اثر لجن بیولوژیک مجتمع پتروشیمی تبریز بر غلظت برخی فلزات سنگین در خاک و گیاه جو بهاره در شرایط گلخانه‌ای

نیره حسینی خانمیری[۱]، کاظم هاشمی مجد[۲*]، شکراله اصغری[۲]، شاهین اوستان[۳] و فرشاد کیوان بهجو[۴]

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۰/۵/۱۱ ؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۰/۹/۸)

چکیده

استفاده از لجن فاضلاب به عنوان یک کود ارزان قیمت و غنی از عناصر غذایی در مناطقی از ایران رواج یافته است. اما کاربرد لجن فاضلاب در مقادیر زیاد، انباشته شدن عناصر سنگین در خاک را به دنبال دارد که می‌تواند منجر به آلودگی خاک و انتقال این آلودگی به زنجیره غذایی شده و سلامتی انسان‌ها و حیوانات را به خطر اندازد. هدف از این تحقیق، بررسی اثر لجن بیولوژیک مجتمع پتروشیمی تبریز بر غلظت برخی فلزات سنگین در گیاه جو بهاره کشت شده در خاک آهکی بعد از شش ماه انکوباسیون بود. این پژوهش در گلخانه با پنج سطح لجن فاضلاب شامل تیمار شاهد (بدون لجن)، ۲۵، ۵۰، ۷۵ و ۱۰۰ تن در هکتار، در سه تکرار و در قالب طرح بلوک‌های کامل تصادفی اجرا گردید. نتایج تجزیه خاک نشان داد که کلیه مقادیر مصرفی لجن بیولوژیک باعث افزایش معنی‌دار مقادیر قابل استخراج (به روش DTPA) آهن، روی، منگنز و کادمیم و مس (به استثنای تیمار ۲۵ تن در هکتار) نسبت به تیمار شاهد شد. هم‌چنین نتایج تجزیه گیاه نشان داد که مقادیر آهن، روی و منگنز در اندام هوایی و مقادیر روی و منگنز در ریشه به طور معنی‌داری در کلیه تیمارها نسبت به شاهد افزایش یافت. ولی میزان افزایش آهن در ریشه معنی‌دار نشد. میزان مس و کادمیم در اندام هوایی و ریشه خارج از حد تشخیص دستگاه بود. نتیجه‌گیری تحقیق این بود که اگرچه کاربرد لجن بیولوژیک باعث افزایش غلظت عناصر سنگین در خاک شده، ولی تأثیر آن بر غلظت عناصر سمی مثل کادمیم در گیاه معنی‌دار نگردید.

واژه‌های کلیدی: لجن پتروشیمی، فلزات سنگین، خاک آهکی، جو بهاره

مقدمه

خاک‌های مناطق خشک و نیمه خشک ایران غالباً دارای مواد آلی کمی هستند که این امر باعث کاهش حاصلخیزی و کیفیت فیزیکی و شیمیایی آنها می‌گردد. این مسئله محققین را بر آن داشته تا تحقیقات گسترده‌ای را در زمینه امکان استفاده از مواد زائد آلی حاصل از فعالیت‌های بشر، مانند لجن فاضلاب و کمپوست زباله شهری، برای افزایش تولیدات کشاورزی و نیز حل معضلات ناشی از تجمع آنها در محیط زیست انجام دهند. ارزش لجن فاضلاب به عنوان کود در تحقیقات متعدد در کشورهای مختلف نشان داده شده است. لجن فاضلاب یک

۱. دانشجوی کارشناسی ارشد، گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه محقق اردبیلی
۲. استادیاران گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه محقق اردبیلی
۳. دانشیار گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تبریز
۴. استادیار گروه مرتع، دانشکده کشاورزی، دانشگاه محقق اردبیلی
* : مسئول مکاتبات، پست الکترونیکی: hashemimajd@yahoo.com

