده است. این امر احتمالاً به دلیل اثر رقت رشد (Growth dilution effect) ناشی از افزایش عملکرد در تیمارهای لجن می‌باشد. در واقع با افزایش سطح کاربرد لجن، وزن خشک اندام هوایی به طور معنی‌داری افزایش یافته و با وجود افزایش غلظت کل و قابل جذب فلز در خاک، سهم هر یک از اجزای زیست توده (Biomass) از مقدار کل فلز جذب شده توسط گیاه کاهش یافته و در نتیجه غلظت فلز در بافت گیاه رقیق شده است. لجن فاضلاب سبب افزایش معنی‌دار جذب (حاصل‌ضرب عملکرد گیاه در غلظت فلز) روی به وسیله اندام هوایی گندم شد (جدول ۵). علت افزایش جذب روی با کاربرد لجن، افزایش

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2024-03-28]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1387.12.46.48.7]

جدول ۵. مقایسه میانگین‌های جذب روی و مس توسط اندام هوایی ($g\ ha^{-1}$) در تیمارهای مختلف لجن فاضلاب

تیمار	Zn	Cu
۲۵	۶۳/۱۸cd	۱۲/۲۰de
۲۵+۲۵	۷۷/۸۵bcd	۲۰/۴۱cde
۲۵+۲۵+۲۵	۱۴۸/۴۰a	۲۷/۲۹bcd
۲۵+۲۵+۲۵+۲۵	۱۱۳/۷۵abc	۲۵/۱۵bcd
۵۰	۷۶/۷۲bcd	۲۴/۹۷bcd
۵۰+۵۰	۱۲۰/۶۴abc	۲۷/۹۶bcd
۵۰+۵۰+۵۰	۱۳۳/۱۵ab	۴۶/۶۶a
۵۰+۵۰+۵۰+۵۰	۱۲۵/۶۹abc	۴۰/۰۲ab
۱۰۰	۹۶/۱۰abc	۱۸/۹۵cde
۱۰۰+۱۰۰	۱۲۷/۶۶abc	۳۳/۱۴abc
۱۰۰+۱۰۰+۱۰۰	۱۳۱/۴۰ab	۴۷/۱۲a
۱۰۰+۱۰۰+۱۰۰+۱۰۰	۱۰۸/۶۵abc	۴۶/۱۱a
شاهد	۱۹/۰۱d	۵/۷۵e

میانگین‌ها با آزمون LSD در سطح احتمال% ۵ مقایسه شده‌اند. در هر ستون و برای هر عامل آزمایشی تفاوت هر دو میانگینی که حداقل دارای یک حرف مشترک هستند، معنی‌دار نیست.

مقدار روی کل و قابل استفاده خاک (جدول ۳) می‌باشد. تشکیل کمپلکس روی با ترکیبات آلی نیز در افزایش حلالیت و قابلیت جذب این عنصر نقش بازی می‌کند (۱۶).

با افزایش تعداد سال‌های کوددهی از ۱تا ۳ سال، جذب روی به وسیله اندام هوایی گندم افزایش یافته و پس از آن در سال چهارم کاهش یافت. در تعداد زیادی از تحقیقات انجام گرفته در رابطه با آثار کاربرد بلند مدت لجن فاضلاب بر جذب فلزات به خصوص کادمیم و روی، به تغییرات سالانه (تا ۳ برابر) جذب این عناصر توسط گیاه اشاره کرده‌اند (۸، ۱۱ و ۲۳). با توجه به تغییرات غلظت Zn، Cd، Cu و دیگر فلزات سنگین در گیاه از سالی به سال دیگر به نظر می‌رسد عوامل دیگری علاوه بر مقدار فلز در لجن و پدیده "کهنه شدن" جذب فلز توسط گیاه را کنترل می‌کنند. به عنوان مثال شرایط اقلیمی با تأثیر بر عمق ریشه دوانی گیاه، پتانسیل جذب فلزات را تحت تأثیر قرار می‌دهد (۲۷). نتایج برخی از تحقیقات نشان داده است که میزان جذب فلز توسط گیاه در سال‌های مرطوب بیش از سال‌های خشک است (۸، ۱۱ و ۲۳). البته باید در نظر داشت که pH و غلظت کل فلز در خاک بخش زیادی از تغییرات سالانه جذب فلزات توسط گیاه را توجیه می‌کند که pH خاک، خود در طی معدنی شدن مواد آلی تغییر می‌کند (۲۶ و ۲۷).

