Archive of SID
DOI: 10.22059/ijswr.2020.302250.668604 تحقیقات آب و خاک ایران، دوره ۵۱، شماره ۹، آذر ماه ۱۳۹۹ (ص ۲۳۶۳-۲۳۴۹)

# Chemical Effect of municipal Compost and Sewage Sludge on Soil and Wheat Crop

**ALIREZA MARJOVVI[1*], PARISA MASHAYEKHI[1]**
1. Soil and Water Research Department, Isfahan Agricultural and Natural Resources Research and Education Center. Agricultural Research, Education and Extension organization (AREEO), Isfahan, Iran.
(Received: May. 15, 2020- Revised: July. 20, 2020, Accepted: July. 25, 2020)

## ABSTRACT

To study the effect of different amounts of municipal compost and sewage sludge on soil properties and wheat, a field experiment was conducted in Ruddasht research station in Isfahan, for five years. Five treatments including 25 and 50 t/ha/year of municipal solid waste compost and 15 and 30 t/ha/year of sewage sludge and control treatment (non-application of organic fertilizer) were used in a randomized complete block design with three replications for five years. The organic fertilizer application increased organic matter in the soil. Also, the application of organic fertilizers, especially at higher levels, increased phosphorus, potassium, iron, copper, manganese, zinc, cadmium and lead in the soil. Also, the application of organic fertilizers increased signifivantly phosphorus, potassium, nitrogen, iron, copper and zinc in the grain and straw of wheat. The concentration of these elements increased significantly with application of organic fertilizers after five years. For manganese, this trend was reversed due to the antagonistic relationship with the iron element. The concentration of lead and cadmium in the plant was so low that it could not be measured by atomic absorption. In general, municipal waste compost and sewage sludge increased the soil organic matter and the concentration of nutrients in the plant, especially in terms of micronutrients such as zinc and iron.

**Keywords**: Municipal Compost, Sewage Sludge, Soil Chemical Characteristics, Wheat.

* Corresponding Author's Email: amarjovvi@yahoo.com
www.SID.ir

Archive of SID



# تأثیر شیمیایی کودهای آلی کمپوست زباله و لجن فاضلاب بر خاک و گیاه گندم

**علیرضا مرجوی*[۱]، پریسا مشایخی[۱]**

۱. بخش تحقیقات خاک و آب، مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی استان اصفهان، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، اصفهان، ایران.

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۹/۲/۲۹- تاریخ بازنگری: ۱۳۹۹/۴/۳۰- تاریخ تصویب: ۱۳۹۹/۵/۴)

## چکیده

این پژوهش باهدف بررسی تأثیر مقادیر مختلف کمپوست زباله شهری و لجن فاضلاب در خاک و گیاه گندم پس از یک و پنج سال مصرف، در قالب طرح بلوک‌های کامل تصادفی با سه تکرار، در ایستگاه تحقیقاتی رودشت اصفهان انجام شد. در هرسال چهار تیمار کودهای آلی (کمپوست زباله ۲۵ و ۵۰ تن و لجن فاضلاب ۱۵ و ۳۰ تن در هکتار) و تیمار شاهد (عدم مصرف کود آلی)، در کرت‌های ثابت به خاک اضافه شد. مصرف کمپوست زباله و لجن فاضلاب سبب افزایش کربن آلی خاک شد. از سوی دیگر مصرف این تیمارهای کودی به‌ویژه در سطوح بالاتر، غلظت عناصر فسفر، پتاسیم، روی، مس، منگنز، آهن، سرب و کادمیوم قابل‌استفاده خاک را افزایش داد. هم‌چنین مصرف سطوح مختلف کودهای آلی باعث افزایش معنی‌دار در عناصر غذایی موجود در دانه و کاه شامل نیتروژن، فسفر و پتاسیم و همچنین عناصر کم‌مصرف آهن، روی و مس شد. غلظت اغلب عناصر غذایی اندازه‌گیری شده در گیاه پس از پنج سال مصرف متوالی کودهای آلی، به‌صورت معنی‌داری نسبت به مرحله اول (پس از یک سال مصرف کودهای آلی) افزایش پیدا کرد. در مورد عنصر منگنز این روند به دلیل رابطه آنتاگونیستی با عنصر آهن، معکوس بود. غلظت سرب و کادمیوم در گیاه، در تیمارهای مختلف به حدی کم بود که با دستگاه جذب اتمی قابل‌اندازه‌گیری نبود. در کل کمپوست زباله و لجن فاضلاب ضمن افزایش کربن آلی در خاک، باعث افزایش غلظت عناصر غذایی در گیاه به‌ویژه ازلحاظ عناصر کم‌مصرف مانند روی و آهن شد.

**واژه‌های کلیدی:** کمپوست زباله شهری، گندم، لجن فاضلاب، ویژگی‌های شیمیایی خاک.

## مقدمه

رشد روزافزون جمعیت و به دنبال آن توسعه صنایع مختلف، تولید انبوه پسماندهای آلی در فعالیت‌های صنعتی، کشاورزی و شهری را به دنبال داشته است. امروزه مسائل مربوط به دفع مطمئن این پسماندها و یا بازیافت و استفاده مجدد از آن‌ها در عرصه‌های مختلف، با در نظر گرفتن ملاحظات محیط زیستی، به دغدغه مهمی برای بسیاری از پژوهش‌گران تبدیل‌شده است؛ حال آن‌که بسیاری از این مواد زائد ازجمله لجن فاضلاب و یا کمپوست حاصل از زباله‌های شهری منابع بسیار مهمی از مواد آلی بوده و حاوی مقادیر فراوانی از عناصر غذایی موردنیاز گیاهان هستند (Bowszys *et al.*, 2015). از سوی دیگر روند رو به افزایش تخریب منابع آب، خاک و محیط‌زیست در اثر کاربرد بی‌رویه مواد شیمیایی در کشاورزی و روش‌های رایج تولید مواد غذایی در جهان موجب ترغیب پژوهشگران به کشاورزی ارگانیک در سال های اخیر گشته است (Avis *et al.*, 2008). همچنین کشت‌های متراکم و بعضاً غیراصولی منجر به کاهش شدید کربن آلی در خاک در اکثر زمین‌های کشاورزی شده است. در این راستا، استفاده از مواد آلی همانند کمپوست ضایعات کشاورزی، شهری و صنعتی به‌منظور کاهش مصرف کودهای شیمیایی گامی بلند در راستای کشاورزی پایدار تلقی می‌شود. مدیریت و استفاده اصولی از پسماندهای آلی صنعتی، کشاورزی و شهری در زمین های کشاورزی ضمن کاهش خطرات محیط‌زیستی، افزایش بهره-وری آن‌ها را در پی دارد. این ترکیبات، علاوه بر مواد آلی، معمولاً سرشار از عناصر غذایی موردنیاز گیاه به‌ویژه نیتروژن و فسفر بوده و باعث بهبود ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک، مانند تخلخل، پایداری خاکدانه‌ها، جرم مخصوص ظاهری، اسیدیته، غلظت عناصر غذایی، مقدار کربن آلی و فعالیت موجودات زنده خاک می‌شوند (Giannakis *et al.*, 2014). در سال‌های اخیر کمپوست حاصل از مواد زائد جامد شهری و لجن فاضلاب به‌طور گسترده‌ای در بخش کشاورزی به‌عنوان بهبوددهنده خاک و نیز به‌عنوان کود مورداستفاده قرارگرفته است (Gattullo *et al.*, 2017). Heaf *et al.* (2007) اثر کمپوست بر مقدار عناصر میکرو در خاک را بررسی کردند و دریافتند که مصرف کمپوست باعث افزایش غلظت روی(Zn) ، مس (Cu) و آهن (Fe) در مقایسه با

* نویسنده مسئول: amarjovvi@yahoo.com

www.SID.ir

Archive of SID


کود شیمیایی در خاک شد. به‌طور مشابه، پژوهش‌های دیگر در بررسی اثر کود و کمپوست زباله در خاک نشان‌دهنده تأثیرات مثبت این ترکیبات در افزایش مقدار عناصر غذایی پرمصرف و کم‌مصرف قابل‌استفاده گیاه در خاک، بوده است (Yukse, 2015; Belhaj *et al*., 2016).

امروزه مدیریت لجن، با توسعه تصفیه‌خانه‌های فاضلاب ، به یکی از بحرانی‌ترین موضوعات محیط زیستی تبدیل‌شده است. در سال‌های اخیر مصرف لجن فاضلاب در خاک‌های کشاورزی، ازیک‌طرف به‌عنوان یک کود آلی (غنی از کربن) و سرشار از عناصر غذایی مختلف مثل نیتروژن و فسفر و از طرف دیگر به‌عنوان یک روش نسبتاً ایمن برای دفن پسماند حاصل از تصفیه فاضلاب‌های شهری موردتوجه قرارگرفته است (Casado-vela *et al*., 2007 و Singh and Agrawal, 2010).