منبع غنی نیتروژن، فسفر و عناصر کم‌مصرف مانند آهن، روی و مس برای گیاه به شمار می‌رود (۱۵). به دلیل وجود عناصر غذایی مورد نیاز گیاه مانند نیتروژن و فسفر، لجن فاضلاب به عنوان کودی ارزان قیمت مورد توجه کشاورزان قرار گرفته است (۲۹). به رغم جنبه‌های مفید لجن فاضلاب به عنوان کود آلی، ممکن است به دلیل وجود مقادیر نسبتاً زیاد فلزات سنگین، کاربرد آن به ویژه در مقادیر زیاد در کشاورزی مشکل‌ساز باشد و باعث انباشته شدن بیش از حد فلزات سنگین مانند سرب، کادمیم، مس و روی در خاک گردد. آلودگی خاک به این عناصر موجب ورود آنها به زنجیره غذایی از طریق جذب به وسیله گیاه و ایجاد سمیت می‌گردد (۳۱). افیونی و همکاران (۱) گزارش کردند که افزودن لجن فاضلاب به خاک باعث افزایش معنی‌دار غلظت قابل عصاره‌گیری مس، روی و سرب به وسیله EDTA (اتیلن دی آمین ترا استیک اسید) در خاک و افزایش جذب این فلزات در گیاه شد. رفتار فلزات سنگین افزوده شده به خاک از طریق لجن فاضلاب تحت تأثیر عوامل مختلفی است، که از مهمترین آنها می‌توان به pH خاک اشاره کرد. pH خاک اساساً رفتار و دسترسی گیاهان را به فلزات سنگین در خاک تعیین می‌کند. قابلیت دسترسی فلزات سنگین با pH خاک رابطه معکوس دارد (۹). اسمیت (۳۰) گزارش کرد که رسوب عناصر به صورت هیدروکسیدها و کربنات‌های نامحلول و کمپلکس‌های آلی، با افزایش pH خاک افزایش می‌یابد. بنابراین قابلیت دسترسی فلزات سنگین خاک برای گیاهان در pH کم نسبت به pH زیاد بیشتر است. کاهش pH ، کمبود هوموس و میزان رس موجود در خاک، قدرت تحرک و توانایی گیاه را برای جذب فلزات سنگین افزایش می‌دهند. در صورت عکس این حالت‌ها، قدرت تحرک و توانایی گیاه بسیار کاهش می‌یابد (۳۲). گیاهان در خاک‌های آهکی اغلب دارای کمبود آهن و روی می‌باشند (۲۴). به طور مثال، این کمبودها در مورد خاک‌های آهکی اصفهان توسط محققین مختلف (۱، ۲ و ۳) گزارش شده است. فلزات سنگینی مثل آهن و روی با تجزیه مواد آلی موجود در لجن به تدریج وارد محلول خاک شده و جذب گیاه می‌شوند (۱). ارتیز و آلکانیز (۲۷) در یک تحقیق مزرعه‌ای، میزان کل و قابل دسترس با عصاره‌گیر DTPA فلزات Cr، Cd، Cu، Zn، Ni و Pb را در یک خاک آهکی همراه با ۸ تیمار لجن (صفر، ۱۰۰، ۲۰۰،۳۰۰، ۴۰۰، ۶۰۰، ۸۰۰ و ۱۰۰۰ گرم بر کیلوگرم) در گیاه علف باغ (*Dactylis glomerata* L.) مطالعه کردند. بررسی‌ها نشان داد که بین میزان همه فلزات در ریشه با میزان فلزات در خاک همبستگی وجود داشت. ولی برای فلزات Pb، Ni، Cu و Cd همبستگی بین غلظت در برگ‌ها با غلظت کل و عصاره‌گیری شده با DTPA معنی‌دار نبود. با افزایش سطح لجن، غلظت کل اکثر فلزات افزایش یافت، ولی قابلیت دسترسی آنها برای گیاه تغییر نکرد. برخی از کشورها قوانینی را برای پیشگیری از جذب بیش از حد فلزات سمی توسط گیاه و ورود این فلزات به زنجیره غذایی انسان و دام، برای اضافه کردن لجن فاضلاب به زمین‌های کشاورزی وضع کردند (۱۲). برای مثال، سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا (USEPA) حد مجاز فلزات کادمیم، سرب، روی و مس را در لجن فاضلاب که به عنوان کود به زمین‌های کشاورزی اضافه می‌شود، به ترتیب ۸۵، ۸۴۰، ۷۵۰ و ۴۳۰۰ میلی‌گرم در کیلوگرم تعیین کرده است (۱۲).

لجن بیولوژیک حاصل از تصفیه فاضلاب پتروشیمی تبریز در حال حاضر، پس از انجام عملیات آبگیری در تأسیسات تصفیه فاضلاب، در کوره‌های ویژه‌ای سوزانیده می‌شود. به کارگیری این روش نه تنها مستلزم صرف هزینه‌های زیاد برای از بین بردن لجن است، بلکه باعث آلودگی محیط زیست از طریق آلاینده‌های سمی وارد شده به هوا و نیز فرونشست فلزات سنگین از هوا به خاک می‌گردد. به همین دلیل، تحقیق حاضر با هدف اصلی ارزیابی تأثیر لجن مذکور بر غلظت برخی فلزات سنگین در گیاه جو بهاره در یک خاک آهکی و بررسی امکان استفاده از این لجن به‌عنوان یک اصلاح‌کننده آلی بالقوه در خاک اجرا گردید.

مواد و روش‌ها

این پژوهش در سال ۱۳۸۹ در گلخانه دانشکده کشاورزی دانشگاه محقق اردبیلی در قالب طرح بلوک‌های کامل تصادفی با ۵ تیمار مقادیر لجن و در ۳ تکرار اجرا شد. خاک مورد آزمایش از مزرعه تحقیقاتی بابلان دانشکده کشاورزی دانشگاه محقق اردبیلی تهیه و سپس از الک ۴/۷۵ میلی‌متر عبور داده شد. برخی خصوصیات اولیه خاک شامل pH ، هدایت الکتریکی (EC)، غلظت نیتروژن کل با روش کجلدال، فسفر قابل جذب در عصاره حاصل از بی‌کربنات سدیم ۰/۵ نرمال با روش رنگ‌سنجی و پتاسیم قابل جذب در عصاره حاصل از استات آمونیم یک نرمال با دستگاه فلیم‌فتومتر (۱۸)، کربن آلی به روش والکلی- بلک (۲۶) و کربنات کلسیم معادل به روش خنثی کردن با اسید و تیتراسیون (۱۷) تعیین گردید. لجن بیولوژیک از کارخانه پتروشیمی تبریز تهیه و پس از هوا خشک کردن، آسیاب و از الک ۱ میلی‌متری عبور داده شد و برخی خصوصیات اولیه آن با روش‌های ذکر شده برای نمونه‌های خاک اندازه‌گیری شد. مقادیر صفر، ۲۵، ۵۰، ۷۵ و ۱۰۰ تن در هکتار لجن به کار گرفته شد. برای این منظور از گلدان‌های پلاستیکی با گنجایش تقریبی ۵۰ کیلوگرم خاک استفاده شد. براساس توصیه کسرایی (۶)، مخلوط کردن لجن با خاک حدود شش ماه قبل از کشت گیاه جو انجام گرفت تا گیاه از خطرات احتمالی هیدروکربن‌های آلی فرار موجود در لجن مصون بماند. طی این مدت، گلدان‌ها در گلخانه و در شرایط دمایی ۴ °C ±۲۲ و رطوبت ۷۰ تا ۸۰ درصد گنجایش زراعی (FC) نگه‌داری شدند. لازم به ذکر است که رطوبت در حد FC به روش وزنی برابر ۲۸٪ و در مزرعه تعیین گردید (۴). تعداد ۵۰ بذر جو بهاره (*Hordeum vulgare*)، رقم صحرا، داخل گلدان‌ها کشت شد و پس از رسیدن به مرحله سه برگی تعداد گیاهچه‌ها به ۲۵ عدد کاهش یافت. میزان آب لازم برای حفظ رطوبت خاک در حد FC به روش وزنی محاسبه و به گلدان‌ها اضافه گردید. این‌کار تا ۱۰ روز قبل از برداشت ادامه یافت. در انتهای فصل رشد، نمونه‌های گیاهی (اندام هوایی و ریشه) پس از انتقال به آزمایشگاه و سه مرحله شستشو با آب - مایع ظرف‌شویی، آب شهری و آب مقطر، داخل پاکت مخصوص قرار گرفته و در آون به مدت ۲-۳ شبانه‌روز در دمای ۶۵ درجه سلسیوس خشک شد. در مرحله بعد، با آسیاب به صورت پودر در آمده و یک گرم از آنها در داخل بوته چینی ریخته شد و به مدت دو ساعت در دمای ۵۵۰ درجه سلسیوس در داخل کوره خاکستر گردید و به وسیله اسید کلریدریک ۲ نرمال عصاره‌گیری شد (۱۹). برای عصاره‌گیری فلزات سنگین (آهن، روی، مس، منگنز و کادمیم) قابل جذب در نمونه خاک‌های شاهد و تیمار شده با لجن قبل از کشت گیاه از روش لیندسی و نورول (۲۴) برای نمونه‌های گیاه و لجن از روش اکسایش خشک (۱۷) استفاده شد. سپس غلظت عناصر مورد نظر در عصاره‌های خاک، گیاه و لجن به وسیله دستگاه جذب اتمی پرکین المر مدل ۶۴۰ اندازه‌گیری شد. تجزیه واریانس و مقایسه میانگین‌ها با آزمون چند دامنه‌ای دانکن با استفاده از نرم‌افزار SAS و رسم نمودارهای مربوطه با نرم‌افزار Excel صورت گرفت.