اثرهای باقی‌مانده یک سال کاربرد ۲۵ و ۵۰ مگاگرم لجن فاضلاب در هکتار تأثیر معنی‌داری بر جذب روی توسط اندام هوایی گندم نداشت، اما اثر باقی‌مانده یک سال کاربرد ۱۰۰ مگاگرم لجن فاضلاب در هکتار سبب افزایش معنی‌دار جذب روی در مقایسه با شاهد شد (جدول۵). با گذشت زمان، کاهش روی قابل جذب خاک از یک طرف و کاهش عملکرد گیاه به دلیل کاهش اثرهای مثبت ماده آلی لجن از طرف دیگر، کم شدن جذب روی توسط اندام هوایی گندم را به دنبال داشته است. در همین ارتباط، چنگ و همکاران (۱۱) نتیجه گرفتند که

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2024-03-28]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1387.12.46.48.7]

بیشترین جذب فلز توسط گیاه در ۲ سال اول پس از کاربرد لجن اتفاق می‌افتد. سپس جذب کمتر شده و به صورت ثابت با زمان ادامه پیدا می‌کند.

کاربرد لجن فاضلاب، غلظت روی دانه گندم را به‌طور معنی‌داری افزایش داد، اگرچه این افزایش متناسب با مقدار لجن مصرف شده نبود (جدول ۴). در بین تیمارهای مختلف لجن، بیشترین غلظت روی دانه در تیمار یک بار کاربرد ۵۰ مگاگرم لجن در هکتار مشاهده شد. بین سطوح مختلف کاربرد لجن از لحاظ غلظت روی دانه اختلاف معنی‌داری وجود نداشت. این امر احتمالاً به سبب اثر رقیق شدن ناشی از افزایش عملکرد دانه در سطوح بالاتر لجن فاضلاب می‌باشد (۲۴). این نتایج مشابه نتایج مطالعه نان و همکاران روی گندم و ذرت می‌باشد. آنها پیشنهاد کردند که ریشه و ساقه گیاهان مورد مطالعه دارای نوعی سازوکار فیزیولوژیکی است که مانع از تجمع مقادیر زیاد روی و کادمیم در دانه می‌گردد (۳۰). کاهش انتقال فلز از ریشه به برگ و یا از برگ به دانه در برخی گیاهان نیز گزارش شده است (۷). ترکیباتی مانند فیتوکلاتین‌ها در گیاه وجود دارند که باعث تثبیت روی و برخی فلزات دیگر در ریشه یا برگ شده و از پویائی و انتقال آن به دانه جلوگیری می‌کنند (۲۴).

اثرهای باقی‌مانده یک سال کاربرد ۵۰ و ۱۰۰ مگاگرم لجن در هکتار سبب افزایش معنی‌دار غلظت روی دانه گندم در مقایسه با شاهد (بدون کاربرد لجن) شد. افزایش غلظت روی دانه گندم از لحاظ بهبود کیفیت و ارزش غذائی آن برای مصرف کنندگان دارای اهمیت می‌باشد (۹ و ۲۰). در سال‌های اخیر، برطرف کردن کمبود روی در غلات و بالابردن کیفیت دانه و به دنبال آن جلوگیری از بروز نارسایی‌های ناشی از کمبود روی در انسان مورد توجه پژوهشگران قرار گرفته است (۹ و ۲۰).

مقایسه غلظت روی اندام هوایی در تیمارهای مختلف با دامنه کفایت ارائه شده برای این عنصر ($mg\ kg^{-1}$ ۱۵۰-۲۷) (۱۸) نشان می‌دهد که در همه تیمارها غلظت کمتر از حد کفایت می‌باشد.

۲. مس

در مورد مس نیز همانند روی، اثر رقت رشد سبب شد با مصرف لجن فاضلاب غلظت مس در اندام هوایی کاهش یابد (جدول ۴). لجن فاضلاب سبب افزایش معنی‌دار جذب مس اندام هوایی شد (جدول ۵). افزایش جذب مس اندام هوایی متناسب با مقدار و تعداد دفعات مصرف لجن بود، به طوری که بیشترین جذب مس توسط اندام هوایی گندم در تیمار چهار سال کاربرد ۱۰۰ مگاگرم لجن در هکتار مشاهده شد. افزایش جذب مس با کاربرد لجن ناشی از افزایش غلظت کل و قابل استفاده این عنصر درخاک (جدول ۳) می‌باشد.