Song and Lee (2010) با ارزیابی جنبه‌های اقتصادی و محیط زیستی مصرف لجن فاضلاب بر خاک و گیاه گزارش نمودند، لجن فاضلاب باعث بهبود ویژگی‌های خاک مانند رطوبت، کربن آلی، تنفس، تخلخل و وزن مخصوص ظاهری می‌گردد. پژوهش‌های مختلفی درزمینه اثر مصرف لجن فاضلاب بر شاخص‌های رشد گیاهان زراعی انجام‌شده است.

Angin and Yaganoglu (2011) تأثیر لجن فاضلاب بر عملکرد جو را بررسی نموده و گزارش کردند که کاربرد لجن نه‌تنها ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک را بهبود بخشید بلکه عملکرد دانه جو را نیز افزایش داد. Marjovvi and Mashayekhi (2018) نیز با بررسی تأثیر لجن فاضلاب و کمپوست زباله شهری در کشت ذرت، به نتایج مشابهی دست یافتند.

باوجود تمام ویژگی‌های مثبتی که به آن‌ها اشاره شد، گزارش‌های مختلفی وجود دارند که نشان می‌دهد در برخی موارد مصرف کمپوست زباله‌های شهری و لجن فاضلاب، منجر به افزایش غلظت عناصر سنگین (بالاتر از حدود استاندارد تعریف-شده) در خاک و نهایتاً در اندام هوایی برخی گیاهان شده است (Hargreaves *et al*., 2008؛ Belhaj *et al*., 2016؛ Giannakis *et al*., 2014). درنتیجه استفاده ایمن از این کمپوست‌ها در کشاورزی، بستگی به تولید کمپوست باکیفیت خوب، به‌طور خاص، کمپوستی است که بالغ بوده و غلظت مناسبی از فلزات و نمک در آن موجود باشد(Hargreaves *et al*., 2008).

امروزه مصرف زیاد کودهای شیمیایی به همراه روش‌های نامناسب کشت و کار باعث کاهش شدید مقدار کربن آلی خاک و نیز پایین آمدن کیفیت خاک شده است. از سوی دیگر قسمت عمده کشور و ازجمله استان اصفهان، دارای اقلیم خشک و نیمه‌خشک بوده و عدم وجود پوشش گیاهی کافی، سبب بازگشت مقدار کم بقایای گیاهی به خاک و درنتیجه کمبود مواد آلی آن شده است. اگر مطالعات لازم روی پسماندهای آلی تولیدشده در کشور انجام شود، می‌توان از آن‌ها به‌عنوان یک اصلاح‌کننده مناسب و ارزان در زمین‌های کشاورزی استفاده کرد. بنابراین این بررسی باهدف بررسی تأثیر لجن فاضلاب و مقایسه آن با کمپوست زباله شهری بر گیاه گندم پس از یک و پنج سال مصرف این کودها، در ایستگاه تحقیقاتی آبیاری و زهکشی رودشت اصفهان انجام شد.

## مواد و روش‌ها

### مشخصات منطقه مورد مطالعه

ایستگاه تحقیقاتی کشاورزی رودشت اصفهان واقع در ۶۵ کیلومتری شرقی شهر اصفهان با طول جغرافیایی ۵۲ درجه شرقی، و عرض جغرافیایی ۳۲/۵ درجه شمالی و ارتفاع ۱۴۵۰ متر از سطح دریا، دارای آب و هوای گرم و خشک بوده و میزان بارش میانگین بین ۶۰ تا ۹۰ میلی‌متر در نوسان است. رطوبت نسبی کم (حدود ۲۰ درصد در تیرماه) و دمای هوا (حداکثر) حدود ۳۷ درجه سانتی‌گراد در تیرماه است. خاک‌های منطقه که بر روی تراس آبرفتی قرار دارند، عمدتاً دارای بافت سنگین و عمیق بوده همراه با محدودیت‌های شوری و قلیائیت است.

### تیمارها و نحوه اجرای آزمایش

این مطالعه برای مدت‌زمان ۵ سال در کرت‌های ثابت (ابعاد هر کرت ۴ متر در ۱۰ متر بود) انجام گرفت. تیمارهای اعمال‌شده شامل چهار تیمار کود آلی کمپوست زباله شهری و کود لجن فاضلاب به همراه تیمار شاهد بود که به شرح زیر در قالب یک طرح بلوک کامل تصادفی در سه تکرار و برای پنج سال متوالی انجام شد. تیمارها عبارت بودند از: ۱- بدون کاربرد هیچ‌گونه کود آلی در طول دوره‌های آزمایش (شاهد)، ۲- کمپوست زباله شهری به مقدار ۲۵ تن در هر هکتار، ۳- کمپوست زباله شهری به مقدار ۵۰ تن در هکتار، ۴- لجن فاضلاب به مقدار ۱۵ تن در هکتار و ۵- لجن فاضلاب به مقدار ۳۰ تن در هکتار. تناوب مورداستفاده در طول پنج سال این پژوهش شامل گیاهان گندم، چغندرقند، ذرت علوفه‌ای، پیاز و مجدداً گندم بود.

### نمونه‌برداری و نحوه آزمون خاک و گیاه

در ابتدا پس از کرت بندی و قبل از اعمال تیمارهای کودهای آلی، نسبت به نمونه‌گیری مرکب از عمق ۳۰-۰ سانتی‌متر از خاک محل اجرای آزمایش اقدام گردید. تیمارهای کمپوست زباله و لجن فاضلاب، قبل از هر کشت در تناوب تعریف‌شده در طی سال‌های آزمایش به خاک اضافه شد. پس از اتمام کشت در هر دوره کشت

www.SID.ir

Archive of SID



گندم، نمونه‌برداری از گیاه به تفکیک دانه و کاه انجام شد. نمونه‌های گیاهی برای تجزیه‌های لازم به آزمایشگاه منتقل شد و پس از شستشو با آب معمولی و آب مقطر، جهت خشک‌کردن در دمای ۷۵ درجه در آون تهویه‌دار قرار گرفت. پس از ۲۴ ساعت، دانه و کاه به‌صورت جداگانه با استفاده از آسیاب برقی آسیاب شده و سپس از الک مش ۱۸ عبور داده شد. غلظت عناصر مختلف نیتروژن، فسفر، پتاسیم، آهن، مس، روی و منگنز، سرب و کادمیوم در نمونه‌های گیاهی پس از هضم نمونه‌ها با کمک اسید سولفوسالیسیلیک اندازه‌گیری شد. برای اندازه‌گیری نیتروژن از دستگاه کجلدال، فسفر از دستگاه اسپکتروفتومتر و به روش رنگ سنجی با استفاده از معرف آمونیوم وانادات، پتاسیم از دستگاه فلیم فتومتر و عناصر غذایی میکرو از دستگاه جذب اتمی استفاده شد (Jones, 2001). همچنین از خاک محل اجرای آزمایش به تفکیک تیمار و تکرار نمونه‌برداری از عمق ۳۰-۰ سانتی‌متر، در پایان سال اول(مرحله اول) و در پایان سال پنجم (مرحله دوم) صورت پذیرفت. شوری، اسیدیته، کربن آلی به روش والکی و بلک، فسفر قابل استفاده گیاه با استفاده از روش اولسون با دستگاه اسپکتوفتومتر، پتاسیم قابل‌استفاده گیاه با استفاده از عصاره‌گیر استات آمونیوم و سپس اندازه‌گیری با دستگاه فلیم فتومتر، و عناصر مس، روی، آهن، منگنز، سرب و کادمیم قابل‌استفاده گیاه پس از استخراج توسط محلول دی اتیلن تری آمین پنتا استیک اسید (DTPA) و اندازه‌گیری به کمک دستگاه جذب اتمی اندازه‌گیری شد (Council on Soil Testing and Plant Analysis, 1974).

### آنالیز آماری

نتایج دو مرحله پژوهش (مرحله اول پس از یک سال مصرف کودهای آلی و مرحله دوم پس از پنج سال مصرف کودهای آلی) به‌صورت جداگانه با نرم‌افزار SAS محاسبه شد و به دلیل یکنواختی واریانس خطا در دو سال تجزیه مرکب انجام گرفت. مقایسه میانگین‌ها با آزمون دانکن انجام شد.

## نتایج و بحث

### ویژگی‌های خاک

نتایج تجزیه شیمیایی خاک و آب محل انجام پژوهش، قبل از اعمال تیمارهای کودی موردنظر، به ترتیب در جداول ۱ و ۲ ارائه‌شده است.