نتایج و بحث

با توجه به جدول ۱، خاک مورد آزمایش دارای بافت لوم، pH بیش از ۷ و هدایت الکتریکی ۳/۳ دسی‌زیمنس بر متر و کربنات کلسیم معادل ۱۷/۷ درصد بود. بنابراین یک خاک آهکی - قلیایی و با شوری نسبتاً زیاد به شمار می‌رود. جدول ۲ نشان می‌دهد که لجن بیولوژیک حاوی ۳۶ درصد کربن آلی و ۵/۱۸ درصد نیتروژن کل بوده که از خصوصیات مطلوب این نوع لجن است. وجود عناصر منگنز، روی، مس و بخصوص مقدار قابل ملاحظه آهن قابل جذب در پودر لجن نیز از موارد قابل توجه می‌باشد. EC نسبتاً زیاد لجن به دلیل غلظت بالای عناصر کلسیم، منیزیم، سدیم و کلر در آن می‌باشد (۵).

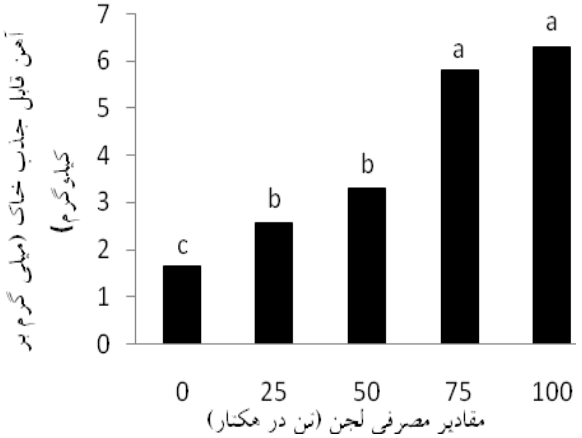
جدول ۱. برخی خصوصیات خاک مورد مطالعه

پارامتر	مقدار (واحد)
pH*	۷/۹
EC_e	۳/۳ دسی‌زیمنس بر متر
P	۳۶/۹۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم
Na محلول	۶۸۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم
K محلول	۱۳۷۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم
(٪) N	۰/۰۷۷
(٪) OC	۱/۲۴
(٪) $CaCO_3$	۱۷/۷
Mn	۸/۹ میلی‌گرم بر کیلوگرم
Cu	۱/۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم
Cd	۰/۰۵۹ میلی‌گرم بر کیلوگرم
Zn	۰/۹ میلی‌گرم بر کیلوگرم
Fe	۱/۶۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم
شن (٪)	۴۷/۰۴
سیلت (٪)	۳۰/۷۶
رس (٪)	۲۲/۲

* pH خاک در گل اشباع اندازه‌گیری شد

جدول ۲. نتایج تجزیه لجن بیولوژیک

پارامتر	مقدار
$pH_{1:5}$	۶/۶۱
$EC_{1:5}$	۳/۱۴ دسی‌زیمنس بر متر
(٪) OC	۳۶
(٪) N	۵/۱۸
(٪) P	۱/۰۵
(٪) K	٪۰/۳۴
Fe	۶۴۵۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم
Zn	۴۷/۲۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم
Mn	۲۷۰/۶۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم
Cu	۷۲/۲۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم
Cd	۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم
Ni	۷۸/۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم

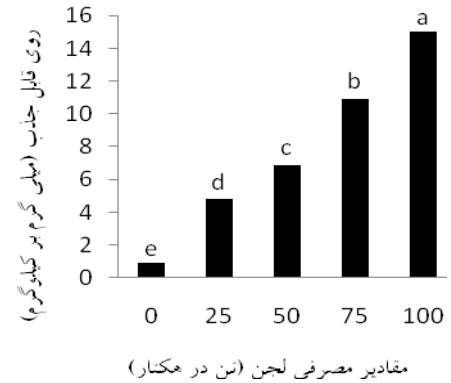


شکل۱. اثر لجن بیولوژیک بر آهن قابل جذب خاک. حروف غیر مشابه بیانگر اختلاف معنی‌دار در سطح احتمال ۱٪ آزمون دانکن می‌باشد.