اگرچه اثر باقی‌مانده یک سال کاربرد کلیه مقادیر لجن فاضلاب سبب افزایش جذب مس توسط اندام هوایی گندم شد اما این افزایش تنها در تیمار ۵۰ مگاگرم در هکتار نسبت به شاهد معنی‌دار شد. (جدول ۵). کاهش اثرهای لجن بر جذب برخی فلزات سنگین مانند مس با گذشت زمان به سبب کاهش غلظت قابل جذب آنها در خاک توسط برخی پژوهشگران گزارش شده است (۱۱ و ۳۱).

لجن فاضلاب در کلیه سطوح مصرفی سبب افزایش معنی‌دار غلظت مس دانه گندم در مقایسه با شاهد شد اما بین تعداد سال‌های کاربرد لجن اختلاف معنی‌داری مشاهده نشد (جدول ۴). در بین سطوح کاربرد لجن، بیشترین غلظت مس دانه مربوط به تیمار ۵۰ مگاگرم در هکتار بود. لوگان و همکاران (۲۳) با مطالعه اثرهای باقی‌مانده یک‌بار کاربرد لجن دریافتند که غلظت مس در گیاهان مورد مطالعه به خصوص ذرت با غلظت کل مس خاک همخوانی نداشت. این پژوهشگران نشان دادند که جذب مس توسط گیاه، از روند "جذب ثابت" پیروی می‌کند. نتایج مشابهی توسط هامون و همکاران (۱۵) گزارش شده است. با گذشت ۴ سال ازآخرین کاربرد، اثر باقی‌مانده سطوح مختلف لجن سبب افزایش معنی‌دار غلظت مس دانه گندم در مقایسه با شاهد شد (جدول ۴). این امر ناشی از اثرهای باقی‌مانده لجن بر ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک و به دنبال آن افزایش عملکرد گیاه از یک طرف (داده‌ها نشان داده

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2024-03-28]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1387.12.46.48.7]

نشده است) و غلظت بیشتر مس قابل جذب در کرت‌های تیمار شده با لجن (جدول ۳) از سوی دیگر می‌باشد.

مقایسه غلظت مس اندام هوایی در تیمارهای مختلف با دامنه کفایت ارائه شده برای این عنصر ($mg\ kg^{-1}$ ۳۰-۵) (۱۸) نشان می‌دهد که در بسیاری از تیمارها غلظت این عنصر کمتر از حد کفایت موجود می‌باشد.

مقایسه غلظت روی و مس در بخش‌های مختلف گیاه

بررسی غلظت عناصر در قسمت‌های مختلف گیاه نشان داد که غلظت روی در ریشه و دانه مشابه هم می‌باشد در حالی که غلظت مس در ریشه بیش از اندام هوایی و در اندام هوایی نیز بیش از دانه می‌باشد به طوری که غلظت مس ریشه در حدود ۴ برابر دانه است. (جدول ۴). نان و همکاران (۲۰۰۲) نشان دادند که غلظت روی در ریشه گندم از ۱-۵ برابر دانه متغیر بود (۳۰). سائربک نیز گزارش کرد که اندام‌های رویشی گیاه مقادیر بیشتری روی نسبت به اندام‌های زایشی تجمع می‌دهند در حالی که مس به طور ترجیحی از ریشه به میوه و بذر گیاه انتقال می‌یابد (۳۲).

جدول ۶ ضریب جابه‌جایی(Translocation Factor) (نسبت غلظت فلز در اندام هوایی به ریشه) و ضریب تمرکز زیستی (Bioconcentration Factor) (نسبت غلظت عنصر در ریشه به خاک) را برای دو عنصر روی و مس نشان می‌دهد. همان‌طور که جدول نشان می‌دهد این مقادیر برای هر دو عنصر کمتر از یک هستند. به عقیده یون و همکاران این امر حاکی از آن است که توانایی تجمع و انتقال فلز توسط گیاه محدود می‌باشد (۳۷). در اینجا ذکر این مطلب ضروری به نظر می‌رسد که گرچه در مطالعات زیادی (۱۳ و ۳۰) نسبت‌های غلظت فلز در بخش‌های مختلف گیاه بررسی شده و مورد تفسیر قرار گرفته است، اما استفاده از نسبت‌های جذب به خصوص در مواردی که اثر رقت اتفاق افتاده است نتایج درست‌تری را به دست خواهد داد.