نتایج میانگین تجزیه شیمیایی کود کمپوست زباله و لجن فاضلاب مورداستفاده، همچنین غلظت‌های مجاز عناصر مختلف در آن‌ها با توجه به استانداردهای ISIRI 10716 و USEPA503 در جدول (۳) ارائه‌شده است.

جدول (۴) نتایج تجزیه واریانس تأثیر سطوح مختلف کودهای کمپوست زباله شهری و لجن فاضلاب بر روی برخی ویژگی‌های شیمیایی و عناصر موجود در خاک، در دو مرحله کاشت گندم در تناوب موردمطالعه را نشان می‌دهد. همان‌طور که مشخص است در مرحله اول برداشت گندم، تأثیر مصرف سطوح مختلف کمپوست زباله و لجن فاضلاب بر کلیه ویژگی‌های اندازه-گیری شده در خاک معنی‌دار بود. این تأثیرگذاری بر مقدار منگنز قابل‌استفاده خاک در سطح ۵ درصد، بر مقدار شوری، کربن آلی، سرب، کادمیوم، فسفر، مس، آهن و روی قابل‌استفاده در خاک در سطح ۱ درصد، و اسیدیته، پتاسیم و مس قابل‌استفاده در حد ۰/۱ درصد معنی‌دار بوده است. در مرحله دوم پژوهش یعنی پنج سال مصرف متوالی کودهای آلی، تأثیر تیمارهای موردمطالعه به‌جز اسیدیته و شوری، در بقیه موارد در سطح ۱ درصد و ۰/۱ معنی‌دار بوده است (جدول ۴).

کاربرد سطوح مختلف لجن فاضلاب و کمپوست زباله سبب افزایش معنی‌دار (در سطح ۱ درصد) در شوری خاک، در مرحله اول کاشت گندم شد(جدول ۴). بر اساس اطلاعات ارائه‌شده در جدول (۵)، بیشترین مقادیر شوری خاک در تیمارهای ۳۰ تن در هکتار لجن فاضلاب و ۵۰ تن در هکتار کمپوست زباله شهری اندازه‌گیری شد که معادل ۱/۵ و ۱/۵۴ دسی‌زیمنس بر متر بود. دلیل افزایش شوری با کاربرد تیمارهای مورد پژوهش درنتیجه شوری بالای این مواد است. در مرحله دوم هم کاربرد کودهای آلی شوری خاک را افزایش داد ولی این افزایش ازنظر آماری معنی‌دار نبود. وجود غلظت‌های بالای املاح و نمک‌های مختلف ازجمله سدیم و پتاسیم در لجن فاضلاب و آزاد شدن این املاح در خاک، باعث بالا رفتن شوری خاک می‌شود (Rusan *et al.*, 2007; Jahantigh, 2008).

**جدول ۱- نتیجه تجزیه شیمیایی نمونه مرکب خاک محل اجرای آزمایش قبل از کاشت**

| عمق (cm) | هدایت الکتریکی ($dSm^{-1}$) | pH | کربن آلی (%) | مس قابل‌جذب ($mgkg^{-1}$) | آهن | سرب | روی | منگنز | کادمیوم | فسفر | پتاسیم |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| ۳۰-۰ | ۱/۶۷ | ۷/۷ | ۰/۵۰ | ۱/۷ | ۷ | ۲ | ۰/۶ | ۵/۳ | ۰ | ۹/۵۳ | ۲۴۹ |

www.SID.ir

Archive of SID


**جدول ۲- نتیجه تجزیه شیمیایی آب آبیاری برای کشت گندم**

| نمونه آب کانال | هدایت الکتریکی ($dSm^{-1}$) | pH | بی‌کربنات | کلر | سولفات | سدیم | کلسیم | منیزیم | سختی |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | | $meql^{-1}$ | | | | |
| | ۰/۹۷ | ۶/۹ | ۳/۵ | ۵ | ۱/۷ | ۴/۵ | ۳/۴ | ۲/۱ | ۲۷۵ |

**جدول ۳- ویژگی‌های شیمیایی کود کمپوست زباله شهری و لجن فاضلاب مورداستفاده**

| ویژگی | واحد | کمپوست زباله شهری | لجن فاضلاب | کمپوست زباله شهری | لجن فاضلاب | غلظت مجاز استاندارد در کمپوست (ISIRI 10716) | غلظت مجاز استاندارد در لجن (USEPA503) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | مرحله اول | | مرحله دوم | | | |
| شوری | $dSm^{-1}$ | ۱۴/۳ | ۱۱/۶ | ۱۵/۲ | ۱۱/۰۲ | حداکثر ۱۴ | |
| pH | - | ۷ | ۶/۹ | ۷ | ۶/۲ | ۸-۶ | - |
| C/N | - | ۱۴ | ۱۰ | ۱۴/۲۵ | ۱۱/۱ | ۲۰-۱۰ | - |
| کربن آلی | % | ۲۲/۴ | ۲۶ | ۲۶/۵ | ۳۲/۲ | - | - |
| نیتروژن | % | ۱/۶ | ۲/۶ | ۱/۸۶ | ۲/۹ | ۱/۶۶-۱ | - |
| فسفر | % | ۰/۵ | ۰/۵ | ۰/۲۱ | ۰/۴۶ | ۳/۸ -۰/۳ | - |
| پتاسیم | % | ۰/۸ | ۰/۸ | ۰/۸۳ | ۰/۵۳ | ۱/۸-۰/۵ | - |
| سدیم | % | ۰/۶ | ۰/۴ | ۰/۷۵ | ۰/۳۵ | - | - |
| کلسیم | % | ۳/۵ | ۴/۱ | ۵/۱۲ | ۵/۲۸ | - | - |
| منیزیم | % | ۰/۶ | ۰/۶ | ۰/۹۱ | ۱/۰۲ | - | - |
| آهن | $mg\ kg^{-1}$ | ۷۰۵۶ | ۷۹۴۵ | ۷۶۰۷ | ۷۲۳۷ | - | - |
| منگنز | $mg\ kg^{-1}$ | ۲۶۱ | ۲۵۳ | ۱۵۸ | ۱۹۴ | - | - |
| روی | $mg\ kg^{-1}$ | ۵۳۲ | ۴۷۲ | ۵۱۸ | ۵۷۶ | ۱۳۰۰ | ۲۸۰۰ |
| مس | $mg\ kg^{-1}$ | ۲۵۸ | ۴۱۸ | ۲۳۹ | ۴۳۶ | ۶۵۰ | ۱۵۰۰ |
| سرب | $mg\ kg^{-1}$ | ۱۰۴ | ۱۱۲ | ۱۱۰ | ۱۲۰ | ۲۰۰ | ۳۰۰ |
| کادمیوم | $mg\ kg^{-1}$ | ۶/۹ | ۸/۸ | ۲ | ۲/۶ | ۱۰ | ۳۹ |

**جدول ۴- نتایج تجزیه واریانس تأثیر تیمارهای موردمطالعه بر برخی ویژگی‌های شیمیایی خاک بعد از برداشت گندم (عمق ۳۰-۰ سانتی‌متری)**

| منابع تغییرات | میانگین مربعات (مرحله اول) | | | | میانگین مربعات (مرحله دوم) | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | بلوک | تیمار | اشتباه | ضریب تغییرات | بلوک | تیمار | اشتباه | ضریب تغییرات |
| درجه آزادی | ۲ | ۴ | ۸ | - | ۲ | ۴ | ۸ | - |
| $EC_e$ | ۰/۰۰۲ | ۰/۰۷۵** | ۰/۰۰۴ | ۴/۹۱ | ۰/۱۲ | ۰/۱۳ ns | ۰/۱۱ | ۹/۰۷ |
| pH | ۰/۰۰۲ | ۰/۰۲۶*** | ۰/۰۰۰۹ | ۰/۴۱ | ۰/۰۶ | ۰/۰۱ ns | ۰/۰۱ | ۳/۰۸ |
| کربن آلی | ۱/۰۱ | ۰/۱۷** | ۰/۰۱ | ۱۰/۷۹ | ۰/۰۰۹ | ۰/۱۸** | ۰/۰۰۷ | ۷/۴۴ |
| فسفر | ۴/۰۳ | ۷۲۷/۸*** | ۴/۶۳ | ۸/۲۹ | ۶/۵۵ | ۵۰۱/۹۵** | ۲/۹۸ | ۵/۲۹ |
| پتاسیم | ۴۱۱/۳۱ | ۹۹۴۵/۰۷*** | ۱۱۱/۸۴ | ۳/۹۹ | ۴۰۸/۳۳ | ۶۱۰۲/۸۸** | ۶۱/۴۴ | ۳/۱۴ |
| مس | ۰/۴۴ | ۳۶/۲۹*** | ۰/۳۷ | ۱۰/۹۲ | ۰/۱۷ | ۵۵/۷*** | ۰/۴۲ | ۹/۹۸ |
| روی | ۰/۰۶ | ۳۰/۰۰** | ۰/۱ | ۶/۱ | ۰/۳۳ | ۲۱/۹۷*** | ۰/۰۸ | ۴/۱۸ |
| آهن | ۲/۴۴ | ۲۰/۷۳** | ۰/۳۴ | ۵/۴۴ | ۲/۹۱ | ۵۲/۹۳*** | ۱/۵۴ | ۷/۱۷ |
| منگنز | ۰/۵۹ | ۴/۴۷* | ۰/۷۴ | ۱۲/۴۱ | ۱/۴۴ | ۹/۷۲* | ۱/۱۹ | ۸/۳۲ |
| سرب | ۰/۰۳ | ۳/۹۱** | ۰/۳۶ | ۱۹/۶۱ | ۰/۰۹ | ۷/۳۴*** | ۰/۰۶ | ۹/۱۸ |
| کادمیوم | ۰/۰۰ | ۰/۰۰۱** | ۰/۰۰ | ۲۲/۸۱ | ۰/۰۰ | ۰/۰۰۱*** | ۰/۰۰ | ۷/۴۵ |