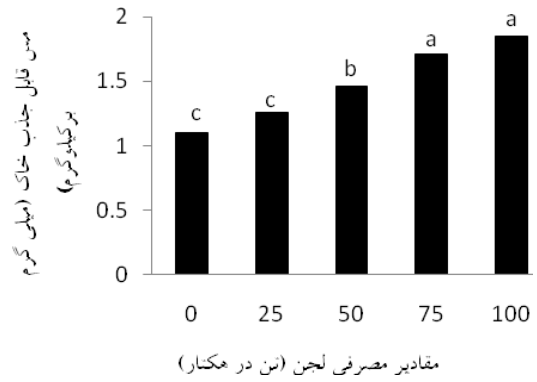
اثر لجن بیولوژیک بر غلظت فلزات سنگین قابل جذب خاک

آهن: با افزایش مقادیر لجن از ۲۵ تا ۱۰۰ تن در هکتار، آهن قابل استفاده خاک به میزان ۵۵/۴۲ تا ۲۷۸/۹ درصد و به طور معنی‌دار نسبت به شاهد افزایش یافت (شکل ۱). افزایش مقدار آهن قابل جذب در خاک، به ویژه در خاک آهکی، از اهمیت بسیار زیادی برخوردار است، زیرا کمبود آهن از مهمترین مشکلات تغذیه گیاهان در خاک‌های آهکی است (۲). لیندسی (۲۳) گزارش کرد که به ازای هر واحد کاهش pH خاک، حلالیت آهن ۱۰۰۰ بار افزایش می‌یابد. در تحقیق حاضر، وجود مقدار قابل توجه آهن در لجن (جدول ۲) و نیز کاهش احتمالی pH خاک در اثر آزاد شدن اسیدهای آلی از لجن (۱۰) باعث افزایش آهن قابل جذب خاک در اثر کاربرد این ماده شد.

روی: مقایسه میانگین‌ها در شکل ۲ نشان می‌دهد که کلیه مقادیر لجن فاضلاب باعث افزایش معنی‌دار غلظت روی قابل جذب خاک به میزان ۴۳۳/۴ تا ۱۵۶۶/۷ درصد نسبت به شاهد شده است. مقدار روی قابل جذب در خاک از ۰/۹ میلی‌گرم بر کیلوگرم در تیمار شاهد به ۱۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم در تیمار



شکل ۲. اثر لجن بیولوژیک بر روی قابل جذب خاک. حروف غیر مشابه بیانگر اختلاف معنی‌دار در سطح احتمال ۱٪ آزمون دانکن می‌باشد.

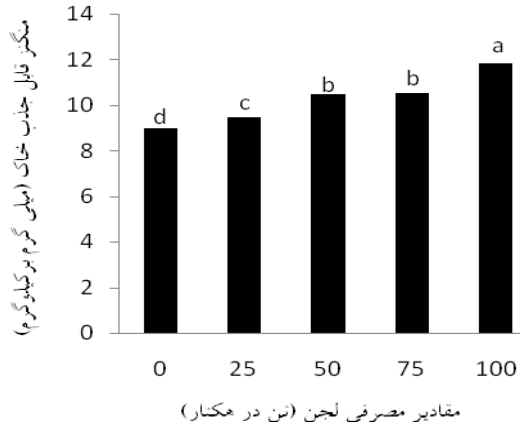


شکل ۳. اثر لجن بیولوژیک بر مس قابل جذب خاک. حروف غیر مشابه بیانگر اختلاف معنی‌دار در سطح احتمال ۱٪ آزمون دانکن می‌باشد.

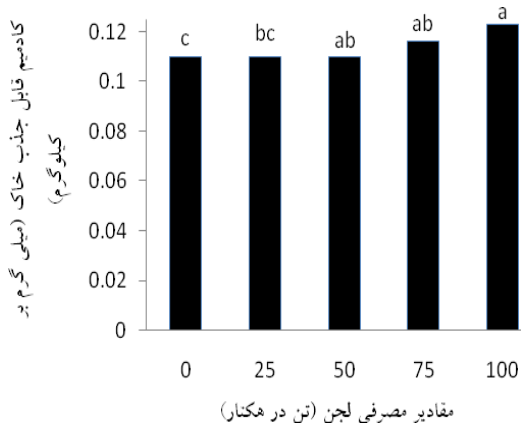
۱۰۰ تن لجن در هکتار افزایش یافت. چانگ و همکاران (۱۳) نیز گزارش کردند که افزودن لجن فاضلاب به خاک، روی قابل جذب خاک را افزایش داد. این افزایش به دلیل افزایش مستقیم روی در اثر افزودن لجن (جدول ۲) به خاک می‌باشد. کاهش pH خاک در اثر تجزیه مواد آلی حاصل از افزودن لجن، و نیز تشکیل کلات روی به وسیله ترکیبات آلی اضافه شده به خاک می‌تواند در افزایش میزان روی محلول خاک مؤثر باشد (۲۴). واثقی و همکاران (۹) گزارش کردند که با افزودن لجن فاضلاب میزان روی قابل جذب در یک خاک آهکی از ۱/۴۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم در تیمار شاهد به ۸/۰۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم در تیمار ۲۰۰ تن لجن در هکتار رسید که دلیل آن را کاهش pH در اثر تجزیه مواد آلی حاصل از افزودن لجن و نیز تشکیل کلات‌های روی به وسیله ترکیبات آلی اضافه شده بیان کردند. بررسی‌های کلباسی و همکاران (۲۲) نشان داد که در خاک‌های آهکی، روی به صورت کربنات روی رسوب کرده و از دسترس گیاه خارج می‌شود. به همین دلیل کمبود روی قابل جذب نیز یکی دیگر از مشکلات تغذیه گیاه در خاک آهکی است. پس کاربرد لجن می‌تواند تا حد زیادی در رفع این کمبود مؤثر باشد.