هم‌بستگی فرم‌های قابل‌جذب و کل روی و مس با یکدیگر و میزان جذب در گیاه

۱. روی

بین غلظت‌های کل و قابل‌جذب روی در خاک هم‌بستگی مثبت و معنی‌داری (در سطح ۵ درصد) مشاهده شد (جدول ۷)، اما بین غلظت‌های روی عصاره‌گیری شده با اسید نیتریک و DTPA در خاک با غلظت روی در ریشه و دانه هم‌بستگی وجود نداشت. در مقابل، مقادیر جذب روی توسط اندام هوایی با غلظت روی قابل‌جذب خاک هم‌بستگی مثبت و معنی‌داری (در سطح ۵ درصد) نشان داد (جدول ۷). این نتیجه شاهدی بر وقوع اثر رقت رشد بوده و استفاده از مقدار جذب به جای غلظت عنصر در اندام هوایی را توجیه می‌نماید.

مدل‌های رگرسیون خطی نشان داد که تغییرات روی قابل‌جذب با روی کل خاک را می‌توان با یک معادله خطی دارای R^2 نسبتاً زیاد برآورد نمود (شکل ۱). این معادله نشان می‌دهد که به ازای هر $mg\ kg^{-1}$ ۱ افزایش در روی کل خاک $mg\ kg^{-1}$ ۰/۱۹ افزایش در روی قابل جذب اتفاق می‌افتد، حال آن‌که نسبت روی قابل جذب به روی کل در تیمار شاهد ۰/۰۳ است. این امر حاکی از آن است که قابلیت دسترسی روی اضافه شده توسط لجن به خاک، بالاتر از ترکیبات طبیعی روی است که قبلاً در خاک موجود بوده است. با توجه به این‌که در خاک‌های مناطق خشک، حلالیت ترکیبات طبیعی روی و به تبع آن قابلیت جذب روی برای گیاه کم می‌باشد (۲۱)، ترکیبات قابل دسترس یا به سادگی قابل دسترس همراه با لجن فاضلاب می‌توانند نقش مهمی در تأمین روی مورد نیاز گیاه برعهده داشته باشند. علاوه بر این باید در نظر داشت که تجزیه ماده آلی موجود در لجن فاضلاب باعث کاهش موقت pH و نیز ایجاد کلات‌های آلی محلول شده و از این طریق می‌تواند قابلیت جذب روی خاک را افزایش دهد.

تجزیه‌های رگرسیون هم‌چنین نشان داد که تغییرات جذب روی توسط اندام هوایی گندم با روی قابل‌جذب خاک را می‌توان با یک معادله درجه دوم دارای R^2 خوب برآورد نمود(شکل ۲).

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2024-03-28]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1387.12.46.48.7]

جدول ۶. نسبت غلظت روی و مس بین قسمت‌های مختلف گیاه و خاک

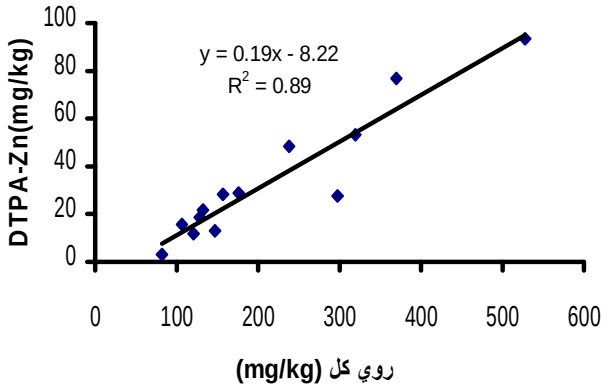
فلز	G/S	St/S	R/S	G:St:R
Zn	۰/۱۷	۰/۰۹	۰/۱۸	۱:۰/۵:۱
Cu	۰/۰۹	۰/۱۱	۰/۳۷	۴:۱/۲:۱

G: دانه،St: اندام هوایی،R: ریشه، S: خاک و G:St:R نسبت ریشه: اندام هوایی: دانه می‌باشد.

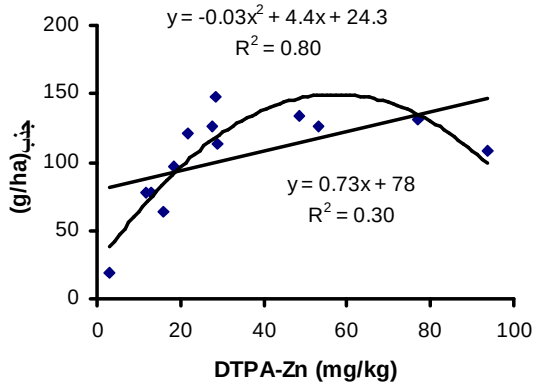
جدول ۷. ضرایب هم‌بستگی بین صفات مختلف برای عنصر روی

	صفت	۱	۲	۳	۴	۵
۱	روی کل	۱				
۲	روی قابل‌جذب	۰/۹۵*	۱			
۳	غلظت روی ریشه	۰/۲۴	۰/۳۲	۱		
۴	جذب روی اندام هوایی	۰/۵۲	۰/۵۷*	۰/۱۳	۱	
۵	غلظت روی دانه	-۰/۴۱	-۰/۵۰	-۰/۰۹	۰/۱۱	۱

*: در سطح ۵% معنی‌دارمی‌باشد.