***، ** ، * و ns به ترتیب معنی‌دار شدن در سطح احتمال ۰/۱، ۱، ۵ درصد و عدم وجود اختلاف معنی‌دار

واکنش خاک با افزودن کودهای آلی، کاهش پیدا کرد. کاهش واکنش خاک درنتیجه کاربرد ترکیبات آلی از قبیل لجن فاضلاب توسط پژوهشگران دیگری هم گزارش‌شده است (Angin *et al*., 2012؛ Belhaj *et al*., 2016؛ Moreira *et al*., 2013). این پژوهشگران دلیل این امر را آزاد شدن اسیدهای آلی در فرآیند تجزیه و کمپوست شدن این‌گونه ترکیبات دانسته‌اند. سطوح مختلف کمپوست زباله شهری و لجن فاضلاب، مقدار کربن آلی خاک را به‌صورت معنی‌داری، در هر دو مرحله نسبت به خاک نمونه شاهد، افزایش دادند (جدول ۵).

در هر دو مرحله مورد پژوهش، مقدار فسفر قابل‌استفاده در خاک با مصرف کودهای آلی افزایش معنی‌داری، در سطح ۱ درصد، نشان داد. تیمارهای لجن فاضلاب نسبت به تیمارهای

www.SID.ir

Archive of SID



کمپوست زباله شهری، تأثیر بسیار بالاتری برافزایش مقدار فسفر قابل‌استفاده خاک داشتند. بیشترین سطوح فسفر قابل‌استفاده در خاک در سطح دوم لجن فاضلاب مشاهده شد (به ترتیب ۴۸/۹۳ و ۶۴/۸۲ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک برای دوره اول و دوره دوم) (جدول ۵). با دو برابر شدن مصرف لجن فاضلاب، مقدار فسفر قابل‌استفاده گیاه تا حدود ۷ برابر در مرحله اول و ۶ برابر در مرحله دوم، در مقایسه با شاهد، افزایش پیدا کرد. علت اصلی این افزایش می‌تواند فسفر بالای موجود در لجن فاضلاب و اسیدهای آلی موجود در لجن باشد.

مقدار حلالیت فسفات با حضور اسیدهای آلی مثل مالات، سیترات و اگزالات بسته به نوع خاک و غلظت اسید آلی می‌تواند بین ۱۰ تا ۱۰۰۰ واحد افزایش یابد. از طرفی اسیدهای آلی حاصل از لجن فاضلاب به‌صورت تبادل لیگاندی، جذب سطحی شده و برای محل‌هایی که جذب صورت می‌گیرد با فسفر رقابت می‌کنند که درنهایت منجر به افزایش قابلیت استفاده فسفات می‌گردد. همچنین ترکیب گازکربنیک تولیدشده از تجزیه مواد آلی با آب، تولید اسیدکربنیک می‌نماید و این اسید در خاک‌های آهکی، حلالیت ترکیبات فسفره را افزایش می‌دهد و بدین ترتیب قابلیت جذب آن‌ها افزایش می‌یابد.(Fatholomi *et al*., 2015)

تیمارهای مختلف کودهای آلی مصرف‌شده، مقدار پتاسیم قابل‌استفاده خاک را نسبت به تیمار شاهد به‌صورت زیادی افزایش دادند. این بار ترکیب کمپوست زباله نقش بیشتری در افزایش پتاسیم خاک داشت؛ به‌گونه‌ای که بیشترین مقدار پتاسیم خاک در تیمار ۵۰ تن در هکتار کمپوست زباله مشاهده شد که به ترتیب برابر با ۳۳۳/۳۳ و ۳۲۲ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک برای مراحل اول و دوم بود (جدول ۵).

**جدول ۵- مقایسه میانگین عناصر مورد تجزیه در خاک محل آزمایش بعد از برداشت گندم**

| تیمار | $EC_e$ | pH | کربن آلی | فسفر | پتاسیم | مس | روی | آهن | منگنز | کادمیوم | سرب |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | dS/m | - | ٪ | mg kg$^{-1}$ | | | | | | | |
| ویژگی‌های شیمیایی خاک بعد از برداشت گندم (مرحله اول) | | | | | | | | | | | |
| شاهد | ۱/۰۳$^{c}$ | ۷/۷۶$^{a}$ | ۰/۶۵$^{c}$ | ۶/۹۰$^{d}$ | ۱۹۲/۵$^{c}$ | ۱/۴۹$^{d}$ | ۰/۴۳$^{d}$ | ۷/۰۲$^{d}$ | ۵/۱$^{c}$ | ۰/۰۲۶$^{c}$ | ۱/۴۳$^{c}$ |
| کمپوست ۲۵ تن | ۱/۳۲$^{b}$ | ۷/۶$^{c}$ | ۱/۰۸ $^{ab}$ | ۱۱/۲۰$^{cd}$ | ۳۰۸/۳۳$^{a}$ | ۳/۰۵$^{c}$ | ۰/۴۸$^{c}$ | ۱۰/۹۹$^{b}$ | ۶/۵۲$^{bc}$ | ۰/۰۴$^{bc}$ | ۳/۱۶$^{b}$ |
| کمپوست ۵۰ تن | ۱/۵۴$^{a}$ | ۷/۵۱$^{d}$ | ۱/۲۰ $^{a}$ | ۱۴/۵$^{c}$ | ۳۳۳/۳۳$^{a}$ | ۴/۲۰$^{c}$ | ۶/۵۸$^{b}$ | ۱۲/۰۲$^{b}$ | ۸/۷۴$^{a}$ | ۰/۰۵$^{ab}$ | ۴/۸۸$^{a}$ |
| لجن ۱۵ تن | ۱/۳۳$^{b}$ | ۷/۶۷$^{b}$ | ۰/۹۱ $^{b}$ | ۳۶/۶۰$^{b}$ | ۲۰۳$^{c}$ | ۵/۷۷$^{b}$ | ۴/۵۶$^{c}$ | ۹/۷۰$^{c}$ | ۷/۹۹$^{ab}$ | ۰/۰۵$^{ab}$ | ۲/۶۱$^{bc}$ |
| لجن ۳۰ تن | ۱/۵$^{a}$ | ۷/۶۰$^{c}$ | ۱/۲۳$^{a}$ | ۴۸/۹۳$^{a}$ | ۲۳۰$^{b}$ | ۱۱/۲۸$^{a}$ | ۹/۱۹$^{a}$ | ۱۴/۰۷$^{a}$ | ۷/۱۵$^{abc}$ | ۰/۰۷$^{a}$ | ۲/۸۹$^{b}$ |