مس: مقدار مس قابل جذب در خاک، با افزایش مقادیر لجن فاضلاب از ۵۰ تا ۱۰۰ تن در هکتار به طور معنی‌دار و به میزان ۱۴/۵ تا ۶۸/۲ درصد نسبت به شاهد افزایش یافت (شکل ۳). این نتیجه نشان می‌دهد که لجن فاضلاب احتمالاً منبع مناسبی از مس در خاک‌های آهکی برای گیاهان می‌باشد. واثقی و همکاران (۹) گزارش کردند که با افزودن لجن فاضلاب، میزان مس قابل جذب در یک خاک آهکی از ۱/۱۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم در تیمار شاهد به ۸/۴۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم در تیمار ۲۰۰ تن لجن در هکتار رسید. آنها بیان کردند که مقدار مس قابل جذب در خاک‌ها متناسب با کاهش pH است و خاک‌هایی با pH کمتر، از مقدار مس قابل جذب بیشتری برخوردارند. در پژوهش‌های قبلی نیز گزارش شده که کمبود مس بیشتر در خاک‌های آهکی و با pH زیاد دیده می‌شود (۲۸). اسمیت (۳۰) گزارش کرد که رسوب مس به صورت هیدروکسیدها، کربنات‌های نامحلول و کمپلکس‌های آلی با افزایش pH خاک افزایش می‌یابد. بنابراین، قابلیت جذب این عنصر در pH کم نسبت به pH زیاد، بیشتر است. هم‌چنین لو و کریستی (۲۶) بیان کردند که در خاک‌های آهکی قابلیت جذب عناصر کم مصرف مانند مس برای گیاهان کمتر است. لذا استفاده از کودهای آلی را به عنوان یکی از راه‌های افزایش این عنصر در خاک پیشنهاد کردند.

منگنز: مقدار منگنز قابل جذب با افزایش سطح لجن فاضلاب در خاک روند افزایشی داشت. مقدار افزایش از ۵/۶۹ تا ۳۱/۹۱



شکل ۴. اثر لجن بیولوژیک بر منگنز قابل جذب خاک. حروف غیر مشابه بیانگر اختلاف معنی‌دار در سطح احتمال ۱٪ آزمون دانکن می‌باشد.



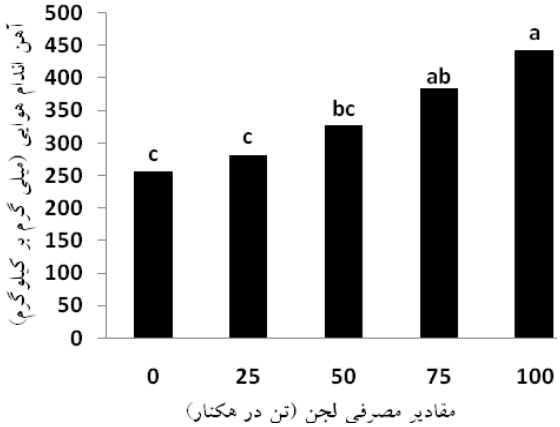
شکل۵. اثر لجن بیولوژیک بر کادمیم قابل جذب خاک. حروف غیر مشابه بیانگر اختلاف معنی‌دار در سطح احتمال ۵٪ آزمون دانکن می‌باشد.

درصد و به طور معنی‌دار در تیمارهای ۲۵ تا ۱۰۰ تن لجن در هکتار نسبت به شاهد بود (شکل ۴). بیشترین افزایش در تیمار ۱۰۰ تن در هکتار لجن رخ داد. کاباتاپندیاس و پندیاس (۲۱) نیز گزارش کردند که طی پنج سال استفاده از لجن فاضلاب، غلظت منگنز در خاک از ۲۴۲ به ۵۵۵ میلی‌گرم در کیلوگرم به طور معنی‌داری افزایش یافت. حلالیت منگنز به ازای هر یک واحد کاهش در pH، در حدود ۱۰۰ برابر افزایش می‌یابد (۷). بنابراین با توجه به pH زیاد خاک منطقه بابلان (جدول ۲)، کاربرد لجن فاضلاب قابلیت جذب منگنز خاک را افزایش داده است.

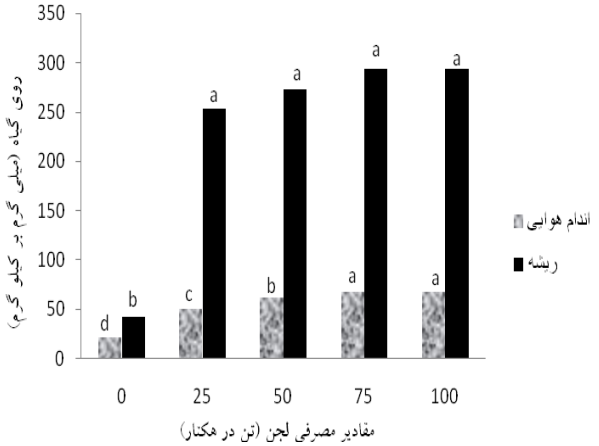
کادمیم: افزودن لجن فاضلاب باعث افزایش معنی‌دار مقدار کادمیم قابل جذب خاک در تیمارهای ۵۰ تا ۱۰۰ تن در هکتار به میزان ۱۰ تا ۱۶/۶ درصد نسبت به شاهد گردید (شکل ۵) پس تأثیر کم لجن فاضلاب بر غلظت کادمیم قابل جذب خاک در مقایسه با سایر عناصر مورد مطالعه به دلیل مقدار کم کادمیم موجود در لجن (جدول ۱) می‌باشد. جان و همکاران (۲۰)، pH را عامل مؤثر در جذب کادمیم ناشی از لجن فاضلاب در گیاه دانستند. آنها گزارش کردند که آهک‌دهی خاک‌های اسیدی باعث افزایش pH خاک شد و به طور مؤثری حلالیت کادمیم را کاهش داد. از سویی دیگر، کاباتاپندیاس و پندیاس (۲۱) معتقدند که افزایش معنی‌دار گونه‌های با پیوند ضعیف و قابل تبادل کادمیم در خاک‌هایی که لجن دریافت کردند، بر قابلیت دسترسی آن برای گیاه اثر می‌گذارد.