شکل ۱. رابطه روی کل با DTPA-Zn خاک



شکل ۲. رابطه DTPA-Zn با جذب روی در اندام هوایی گندم

این رابطه بیانگر آن است که با افزایش روی قابل‌جذب خاک میزان جذب روی در اندام هوایی تا حدی افزایش یافته و پس از آن کاهش می‌یابد. همان‌طور که در بخش‌های قبل اشاره گردید افزایش جذب روی همراه با افزایش سطح کاربرد لجن تا سال سوم کاربرد اتفاق افتاده و پس از چهارمین سال کاربرد لجن، جذب روی توسط گیاه کاهش می‌یابد. چنی و رایان پاسخ غیرخطی گیاه به افزایش مقدار قابل جذب فلز را ناشی از افزایش مکان‌های جذبی فراهم شده توسط ترکیبات لجن در مقادیر بالای کاربرد لجن دانستند (۱۰). مک براید بیان کرد که برخی سازوکارهای فیزیولوژیکی مانند اشباع سیستم انتقال دهنده فلزات در سطح ریشه و یا کاهش انتقال از ریشه به ساقه سبب می‌شود که در مواقعی غلظت فلز در گیاه مستقل از غلظت آن در محیط باشد (۲۵). مک براید و ایوانز یک رابطه خطی بین غلظت روی در گیاه با روی کل (یا

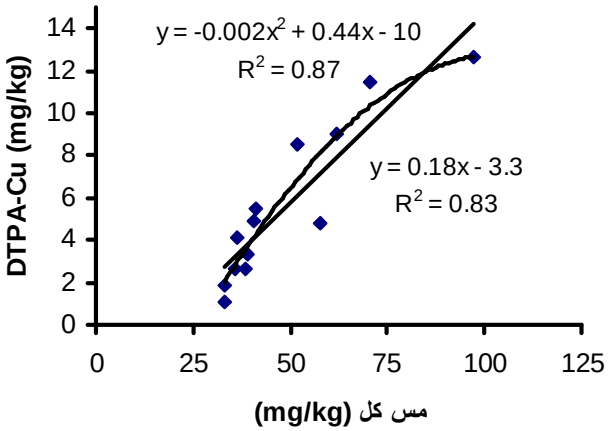
[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2024-03-28]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1387.12.46.48.7]

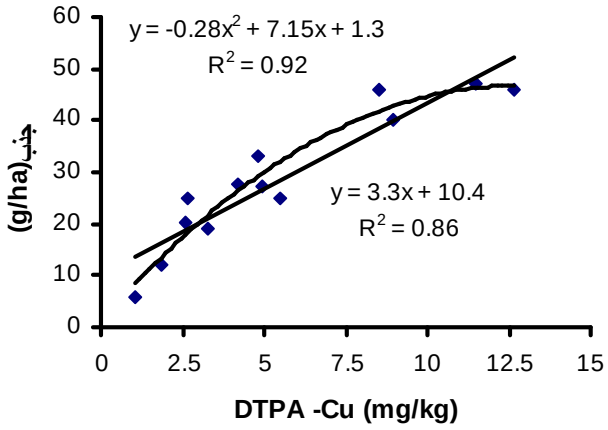
جدول ۸. ضرایب هم‌بستگی بین صفات مختلف برای عنصر مس

	صفت	۱	۲	۳	۴	۵
۱	مس کل	۱				
۲	مس قابل‌جذب	۰/۹۱**	۱			
۳	غلظت مس ریشه	۰/۲۷	۰/۳۹	۱		
۴	جذب مس اندام هوایی	۰/۸۲**	۰/۹۴**	۰/۴۵	۱	
۵	غلظت مس دانه	۰/۰۹	۰/۱۷	-۰/۱۳	۰/۳۸	۱

**: در سطح ۱% معنی‌دارمی باشد.



شکل ۳. رابطه مس کل با DTPA-Cu خاک



شکل ۴. رابطه DTPA-Cu با جذب مس در اندام هوایی گندم

قابل عصاره‌گیری) را گزارش کردند (۲۸). موررا و همکاران نیز وجود یک رابطه خطی بین روی افزوده شده به خاک توسط لجن با جذب روی در گیاه را در انواع مختلفی از خاک‌ها تأیید کردند (۲۹).