| تیمار | کربن آلی | فسفر | پتاسیم | مس | روی | آهن | منگنز | کادمیوم | سرب |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | ٪ | mg kg$^{-1}$ | | | | | | | |
| ویژگی‌های شیمیایی خاک بعد از برداشت گندم (مرحله دوم) | | | | | | | | | |
| شاهد | ۰/۸۰$^{d}$ | ۱۰/۱۲$^{d}$ | ۱۹۸$^{d}$ | ۱/۶۴$^{d}$ | ۰/۸۴$^{c}$ | ۱۰/۱۵$^{c}$ | ۱۰/۸۱$^{b}$ | ۰/۰۴$^{d}$ | ۱/۲۱$^{e}$ |
| کمپوست ۲۵ تن | ۱/۱۰$^{bc}$ | ۲۳/۵۶$^{c}$ | ۲۹۰/۵$^{b}$ | ۴/۹۰$^{c}$ | ۷/۷۵$^{b}$ | ۱۵/۳۹$^{b}$ | ۱۳/۳۲$^{b}$ | ۰/۰۶$^{c}$ | ۳/۳۹$^{b}$ |
| کمپوست ۵۰ تن | ۱/۵۲$^{a}$ | ۲۵/۶۰$^{c}$ | ۳۲۲$^{a}$ | ۵/۸۶$^{c}$ | ۸/۴۶ $^{a}$ | ۲۱/۴۲$^{a}$ | ۱۶/۷۲$^{a}$ | ۰/۰۸$^{b}$ | ۵/۲۱$^{a}$ |
| لجن ۱۵ تن | ۱/۰۰$^{c}$ | ۴۰/۱۳$^{b}$ | ۲۰۰$^{d}$ | ۷/۵۱$^{b}$ | ۷/۱۹$^{b}$ | ۱۴/۹۵$^{b}$ | ۱۳/۰۱$^{b}$ | ۰/۰۶$^{c}$ | ۱/۷۶$^{d}$ |
| لجن ۳۰ تن | ۱/۲۹$^{b}$ | ۶۴/۸۲$^{a}$ | ۲۳۴$^{c}$ | ۱۵/۴۴$^{a}$ | ۸/۷$^{a}$ | ۲۱/۰۰$^{a}$ | ۱۳/۱۳$^{b}$ | ۰/۱$^{a}$ | ۲/۶۶$^{c}$ |

**حروف متفاوت در هر گروه نشان‌دهنده تفاوت معنی‌دار بین آن‌ها است.**

مصرف سطوح مختلف کمپوست زباله و لجن فاضلاب (به‌ویژه تیمار ۳۰تن در هکتار لجن فاضلاب) تأثیر بسیار قابل‌توجهی در افزایش مس قابل‌استفاده خاک داشتند. با مصرف ۳۰ تن در هکتار لجن فاضلاب، مس قابل‌استفاده خاک در مرحله اول از مقدار ۱/۴۹ در تیمار شاهد به ۱۱/۲۸ میلی‌گرم در کیلوگرم و در مرحله دوم از ۱/۶۴ در تیمار شاهد به ۱۵/۴۴ میلی‌گرم در کیلوگرم رسید (جدول ۵). این نتیجه با نتایج ( Moreira *et al.* 2013) و Belhaj *et al.* (2016) همخوانی دارد. به عقیده Moreira *et al.* (2013) قابلیت دسترسی عناصر کم‌مصرف تا حد زیادی به pH خاک بستگی دارد؛ به‌گونه‌ای که با کاهش اسیدیته، قابلیت جذب این عناصر توسط گیاه افزایش می‌یابد.

عناصر روی، آهن و منگنز نیز از روندی مشابه مس در خاک پیروی نمودند. بیشترین مقدار روی قابل‌استفاده در تیمار ۳۰ تن در هکتار لجن با مقادیر ۹/۱۹ و ۸/۷ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک به ترتیب برای مراحل اول و دوم پژوهش، اندازه‌گیری شد. بیشترین مقدار آهن قابل‌استفاده در خاک در مرحله اول در تیمار ۳۰ تن در هکتار لجن فاضلاب (۱۴/۰۷ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک) و در مرحله دوم در تیمارهای ۵۰ تن در هکتار کمپوست زباله و ۳۰ تن در هکتار لجن (به ترتیب ۲۱/۴۲ و ۲۱ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک) اندازه‌گیری شد. بیشترین مقدار منگنز قابل‌استفاده خاک نیز در تیمار ۵۰ تن در هکتار کمپوست زباله شهری مشاهده شد که برای مراحل اول و دوم به ترتیب معادل

www.SID.ir

Archive of SID


۸/۷۴ و ۱۶/۷۲ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک بود. افزودن سطوح مختلف کمپوست زباله و لجن فاضلاب به خاک، مقادیر سرب و کادمیوم قابل‌استفاده خاک را نیز به‌صورت معنی‌داری افزایش داد. بیشترین مقادیر کادمیوم در هر دو مرحله در تیمار ۳۰ تن در هکتار لجن و بیشترین مقادیر سرب در تیمار ۵۰ تن در هکتار کمپوست زباله اندازه‌گیری شد که دلیل این امر ترکیبات و منابع اولیه‌ای است که این ترکیبات از آن‌ها نشاءت گرفته‌اند. نتایج به‌دست‌آمده با یافته‌های Belhaj *et al.* (2016) همخوانی دارد.

**ویژگی‌های گیاه**

**روند تغییرات غلظت عناصر غذایی در دانه گندم**

نتایج تجزیه واریانس نشان داد که کاربرد سطوح مختلف کمپوست زباله شهری و لجن فاضلاب، در مرحله اول، تأثیر معنی داری بر مقدار عناصر غذایی نیتروژن، فسفر و روی (در سطح ۵ درصد) و آهن (در سطح ۱ درصد) و در مرحله دوم بر مقدار پتاسیم و روی (در سطح ۵ درصد) و نیتروژن و آهن و منگنز (در سطح ۱ درصد) داشته است (جدول ۶).

بیشترین مقدار نیتروژن در دانه گندم در هر دو مرحله، در تیمارهای ۱۵ و ۳۰ تن در هکتار لجن فاضلاب مشاهده شد (جدول ۷). در مرحله اول افزودن سطوح مختلف لجن فاضلاب و کمپوست زباله به‌صورت معنی‌داری مقدار فسفر دانه را نسبت به تیمار شاهد افزایش داد؛ اما بین تیمارهای مختلف ازنظر آماری تفاوت معنی‌داری وجود نداشت. Tamrabet *et al.* (2009) بیان نمودند که کاربرد لجن فاضلاب می‌تواند بخش زیادی از فسفر موردنیاز بسیاری از گیاهان را تأمین نماید. در مورد عنصر روی نیز نتیجه تقریباً مشابه فسفر بود و باوجود افزایش فراوان مقدار روی در دانه گیاه در اثر اعمال تیمارهای مختلف، اختلاف معنی-داری بین تیمارها نبود. نکته قابل‌ملاحظه این‌که در سطوح ۱۵ و ۳۰ تن در هکتار لجن فاضلاب و ۵۰ تن در هکتار کمپوست زباله مقدار روی بیش از دو برابر تیمار شاهد افزایش داشت.

بیشترین مقدار آهن دانه گیاه در مرحله اول در تیمار ۵۰ تن در هکتار کمپوست زباله (۱۲۳ میلی‌گرم در کیلوگرم) و در مرحله دوم در تیمار ۳۰ تن در هکتار لجن فاضلاب (۲۰۲/۱ میلی-گرم در کیلوگرم) اندازه‌گیری شد. همچنین اعمال تیمارهای کودی در هر دو مرحله دارای تأثیر بسیار معنی‌داری بر عملکرد گیاه (در حد ۰/۱ درصد) بوده است (جدول ۶).

**جدول ۶- نتایج تجزیه واریانس تأثیر تیمارهای موردمطالعه بر عملکرد و غلظت عناصر اندازه‌گیری‌شده در دانه گندم**

| منابع تغییرات | درجه آزادی | میانگین مربعات (مرحله اول) | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | نیتروژن | فسفر | پتاسیم | مس | روی | آهن | منگنز | عملکرد دانه |
| بلوک | ۲ | ۰/۰۱۹ | ۰/۰۰۰ | ۰/۰۰۰ | ۰/۵۶ | ۲/۳۱ | ۶/۵۳ | ۷۷/۵۵ | ۳۷۹۹۲۵$^{ns}$ |
| تیمار | ۴ | ۰/۰۹۸$^{*}$ | ۰/۰۰۳$^{*}$ | ۰/۰۰۹$^{ns}$ | ۰/۹۶$^{ns}$ | ۱۰۰۷/۴۰$^{*}$ | ۳۳۰/۳۹$^{**}$ | ۱۹۵/۹۵$^{ns}$ | ۱۰۷۷۰۶۲/۸$^{***}$ |
| اشتباه | ۸ | ۰/۰۰۶ | ۰/۰۰۰ | ۰/۰۰۳ | ۰/۳ | ۴/۷۸ | ۲۴/۵۳ | ۶۶/۵۴ | ۳۶۷۶۸/۲۲ |
| ضریب تغییرات | --- | ۳/۸۶ | ۷/۰۸ | ۱۲/۶۹ | ۲۰/۲۲ | ۶/۳۶ | ۱۳/۰۸ | ۱۳/۶۴ | ۲/۸۴ |
| | | میانگین مربعات (مرحله دوم) | | | | | | | |
| بلوک | ۲ | ۰/۰۱۹ | ۰/۰۰۰ | ۰/۰۰۰ | ۰/۰۶ | ۵/۸۳ | ۱۱۹/۹۴ | ۱۰/۲۵ | ۴۴۰۵۸۲$^{ns}$ |
| تیمار | ۴ | ۰/۲۵$^{**}$ | ۰/۰۰۰$^{ns}$ | ۰/۰۰۲$^{*}$ | ۲/۰۶$^{ns}$ | ۲۱۱/۴۸$^{*}$ | ۲۵۴۲/۸۹$^{**}$ | ۶۲/۳$^{**}$ | ۱۰۵۰۱۹۷$^{***}$ |
| اشتباه | ۸ | ۰/۱۵ | ۰/۰۰۰ | ۰/۰۰۰ | ۰/۶۷ | ۲۵/۶۶ | ۲۵۵/۱۴ | ۲/۳ | ۵۱۹۰۷/۳ |
| ضریب تغییرات | --- | ۷/۴۹ | ۱۰/۶۹ | ۲/۱۶ | ۲۲/۲۷ | ۱۱/۰۷ | ۵/۵ | ۴/۲۱ | ۳/۱۵ |