اثر لجن بیولوژیک بر میزان فلزات سنگین گیاه

آهن: میزان آهن اندام هوایی فقط در تیمارهای ۷۵ و ۱۰۰ تن لجن در هکتار به میزان ۵۰ تا ۷۲/۷ درصد نسبت به شاهد و به طور معنی‌دار افزایش یافت (شکل ۶). نظری و همکاران (۸) گزارش کردند که غلظت آهن در ماده خشک اندام هوایی جو از ۱۱۹۸ میلی‌گرم در کیلوگرم در تیمار آب چاه به ۱۲۶۹ میلی‌گرم در کیلوگرم در تیمار آب چاه و لجن فاضلاب صنعتی (۵۰ تن در هکتار) به طور معنی‌دار افزایش پیدا کرد. در تحقیق حاضر، اثر لجن بر میزان آهن ریشه گیاه جو معنی‌دار نبود که با نتیجه نظری و همکاران (۸) مشابه بود. می‌توان چنین گفت که لجن بیولوژیک مورد آزمایش به دلیل دارا بودن ماده آلی فراوان (۶۲٪) تأثیر به سزایی در افزایش قابلیت جذب فلزات کم مصرف و سنگین در خاک داشته است. هم‌چنین فلزات موجود در لجن نیز عمدتاً به صورت ترکیبات آلی بوده که دارای قابلیت جذب زیاد می‌باشند و غلظت قابل توجهی از آنها توسط گیاه جذب می‌شود (۲۸). میزان آهن ریشه بیشتر از آهن اندام هوایی بود. نتیجه مشابهی توسط بوس و باتاچاریا (۱۱) در بررسی تجمع فلزات سنگین در



شکل۶. اثر لجن بیولوژیک بر تجمع آهن در اندام هوایی جو. حروف غیر مشابه بیانگر اختلاف معنی‌دار در سطح احتمال ۱٪ آزمون دانکن می‌باشد.

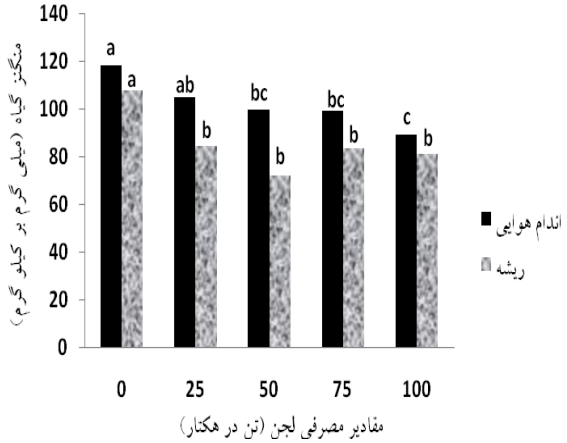


شکل۷. اثر لجن بیولوژیک بر میزان روی اندام هوایی و ریشه جو. حروف غیر مشابه بیانگر اختلاف معنی‌دار در سطح احتمال ۱٪ آزمون دانکن می‌باشد.

خاک پس از مصرف لجن به‌دست آمد. رضایی نژاد و افیونی (۳) نیز اثر مواد آلی را بر خواص شیمیایی خاک، جذب عناصر به وسیله ذرت و عملکرد آن بررسی و گزارش کردند که غلظت آهن و روی در اندام هوایی و غلظت آهن در دانه ذرت افزایش معنی‌داری در تیمارهای لجن فاضلاب نسبت به کود شیمیایی، کود گاوی و کمپوست نشان داد.

روی: مقادیر لجن بیولوژیک اضافه شده به خاک باعث افزایش معنی‌دار غلظت روی در اندام هوایی و ریشه جو گردید (شکل ۷). میزان روی در اندام هوایی و ریشه در تیمارهای ۲۵ تا ۱۰۰ تن لجن در هکتار به ترتیب از ۱۴۱/۵ تا ۲۴۲/۲ درصد و ۴۹۰ تا ۵۸۸/۲ درصد نسبت به شاهد افزایش معنی‌دار یافت. در مقدار روی اندام هوایی بین تیمارها، بجز تیمارهای ۷۵ و ۱۰۰ تن لجن در هکتار، اختلاف معنی‌دار در سطح ۱٪ مشاهده شد. ولی در میزان روی ریشه فقط بین تیمارها با شاهد اختلاف معنی‌دار مشاهده شد و بین مقادیر مختلف لجن تفاوت معنی‌دار مشاهده نشد. دامنه غلظت سمی برای روی در گیاه ۱۰۰ تا ۴۰۰ میلی‌گرم در کیلوگرم می‌باشد (۲۸). نتایج حاصل از تحقیق حاضر نشان داد که حتی با اضافه کردن ۱۰۰ تن لجن فاضلاب در هکتار، غلظت روی در اندام هوایی کمتر ولی در ریشه بیش از حد سمیت بود که از دلایل آن می‌توان به غلظت بیشتر این عنصر در لجن فاضلاب اشاره کرد که از طریق خاک جذب ریشه شده و در این اندام تجمع یافته است (۱). روتر و همکاران (۲۹) گزارش کردند که در حالتی که میزان تأمین این عنصر زیاد باشد، تجمع روی در ریشه گیاه شبدر بیش از زمانی است که کمبود آن وجود داشته باشد. در تحقیق چانگ و همکاران (۱۴) گزارش شد که در تیمار ۹۰ تن لجن فاضلاب در هکتار، غلظت روی و مس در سورگوم و گیاه جو به حد سمیت نرسید. آنها گزارش کردند که عناصر، بخصوص روی، با گذشت زمان، طی پوسیده شدن مواد آلی، آزاد شده و به بخش معدنی خاک منتقل می‌شوند.