۲. مس

بین شکل‌های قابل‌جذب و کل مس هم‌بستگی مثبت معنی‌داری (در سطح احتمال یک درصد) مشاهده شد. غلظت مس در ریشه و دانه با هیچ یک از شکل‌های مس در خاک هم‌بستگی نداشت، اما جذب مس در اندام هوایی با هر دو شکل کل و قابل‌جذب مس هم‌بستگی معنی‌داری (در سطح احتمال یک درصد) نشان داد، ضمن آن‌که میزان هم‌بستگی در مورد مس قابل‌جذب خاک بیشتر است (جدول ۸).

تجزیه‌های رگرسیون خطی نشان داد که تغییرات مس قابل‌جذب با مس کل خاک را می‌توان با یک معادله خطی دارای R^2 نسبتا زیاد توصیف کرد (شکل ۳). این معادله نشان می‌دهد که به ازای هر ۱ $mg\ kg^{-1}$ افزایش در مس کل خاک، ۰/۱۸ $mg\ kg^{-1}$ افزایش در مس قابل جذب اتفاق می‌افتد، حال آن‌که نسبت مس قابل جذب به مس کل در تیمار شاهد ۰/۰۳ است. این امر نشان دهنده آن است که قابلیت دسترسی مس اضافه شده توسط لجن به خاک بالاتر از ترکیبات طبیعی مس است که قبلا در خاک موجود بوده است. با توجه به حلالیت کم ترکیبات مس طبیعی خاک در خاک‌های خشک وآهکی (۲۱)، می‌توان این احتمال را که لجن فاضلاب منبع اصلی مس در خاک باشد مطرح نمود، یعنی فرض را بر این قرار داد که لجن فاضلاب مقادیری مس با قابلیت دسترسی بالا به خاک افزوده است. هم‌چنین این احتمال وجود دارد که لجن فاضلاب علاوه بر اضافه کردن مقداری مس به خاک، قابلیت جذب

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2024-03-28]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1387.12.46.48.7]

ترکیبات این عنصر در خاک را طی فرایندهای تجزیه و نیز با ایجاد کلات‌های محلول، افزایش داده باشد.

نتایج تجزیه‌های رگرسیون نشان داد که تغییرات میزان جذب مس اندام هوایی با افزایش مس قابل‌جذب خاک را می‌توان با یک معادله درجه دوم با R^2 زیاد نشان داد (شکل ۴). این معادله نشان می‌دهد که با افزایش مس قابل‌جذب خاک، میزان جذب مس اندام هوایی ابتدا تا حدی افزایش یافته و پس از آن به مقدار ثابتی می‌رسد. یک معادله خطی با R^2 نسبتاً زیاد نیز قادر به برآورد تغییرات جذب مس اندام هوایی با افزایش مس قابل‌جذب می‌باشد. به نظر می‌رسد که جذب مس توسط اندام هوایی گیاه در مقابل مس قابل‌جذب خاک با فرضیه جذب ثابت قابل توجیه باشد. این فرضیه ثبات یا کاهش جذب فلز توسط گیاه پس از رسیدن به مقدار بیشینه را که در مطالعات کوتاه مدت کاربرد لجن اتفاق می‌افتد، به عواملی مانند افزایش موقت در pH خاک، اثر رقت رشد، رقابت یونی در نتیجه کاربرد زیاد عناصر کمیاب و یا اثرات سمیت ریشه که توانایی محصولات برای جذب فلزات کمیاب را محدود می‌کند، نسبت می‌دهد (۱۰ و ۲۳). هامون و همکاران وقوع پدیده جذب ثابت فلزات را به عوامل فیزیولوژیکی گیاه مرتبط دانستند، زیرا چنین پاسخی را در مورد غلظت‌های کل یا آزاد فلز در محلول خاک مشاهده نکردند(۱۵). افیونی و همکاران نشان دادند که بین غلظت مس در گیاه (کاهو واسفناج) و غلظت مس قابل عصاره‌گیری EDTA خاک یک رابطه خطی وجود دارد (۵). وجود رابطه خطی بین غلظت یا جذب مس گیاه با مس کل، قابل عصاره‌گیری یا افزوده شده به خاک همراه لجن در برخی مطالعات دیگر نیز گزارش شده است (۲۸ و ۲۹).