**** ، * و ns به ترتیب معنی‌دار شدن در سطح احتمال یک و پنج درصد و عدم وجود اختلاف معنی‌دار**

تأثیر تیمارهای مختلف بر عنصر پتاسیم دانه تنها در مرحله دوم معنی‌دار بوده است. در این مرحله بیشترین مقادیر پتاسیم دانه در تیمارهای ۲۵ و ۵۰ تن کمپوست زباله مشاهده شد. در مرحله دوم مصرف سطوح پایین‌تر کمپوست زباله (۲۵ تن در هکتار) و لجن فاضلاب (۱۵ تن در هکتار) باعث افزایش معنی‌داری در مقدار منگنز موجود در دانه گیاه شد، اما با بالا رفتن سطح مصرف کودهای آلی مقدار منگنز به‌صورت زیادی کاهش پیدا کرد و به مقادیر ۳۰/۴۶ میلی‌گرم در کیلوگرم در تیمار ۵۰ تن در هکتار کمپوست زباله و ۳۰ میلی‌گرم در کیلوگرم در تیمار ۳۰ تن در هکتار لجن فاضلاب رسید. کاهش غلظت منگنز با افزایش سطح آهن می‌تواند به دلیل رابطه آنتاگونیستی آهن با منگنز و یا رقابت میان آهن و منگنز برای اشغال محل‌های جذب روی ناقل‌ها در سطح ریشه در گیاه باشد (Fageria *et al.*, 2003). بیشترین مقدار عملکرد در مرحله اول و دوم در تیمار ۵۰ تن در هکتار کمپوست (به ترتیب ۷۴۷۵ و ۸۰۳۰ کیلوگرم در هکتار) مشاهده شد (جدول ۷)

www.SID.ir

Archive of SID



جدول ۷- مقایسه میانگین عملکرد و غلظت عناصر غذایی اندازه‌گیری شده در دانه گندم

(مرحله اول)

| تیمار | نیتروژن | فسفر | روی | آهن | عملکرد دانه |
|---|---|---|---|---|---|
| | ٪ | ٪ | mg kg$^{-1}$ | mg kg$^{-1}$ | kgha$^{-1}$ |
| شاهد | ۱/۹۱$^{c}$ | ۰/۲۷$^{b}$ | ۱۶/۰$^{c}$ | ۹۰/۴۶$^{c}$ | ۵۷۵۰$^{c}$ |
| کمپوست ۲۵ تن | ۲/۰۶$^{bc}$ | ۰/۳۳$^{a}$ | ۲۸/۳۰$^{b}$ | ۱۱۴/۳$^{ab}$ | ۶۸۶۲$^{ab}$ |
| کمپوست ۵۰ تن | ۱/۹۳$^{c}$ | ۰/۳۴$^{a}$ | ۴۲/۷$^{a}$ | ۱۲۳$^{a}$ | ۷۴۷۵$^{a}$ |
| لجن ۱۵ تن | ۲/۳۶$^{a}$ | ۰/۳۴$^{a}$ | ۳۷/۱$^{a}$ | ۱۰۶/۲$^{bc}$ | ۶۴۴۰$^{bc}$ |
| لجن ۳۰ تن | ۲/۱۸$^{ab}$ | ۰/۳۷$^{a}$ | ۴۳/۰$^{a}$ | ۱۱۲$^{ab}$ | ۶۴۴۷$^{ab}$ |

(مرحله دوم)

| تیمار | نیتروژن | پتاسیم | روی | آهن | منگنز | عملکرد دانه |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | ٪ | ٪ | mg kg$^{-1}$ | mg kg$^{-1}$ | mg kg$^{-1}$ | kgha$^{-1}$ |
| شاهد | ۱/۹۲$^{b}$ | ۰/۴۰$^{c}$ | ۲۶/۲۶$^{b}$ | ۱۱۱/۴۰$^{c}$ | ۳۵/۵۳$^{b}$ | ۶۵۱۶d |
| کمپوست ۲۵ تن | ۲/۰۵$^{b}$ | ۰/۴۷$^{ab}$ | ۴۸/۲$^{a}$ | ۱۲۹/۶۷$^{c}$ | ۴۲/۰۰$^{a}$ | ۷۵۷۴b |
| کمپوست ۵۰ تن | ۲/۱۲$^{b}$ | ۰/۴۸$^{a}$ | ۵۳/۸$^{a}$ | ۱۵۷/۲$^{b}$ | ۳۰/۴۶$^{c}$ | ۸۰۳۰a |
| لجن ۱۵ تن | ۲/۶۴$^{a}$ | ۰/۴۱$^{c}$ | ۴۴/۵$^{a}$ | ۱۳۳/۱۰$^{c}$ | ۴۲/۲۰$^{a}$ | ۶۸۸۷cd |
| لجن ۳۰ تن | ۲/۷۶$^{a}$ | ۰/۴۴$^{b}$ | ۵۱/۹۰$^{a}$ | ۲۰۲/۱۰$^{a}$ | ۳۰/۰$^{c}$ | ۷۱۰۸c |

**اعدادی که در هر ستون حداقل یک حرف مشترک دارند ازلحاظ آماری معنی‌دار نمی‌باشند.**

**روند تغییرات غلظت عناصر غذایی در کاه گندم**

بر اساس نتایج ارائه‌شده در جدول (۸)، مصرف کودهای آلی در سطوح مختلف، در هر دو مرحله، به‌جز فسفر بر روی غلظت سایر عناصر غذایی اندازه‌گیری شده در کاه گندم، تأثیر معنی‌داری داشته است. افزودن سطوح مختلف کودهای آلی تأثیر معنی‌داری بر افزایش مقدار نیتروژن اندازه‌گیری شده در کاه گندم داشت (جدول ۹). تیمارهای لجن فاضلاب بیش از تیمارهای کمپوست زباله باعث افزایش غلظت نیتروژن در کاه گندم شدند. بیشترین نیتروژن در مرحله اول در تیمارهای ۱۵ و ۳۰ تن در هکتار لجن اندازه‌گیری شد. در مرحله دوم نیز مقدار نیتروژن کاه گندم در تیمار ۳۰ تن در هکتار لجن، بیش از ۲/۵ برابر مقدار اندازه‌گیری شده آن در شاهد بود (۰/۴شاهد در برابر ۱/۰۶ درصد).

سطوح مختلف کودهای آلی به‌کاررفته در این پژوهش، غلظت پتاسیم کاه گندم را به‌صورت معنی‌داری نسبت به شاهد افزایش داد، اما بین تیمارهای مختلف تفاوت معنی‌داری از این نظر مشاهده نشد (جدول ۹). مصرف سطوح مختلف لجن و کمپوست زباله غلظت روی در کاه گندم را به‌صورت معنی‌داری افزایش داد. بیشترین مقدار روی در مرحله اول در تیمار ۳۰ تن در هکتار لجن فاضلاب مشاهده شد که از این نظر با تیمار ۵۰ تن در هکتار زباله تفاوت معنی‌داری نداشت. در مرحله دوم نیز بیشترین مقادیر روی در تیمارهای لجن فاضلاب مشاهده شد که به ترتیب برای تیمارهای ۱۵ و ۳۰ تن در هکتار لجن، معادل ۴۱/۷ و ۳۷/۹ میلی‌گرم در کیلوگرم بود و بین دو تیمار تفاوت آماری معنی‌داری وجود نداشت.