منگنز: با افزایش مقدار لجن فاضلاب، کاهش معنی‌داری در مقدار منگنز اندام هوایی و ریشه گیاه جو مشاهده شد (شکل ۸). بیشترین مقدار منگنز در اندام هوایی و ریشه به ترتیب به میزان ۱۱۸/۰۹۳ و ۱۰۷/۶۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم در تیمار شاهد و کمترین مقدار منگنز در اندام هوایی به میزان ۸۹/۷۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم در تیمار ۱۰۰ تن لجن در هکتار و در ریشه به میزان ۷۲/۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم در تیمار ۵۰ تن لجن در هکتار مشاهده شد. در ریشه فقط بین تیمار شاهد با سایر سطوح لجن اختلاف معنی‌دار وجود داشت. بین مقادیر مصرفی لجن اختلاف معنی‌داری مشاهده نشد. در حالی که در اندام هوایی جو بین



شکل ۸ . اثر لجن بیولوژیک بر منگنز اندام هوایی و ریشه جو. حروف غیر مشابه بیانگر اختلاف معنی‌دار در سطح احتمال ۱٪ آزمون دانکن می‌باشد.

تیمارهای مصرفی لجن اختلاف معنی‌دار مشاهده شد. میزان منگنز در مقایسه با حدود پیشنهادی پیس و جونز (۲۸) در اندام هوایی جو تحت تیمارهای مختلف در محدوده سمی یا کمبود قرار نداشت. حلالیت کم منگنز در pH خنثی تا قلیایی توسط هاینریش و مایر (۱۶) گزارش شده است. میزان منگنز در ریشه با افزایش سطوح لجن کاهش یافت. دلیل احتمالی این امر رابطه آنتاگونیستی آهن (شکل ۶) با منگنز از نظر جذب می‌باشد (۱۱). بر اساس توصیه کاباتاپندیاس و پندیاس (۲۱)، نسبت آهن به منگنز در بخش‌های گیاهی باید بین ۱/۵ و ۲/۵ باشد؛ چون هر دو عنصر برای فرایندهای متابولیسمی لازم هستند. در تحقیق حاضر، میزان آهن خیلی بیشتر از ۲/۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم بود. بنابراین نسبت غیر متعادل آهن به منگنز باعث تجمع بیشتر آهن نسبت به منگنز در بافت‌های گیاهی گردید که این نتیجه مشابه نتیجه بوس و باتاچاریا (۱۱) بود.

مس و کادمیم: اثر مقادیر مصرفی لجن بر مس و کادمیم گیاه (اندام هوایی و ریشه) خارج از حد تشخیص دستگاه بود. دلیل احتمالی جذب کم این فلزات به وسیله جو، آهکی بودن و pH زیاد خاک، و نیز در مورد کادمیم غلظت نسبتاً کم این فلز در لجن، بوده است.

نتیجه‌گیری

اگرچه افزودن لجن فاضلاب به خاک در مقادیر ۲۵ تا ۱۰۰ تن در هکتار باعث افزایش معنی‌دار غلظت آهن، روی، مس، منگنز و کادمیم قابل جذب خاک گردید ولی غلظت قابل جذب این فلزات سنگین در خاک آهکی تیمار شده کمتر از حد مجاز بود و حداقل در کوتاه مدت از نظر آلودگی خطری نمی‌تواند داشته باشد. ضمن این که می‌تواند در رفع کمبود شماری از عناصر کم‌مصرف خاک و گیاه همچون آهن، روی و مس خاک مؤثر باشد که در خاک‌های آهکی از نظر تغذیه درختان حائز اهمیت است. البته با توجه به آثار مفید لجن در خاک، پیشنهاد می‌شود راه‌های ورود فلزات سنگین به لجن از طریق صنایع مختلف بررسیشود، تا با کاهش ورود این فلزات، ارزش کودی لجن فاضلاب را افزایش داد.

منابع مورد استفاده

۱. افیونی، م.، ی. رضایی نژاد و ب. خیامباشی. ۱۳۷۷. اثر لجن فاضلاب بر عملکرد و جذب فلزات سنگین به وسیله کاهو و اسفناج. مجله علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی ۲(۱): ۱۹-۲۹.

۲. چرم، م. و م. آقایی فروشانی. ۱۳۸۶. اثرات کاربرد لجن فاضلاب بر عملکرد و جذب عناصر توسط بوته جو، مطالعه موردی: لجن تصفیه‌خانه شهر اهواز. مجله آب و فاضلاب ۶۲: ۵۳-۶۳.

۳. رضایی‌نژاد، ی. و م. افیونی. ۱۳۷۹. اثر مواد آلی بر خواص شیمیایی خاک، جذب عناصر به وسیله ذرت و عملکرد آن. مجله علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی ۴(۴): ۱۹-۲۸.

۴. علیزاده، ا. ۱۳۷۸. رابطه آب و خاک (ترجمه). انتشارات دانشگاه امام رضا (ع)، مشهد.

۵. کسرایی، ر.، س. ساعدی و ن. علی اصغرزاد. ۱۳۸۷. بررسی اثرات بیوشیمیایی کاربرد لجن بیولوژیک کارخانه پتروشیمی تبریز روی یک نمونه از خاک‌های منطقه اهر. مجله علوم کشاورزی و منابع طبیعی ۱۵(۲): ۶۷-۷۵.