نتیجه‌گیری

لجن فاضلاب به طور معنی‌داری غلظت‌های کل و قابل عصاره‌گیری با DTPA روی و مس را افزایش داد. در تیمارهایی که ۴ سال از آخرین کاربرد لجن در آن‌ها سپری شده است، با گذشت زمان و همراه با معدنی شدن مواد آلی، غلظت فرم قابل‌جذب عناصر سنگین در خاک کاسته شده و به سطوح آن در شاهد نزدیک شد، گرچه این غلظت‌ها در برخی موارد هم‌چنان بیش از شاهد می‌باشد. بررسی روندهای غلظت فلزات در اندام هوایی و دانه با افزایش کاربرد لجن نشان داد که به علت وقوع پدیده رقت رشد، علی‌رغم افزایش غلظت فلزات در خاک، افزایش در غلظت آنها در بافت گیاه مشاهده نشد و در بسیاری موارد حتی می‌توان گفت که کاربرد بیشتر لجن با افزایش بیشتر عملکرد غلظت فلزات در گیاه را کاهش داده است. ولی اثر تجمعی لجن بر جذب عناصر سنگین در اندام هوایی قابل توجه می‌باشد. بررسی روندهای تغییرات جذب فلزات سنگین در اندام هوایی گندم نشان می‌دهد که با افزایش مقدار قابل‌جذب عناصر سنگین در خاک، این روندها خطی و افزایشی می‌باشند، اگرچه مقادیر روی و مس خاک در برخی تیمارهای لجن فاضلاب از حدود استاندارد تجاوز نمود اما غلظت این عناصر در گیاه کمتر از دامنه کفایت بود.

منابع مورد استفاده

۱. خدیوی بروجنی، ۱. ۱۳۸۲. اثر کودهای آلی بر اشکال شیمیایی فلزات سنگین در خاک و جذب این عناصر توسط گندم. پایان‌نامه کارشناسی ارشد، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان.

۲. خیام‌باشی، ب. ۱۳۷۶. اثر استفاده از لجن فاضلاب به عنوان کود در آلایش و انباشت عناصر سنگین در خاک و گیاه. پایان‌نامه کارشناسی ارشد، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان.

۳. زائری، ع. ۱۳۸۰. بررسی اثرات تجمعی و باقی‌مانده لجن فاضلاب برحرکت املاح، رطوبت خاک و برخی خواص فیزیکی خاک.

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2024-03-28]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1387.12.46.48.7]

پایان‌نامه کارشناسی ارشد، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان.

۴. عرفان منش، م. ۱۳۷۶. اثر تیمارهای لجن فاضلاب بر برخی ویژگی‌های خاک و جذب وتراکم عناصر سنگین به وسیله اسفناج و گوجه‌فرنگی. پایان‌نامه کارشناسی ارشد، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان.