مصرف لجن فاضلاب و کمپوست زباله در خاک باعث افزایش معنی‌دار آهن کاه گندم نسبت به تیمار شاهد شد و این افزایش با بالا رفتن مقدار مصرف کودهای آلی بیشتر بود، به‌صورتی که بیشترین آهن در مرحله اول در تیمارهای ۵۰ تن در هکتار زباله و ۳۰ تن در هکتار لجن فاضلاب اندازه‌گیری شد که به ترتیب معادل ۱۴۴ و ۱۴۷/۵ میلی‌گرم در کیلوگرم کاه گندم بود. در مرحله دوم هم همان روند در افزایش مقدار آهن نسبت به شاهد وجود داشت با این تفاوت که در این مرحله تفاوت بین تیمارهای مختلف لجن و کمپوست زباله معنی‌دار نبوده است (جدول ۹).

غلظت منگنز موجود در کاه، روندی مشابه دانه گیاه داشت؛ به‌این‌ترتیب که با مصرف کودهای آلی، مقدار منگنز در کاه به‌صورت معنی‌داری کاهش پیدا کرد و این کاهش در مقادیر بالاتر لجن فاضلاب و کمپوست زباله بسیار بیشتر بود. همان‌طور که قبلاً اشاره شد، به دلیل وجود رابطه آنتاگونیستی بین آهن و منگنز، با زیادشدن غلظت آهن در اثر مصرف کودهای آلی، مقدار جذب منگنز توسط کاه گندم کاهش پیدا می‌کند. کاربرد سطوح مختلف کودهای آلی باعث افزایش غلظت مس در گیاه شد. بیشترین مقدار مس در کاه گندم در مرحله اول در تیمار ۵۰ تن کمپوست زباله مشاهده شد که معادل ۱/۵ میلی‌گرم در کیلوگرم بود و در مرحله دوم در تیمار ۳۰ تن در هکتار لجن فاضلاب و معادل ۱/۸۹ میلی‌گرم در کیلوگرم بود (جدول ۹). در این پژوهش، غلظت سرب و کادمیوم در گیاه ( هم کاه و هم دانه) در تیمارهای مختلف، در هر دو مرحله، به حدی پایین بود که با دستگاه جذب اتمی

www.SID.ir

Archive of SID


قابل‌اندازه‌گیری نبود و این بدان معنا است که جذب این عناصر در گیاه بسیار پایین‌تر از حد مجاز تعریف‌شده بوده است. تأثیر تیمارهای مختلف بر عملکرد کاه گندم در هر دو مرحله معنی‌دار بوده است (جدول ۸). بیشترین مقادیر عملکرد کاه گندم در مرحله اول و دوم در تیمار ۳۰ تن در هکتار لجن فاضلاب مشاهده شد که به ترتیب معادل ۱۶۴۴۵ و ۱۵۹۴۱ کیلوگرم در هکتار بوده است (جدول ۹)

**جدول ۸- نتایج تجزیه واریانس تأثیر تیمارهای موردمطالعه بر عملکرد و غلظت عناصر اندازه‌گیری شده در کاه گندم**

| منابع تغییرات | درجه آزادی | میانگین مربعات (مرحله اول) | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | نیتروژن | فسفر | پتاسیم | مس | روی | آهن | منگنز | عملکرد کاه |
| بلوک | ۲ | ۰/۰۰۱ | ۰/۰۰۰ | ۰/۰۰۰ | ۰/۰۰۸ | ۰/۲۹ | ۴۰/۱۷ | ۴/۸۵ | ۲۲۳۳۵۰ |
| تیمار | ۴ | ۰/۰۴** | ۰/۰۰۱ ns | ۰/۲۴** | ۰/۰۷** | ۸۲/۶۹** | ۲۲۹۲/۲۲** | ۶۰/۲۳** | ۶۸۲۱۹۲۸/۷* |
| اشتباه | ۸ | ۰/۰۰۱ | ۰/۰۰۰ | ۰/۰۱ | ۰/۱۶ | ۰/۸۹ | ۴۱/۹۲ | ۲۸/۰۰۸ | ۱۲۶۵۶۱۹/۹ |
| ضریب تغییرات | --- | ۶/۱۱ | ۲۱/۴۶ | ۷/۳۶ | ۴/۵۴ | ۶/۶۶ | ۵/۴۵ | ۱۰/۴۹ | ۸/۸ |
| | | میانگین مربعات (مرحله دوم) | | | | | | | |
| بلوک | ۲ | ۰/۰۰۹ | ۰/۰۰۰ | ۰/۰۰۷ | ۰/۰۱ | ۳/۸۱ | ۱۲/۱۷ | ۱/۶۲ | ۵۹۰۴۷۸/۸۵ns |
| تیمار | ۴ | ۰/۱۴** | ۰/۰۰۰ ns | ۰/۱۸ * | ۰/۹۳** | ۱۶۱/۵۹* | ۱۰۹۴/۷۷* | ۱۸۷/۹۵* | ۱۰۴۰۱۵۱۹/۶۳*** |
| اشتباه | ۸ | ۰/۰۰۴ | ۰/۰۰۰ | ۰/۰۴ | ۰/۰۱ | ۶/۵۶ | ۳۶۷/۴ | ۳۹۹/۳۳ | ۲۹۶۴۷۸/۵۸ |
| ضریب تغییرات | --- | ۱۰/۱۴ | ۸/۱۸ | ۸/۵۱ | ۹/۱۳ | ۹/۰۶ | ۸/۷۴ | ۱۰/۲۱ | ۴/۲ |

**** ، * و ns به ترتیب معنی‌دار شدن در سطح احتمال یک و پنج درصد و عدم وجود اختلاف معنی‌دار**

**جدول ۹- مقایسه میانگین عملکرد و غلظت عناصر غذایی اندازه‌گیری شده در کاه گندم**

| تیمار | (مرحله اول) | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | نیتروژن | پتاسیم | روی | آهن | منگنز | مس | عملکرد کاه |
| | ٪ | ٪ | mg kg$^{-1}$ | mg kg$^{-1}$ | mg kg$^{-1}$ | mg kg$^{-1}$ | kgha$^{-1}$ |
| شاهد | ۰/۴۱$^{c}$ | ۱/۲۵$^{c}$ | ۷/۵$^{c}$ | ۷۳/۶۶$^{c}$ | ۲۵/۲$^{a}$ | ۱/۱$^{bc}$ | ۱۰۸۸۶$^{c}$ |
| کمپوست ۲۵ تن | ۰/۵۳$^{b}$ | ۱/۴۰$^{b}$ | ۱۳/۶$^{b}$ | ۱۱۸/۲$^{b}$ | ۱۴/۷۳$^{c}$ | ۱/۱۶$^{b}$ | ۱۱۶۹۲$^{c}$ |
| کمپوست ۵۰ تن | ۰/۴۳$^{c}$ | ۱/۷۲$^{b}$ | ۱۹/۶۶$^{a}$ | ۱۴۴$^{a}$ | ۱۲/۵$^{c}$ | ۱/۵$^{a}$ | ۱۴۴۱۳$^{b}$ |
| لجن ۱۵ تن | ۰/۷۲$^{a}$ | ۲/۰۵$^{a}$ | ۹/۳$^{c}$ | ۱۲۸/۲$^{b}$ | ۲۰/۴$^{ab}$ | ۱/۰۳$^{c}$ | ۱۲۱۱۳$^{c}$ |
| لجن ۳۰ تن | ۰/۷۳$^{a}$ | ۱/۶۷$^{b}$ | ۲۰/۵۰$^{a}$ | ۱۴۷/۵$^{a}$ | ۱۹/۱$^{b}$ | ۱/۲۰$^{b}$ | ۱۶۴۴۵$^{a}$ |
| | (مرحله دوم) | | | | | | |
| تیمار | نیتروژن | پتاسیم | روی | آهن | منگنز | مس | عملکرد کاه |
| | ٪ | ٪ | mg kg$^{-1}$ | mg kg$^{-1}$ | mg kg$^{-1}$ | mg kg$^{-1}$ | kgha$^{-1}$ |
| شاهد | ۰/۴$^{d}$ | ۱/۹۱$^{b}$ | ۱۳/۸۰$^{d}$ | ۱۸۱/۲۰$^{b}$ | ۴۲$^{a}$ | ۰/۵$^{c}$ | ۱۰۵۱۱$^{c}$ |
| کمپوست ۲۵ تن | ۰/۴۸$^{cd}$ | ۲/۶۵$^{a}$ | ۲۱/۱$^{c}$ | ۲۲۱/۰$^{ab}$ | ۲۶/۹$^{b}$ | ۱/۳$^{b}$ | ۱۲۰۱۵$^{bc}$ |
| کمپوست ۵۰ تن | ۰/۶۰$^{c}$ | ۲/۴۳$^{ab}$ | ۲۹/۱$^{bc}$ | ۲۴۸/۰۰$^{a}$ | ۲۴/۷۰$^{b}$ | ۰/۷۰$^{c}$ | ۱۳۷۲۲ $^{ab}$ |
| لجن ۱۵ تن | ۰/۸۵$^{b}$ | ۲/۳۷$^{ab}$ | ۴۱/۷$^{a}$ | ۲۱۰/۰$^{ab}$ | ۳۵/۵۰$^{ab}$ | ۱/۷۰$^{a}$ | ۱۳۶۰۲$^{ab}$ |
| لجن ۳۰ تن | ۱/۰۶$^{a}$ | ۲/۹$^{a}$ | ۳۷/۹۰$^{ab}$ | ۲۳۰/۶$^{ab}$ | ۲۴/۷$^{b}$ | ۱/۸۹$^{a}$ | ۱۵۹۴۱$^{a}$ |