۶. کسرایی، ر. ۱۳۸۲. کاربرد لجن بیولوژیکی فاضلاب کارخانه پتروشیمی تبریز به عنوان کود در خاک‌های کشاورزی. گزارش نهایی طرح تحقیقاتی، دانشگاه تبریز.

۷. مجللی، ح. ۱۳۶۶. شیمی خاک (ترجمه). مرکز نشر دانشگاهی، تهران.

۸. نظری، م. ع.، ح. شریعتمداری، م. افیونی، م. مبلی و ش. رحیلی. ۱۳۸۵. اثر کاربرد پساب و لجن فاضلاب صنعتی بر غلظت برخی عناصر و عملکرد گندم، جو و ذرت. مجله علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی ۱۰(۳): ۹۷-۱۱۰.

۹. واثقی، س.، م. افیونی، ح. شریعتمداری و م. مبلی. ۱۳۸۲. اثر لجن فاضلاب و pH خاک بر قابلیت جذب عناصر کم مصرف و فلزات سنگین. مجله علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی ۷ (۳): ۹۵-۱۰۵.

۱۰. واثقی، س.، م. افیونی، ح. شریعتمداری و م. مبلی. ۱۳۸۳. اثر لجن فاضلاب برغلظت تعدادی از عناصر غذایی و ویژگی‌های شیمیایی خاک. مجله آب و فاضلاب ۵۳: ۱۵-۲۲.

11. Bose, S. and A.K. Bhattacharya. 2008. Heavy metal accumulation in wheat plant grown in soil amended with industrial sludge. Chemosphere 70: 1264-1272.
12. Chaney, R.L. 1989. Scientific analysis of proposed sludge rule. Biocycle 30: 80-85.
13. Chang, A.C., A.L. Page and H. Hyun. 1997. Cadmium uptake for swiss chard grown on composted sewage sludge treated field plots: Plateu or time bomb? J. Environ. Qual. 26: 11-19.
14. Chang, A.C., A.L. Page, J.E. Warneke, M.R. Resketo and T.E. Jones. 1983. Accumulation of cadmium and zinc in barley grown on sludge-treated soil, a long term field study. J. Environ. Qual. 12: 391-394.
15. Handreck, K.A. 1994. Effect of pH on the uptake of Cd, Cu and Zn from soilless media containing sewage sludge. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 25: 1913-1927.
16. Heinrichs, H. and R. Mayer. 1980. The role of forest vegetation in the biogeochemical cycle of heavy metals. J. Environ. Qual. 9: 111-118.
17. Jones, J.B. 2001. Laboratory Guide for Conduction of Soil Tests and Plant Analysis. CRC Press, LLC, USA.
18. Jones, J.B. and V.W. Case. 1990. Sampling, handling and analysing plant tissue sample. PP. 389-429. *In*: Westerman, R.L. (Ed.), Soil Testing and Plant Analysis, SSSA, No. 3, Madison, WI.
19. Jones, Jr., J.B., B. Wolf and H.A. Mills. 1991. Plant Analysis Handbook: A Practical Sampling, Preparation, Analysis and Interpretation Guide. Micro-Macro Pub. Inc., Athens, GA, pp. 23-37.
20. John, M.K., C.J. Valerhoven and H.H. Chuah. 1972. Factors affecting plant uptake and phytotoxicity of Cd added to soils. Environ. Sci. Technol. 6: 1005-1009.
21. Kabata-Pendias, A. and H. Pendias. 2000. Trace Element in Soils and Plants. 3rd Ed., CRC Press, Boca Raton, FL.
22. Kalbasi, M., G.J. Racz and L.A. Lewen-Rudgers. 1978. Reaction products and solubility of applied zinc compounds in some Manitoba soils. Soil Sci. 125: 55-64.
23. Lindasy, W.L. 1992. Chemical Equilibria in Soils. John Wiley and Sons, Inc., New York.
24. Lindsay, W.L. and W.A. Norwell. 1978. Development of DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper. Soil Sci. Soc. Am. J. 46: 260-264.
25. Lou, Y.M. and P. Christie. 1998. Bioavailability of copper and zinc in soil treated with alkaline stabilized sewage sludge. J. Environ. Qual. 27: 335-342.
26. Nelson, D.W. and L.E. Sommers. 1982. Total carbon, organic carbon and organic matter. PP. 539-579. *In*: Page, A.L., R.H. Miller and D.R. Keeny (Eds.), Methods of Soil Analysis, Part 2, SSSA, Madison, WI.
27. Ortiz, O. and J.M. Alcaniz. 2006. Bioaccumulation of heavy metals in *Dactylis glomerata* L. growing in a calcareous soil amended with sewage sludge. Bioresour. Technol. 97: 545-552.
28. Pais, I. and B. Jones, Jr. 1997. The Handbook of Trace Elements. St. Lucie Press, Boca Raton, Florida.
29. Reuter, D.J., J.F. Loneragan, A.D. Robson and D. Plaskett. 1982. Zinc in subterranean clover (*Trifolium subterranean* L. cv. Seaton Park). I. Effects of zinc supply on distribution of zinc and dry weight among plant parts. Austral. J. Agric. Res. 33: 989-999.
30. Smith, S.R. 1992. Sewage sludge and refuse composts as peat alternatives for conditioning impoverished soil. J. Hort. Sci. 67: 703-716.

31. Smith, S.R. 1994. Effect of soil pH on availability to crops of metals in sewage sludge-created soils. I. Nickel, copper and zinc uptake and toxicity to ryegrass. Environ. Pollut. 85: 321-327.
32. Singh, B.R. and K. Myhr. 1998. Cadmium uptake by barley as affected by Cd sources and pH levels. Geoderma 84: 185-194.