5. Afyuni, M, R. Schulin and Y. Rezaeinejad. 2006. Extractability and plant uptake of Cu, Zn, Pb and Cd from a sludge - amended Haplargid in central Iran. Arid Land Res. Manag. 20(1): 29 - 41.
6. Antoniadis, V. and B. J. Alloway. 2002. The role of dissolved organic carbon in the mobility of Cd, Ni and Zn in sewage sludge- amended soils. Environ. Pollut. 117: 515- 521.
7. Baker, A. J. M. 1981. Accumulators and excluders-strategies in the response of plants to heavy metals. J. Plant Nutr. 3: 643-654.
8. Brown, S, R. L. Chaney, J. S. Angle and J. A. Ryan. 1998. The phytoavailability of cadmium to lettuce in long - term biosolids- amended soils. J. Environ. Qual. 27: 1071- 1078.
9. Cakmak, O, L. Ozturk, S. Karanlik, H. Ozkan, Z. Kaya and I. Cakmak. 2001. Tolerance of 65 Durum wheat genotypes to zinc deficiency in calcareous soil. J. Plant Nutr. 24: 1831 – 1847.
10. Chaney, R. L. and J. A. Ryan. 1993. Heavy metals and toxic organic pollutants in MSW-compost: Research results on phytoavailability, bioavailability, fate, etc. pp 451-506. *In*: H. A. J. Hoitink and H. M. Keener (Eds.), Science and Engineering of Composting: Design, Environmental, Microbiological and Utilization Aspects. Renaissance Pub., Worthington, Ohio.
11. Chang, A. C., A. L. Page and J. E. Warneke. 1987. Long-term sludge application on cadmium and zinc accumulation in Swiss chard and radish. J. Environ. Qual. 16: 217-221.
12. Chang, A. C., A. L. Page, G. E. Warneke and G. B. Johanson. 1982. Effect of sludge application on the Cd, pb, Zn levels of selected vegtable plants. Hilgardi. 50 (7): 1-14.
13. Dudka, S, M. Piotrowska and A. Chlopecka. 1994. Effect of elevated concentrations of Cd and Zn in soil on spring wheat yield and the metal contents of the plants. Water, Air and Soil Pollut. 76: 333-341.
14. Elliott, L. F. and F. J. Stevenson. 1977. Soil for management of organic wastes and waste water. ASA, CSSA, SSSA. Madison, Wisconsin. USA.
15. Hamon, R. E., P. E. Holm, S. E. Lorenz, S. P. McGrath and T. H. Christensen. 1999. Metal uptake by plants from sludge-amended soils: caution is required in the plateau interpretation. Plant and Soil 216: 53-64.
16. Hodgson, J. F., W. L. Lindsay and J. F. Trierweiler.1966. Micronutrient cation complexing in soil solution: II complexing of zinc and copper in displaced solution from calcareous soils. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 30:723-726.
17. J Benton Jones, J. R. and V. W. Case. 1990. Sampling, handling and analyzing plant tissue sample. PP. 389-429. *In*: R. L. Westerman (Ed.), Soil Testing and Plant Analysis. SSSA, No.3, Madison, WI.
18. Kabata- Pendias, A. and H. Pendias. 2000. Trace Elements in Soils and Plants, 3rd ed., CRC Press, Bocaraton, London, New York.
19. Karimian, N. and G. R. Moafpouryan.1999. Zinc adsorption characteristics of selected calcareous soils of Iran and their relationship with soil properties. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 30: 1721–1731.
20. Khoshgoftarmanesh, A. H., H. Shariatmadari, N. Karimian, M. Kalbasi and M. R. Khajehpour. 2004b. Zinc efficiency of wheat cultivars grown on a saline calcareous soil. J. Plant Nutr. 27: 1953-1962.
21. Lindsay, W. L. 1979. Chemical Equilibria in Soils. John Wiley and Sones, New York.
22. Lindsay, W. L. and W. A. Norvell. 1978. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese, and copper. Soil Sci. Soc. Am. J. 42: 421-428.
23. Logan, T. J., B. J. Lindsay, L. E. Coins and J. A. Ryan. 1997. Assessment of sludge metal bioavailability to crops: sludge rate response. J. Environ. Qual. 26: 534- 550.
24. Marschner, H. 1995. Mineral Nutrition of Higher Plants. 2nd ed., Academic Press, UK.
25. McBride, M. B. 1995. Toxic metal accumulation from agricultural use of sludge: are USEPA regulations protective? J. Eviron. Qual. 24: 5-18.
26. McBride, M. B. 2002. Cadmium uptake by crops estimated from soil total Cd and pH. Soil Sci. 167: 62-67.
27. McBride, M. B. 2003. Toxic metals in sewage sludge- amended soils: has promotion of beneficial use discounted the risks? Adv. Environ. Res. 8: 5-19.
28. McBride, M. B. and L. J. Evans. 2002. Trace metal extractability in soils and uptake by bromegrass 20 years after sewage sludge application. Can. J. Soil Sci. 82 (3): 323-333.
29. Morera, M. T., J. Echeverria and J. Garrido. 2002. Bioavailability of heavy metals in soils amended with sewage sludge. Can. J. Soil Sci. 82: 433-438.
30. Nan, Z., J. Li, J. Zhang and G. Cheng. 2002. Cadmium and zinc interactions and their transfer in soil-crop system under actual field conditions. Sci. Total Environ. 285: 187-195.

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2024-03-28]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1387.12.46.48.7]

31. Rundle, H., M. Calcroff and C. Hoh. 1982. Agricultural disposal of sludges on a historic sludge disposal site. Water Pollut. Control. 81: 619-632.
32. Sauerbeck, D. R. 1991. Plant element and soil properties governing uptake and availability of heavy metals derived from sewage sludg. Water, Air and Soil Pollut. 57-58 (1): 227 - 237.
33. Singh, B. R. 1994. Contamination by heavy metals. *In*: R. Lal and B. A. Stewart (Eds.), Advances in Soil Science. Lewis Pub., London.
34. Sommers, L. E. 1977. Chemical composition of sewage sludges and analysis of their potential use as fertilizers. J. Environ. Qual. 6(6): 225-231.
35. Sposito, G, L. 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.
36. U.S. Environmental Protection Agency. 1993. Clean water act. section 503. Vol. 58, No. 32, USEPA. Washington, DC.
37. Yoon, J, X. Cao, Q. Zhou and L. Q. Ma. 2006. Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site. Sci. Total Environ. 368: 456–464.

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2024-03-28]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1387.12.46.48.7]