**اعدادی که در هر ستون حداقل یک حرف مشترک دارند ازلحاظ آماری معنی‌دار نمی‌باشند.**

**تأثیر مدت‌زمان مصرف کودهای آلی بر خاک**

بررسی نتایج تجزیه واریانس نشان داد که مدت‌زمان مصرف کودهای آلی (مصرف یک‌ساله و پنج‌ساله تیمارهای لجن فاضلاب و کمپوست زباله شهری) در خاک تأثیر معنی‌داری بر شوری، فسفر، آهن، منگنز و کادمیوم قابل‌استفاده خاک در سطح ۱ درصد و کربن آلی، مس و روی قابل‌استفاده در سطح ۵ درصد داشته است (جدول ۱۰).

نتایج مقایسه میانگین‌ها پس از یک سال (مرحله اول) و پس از پنج سال (مرحله دوم) مصرف کودهای آلی لجن فاضلاب و کمپوست زباله در شکل (۱) مشخص‌شده است. همان‌طور که مشخص است عناصر اندازه‌گیری شده در گیاه، در اکثر موارد در مرحله دوم پژوهش نسبت به مرحله اول ، افزایش معنی‌دار داشته است.

همان‌گونه که در شکل (۱- الف) مشخص است مقدار شوری خاک در سال پنجم در همه تیمارهای کربن آلی به‌صورت معنی‌داری افزایش‌یافته است و مقدار آن حتی تا حدود دو برابر نسبت به مرحله اول رسیده است. افزایش مقدار کربن آلی خاک در مرحله دوم نسبت به مرحله اول تنها در مورد تیمار ۵۰ تن در

www.SID.ir

Archive of SID



هکتار کمپوست زباله معنی‌دار بوده است. در این تیمار مقدار کربن آلی پس از پنج سال در حدود ۲۰ درصد افزایش‌یافته است (شکل ۱-ب).

**جدول ۱۰- تجزیه واریانس تأثیر مدت‌زمان مصرف کودهای آلی بر ویژگی‌های اندازه‌گیری شده در خاک**

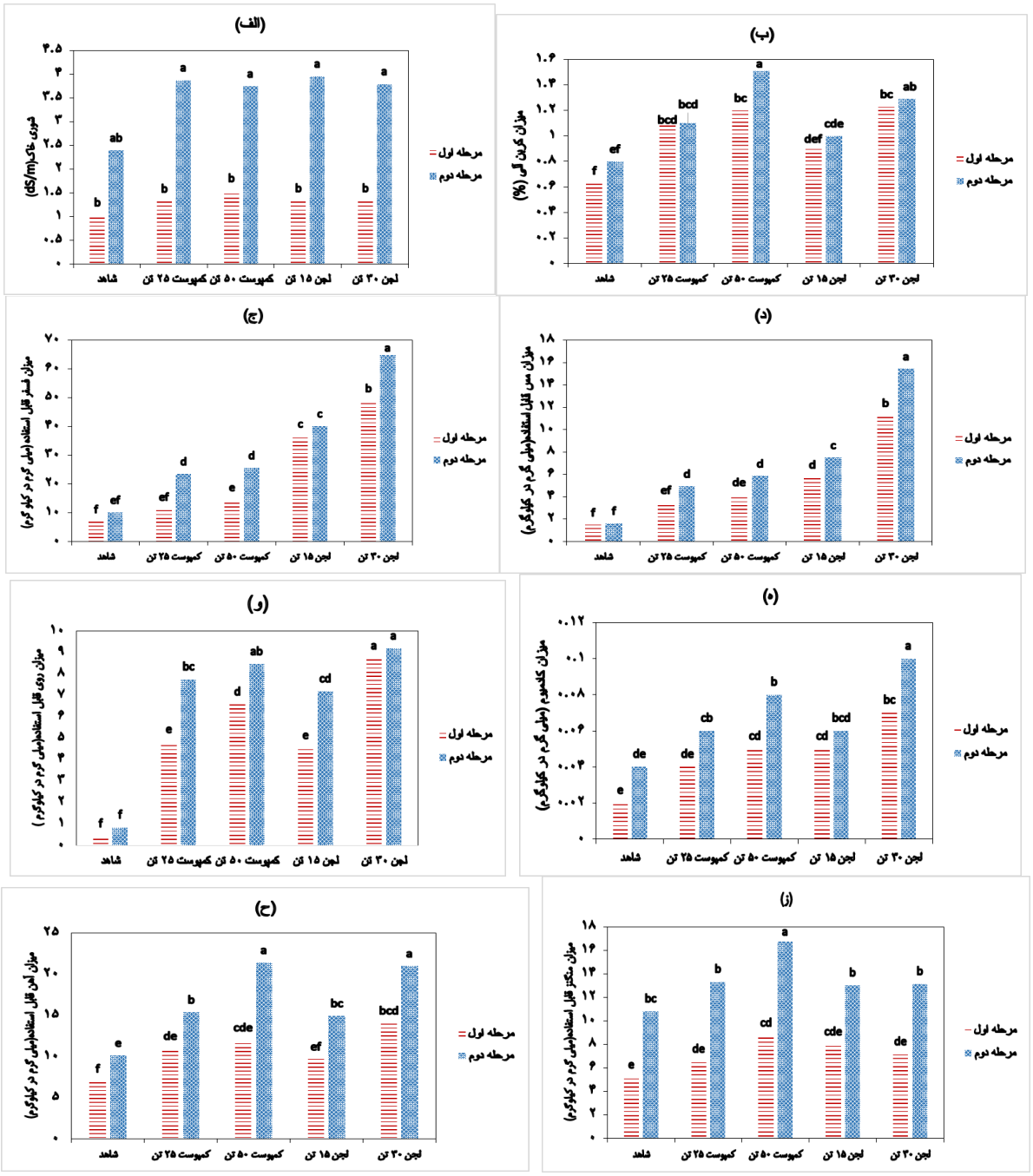
| منابع تغییرات | درجه آزادی | $EC_e$ | pH | کربن آلی | فسفر | پتاسیم |
|---|---|---|---|---|---|---|
| سال | ۱ | ۳۳/۹۷$^{**}$ | ۰/۰۰۰ $^{ns}$ | ۰/۰۸۵$^{*}$ | ۳۳۸/۵۵$^{**}$ | ۲۴۲/۶۱ $^{ns}$ |
| اشتباه الف | ۰/۸۲ | ۰/۰۳ | ۰/۰۲ | ۰/۰۲ | ۱۸/۹۸ | ۳۷۹/۰۰۲ |
| تکرار در سال | ۴ | ۰/۰۶$^{ns}$ | ۰/۰۳$^{ns}$ | ۰/۰۱۱$^{ns}$ | ۵/۲۹ $^{ns}$ | ۳۷۹/۵ $^{ns}$ |
| سال× تیمار | ۴ | ۰/۰۴ $^{ns}$ | ۰/۰۱۳ $^{ns}$ | ۰/۰۳ $^{ns}$ | ۲۲/۸۸$^{*}$ | ۱۹۰/۶۵$^{ns}$ |
| اشتباه ب | ۱۲ | ۰/۰۷ | ۰/۰۲ | ۰/۰۰۹ | ۰/۰۰ | ۰/۰۲ |
| تیمار | ۴ | ۰/۱۶ $^{ns}$ | ۰/۰۲ $^{ns}$ | ۰/۳۱$^{*}$ | ۱۰۹۲/۵۷ $^{**}$ | ۱۶۰۶۴/۴ $^{**}$ |
| اشتباه ج | ۴ | ۰/۰۴ | ۰/۰۱ | ۰/۰۲ | ۰/۰۰۱ | ۰/۰۰۴ |
| ضریب تغییرات | --- | ۸/۲۰ | ۲/۱۹ | ۹/۱۸ | ۶/۷۸ | ۴/۲۰ |
| منابع تغییرات | درجه آزادی | مس | روی | آهن | منگنز | کادمیوم | سرب |
| سال | ۱ | ۲۱/۵۸ $^{*}$ | ۱۳/۴۷$^{*}$ | ۲۱۳/۲۶$^{**}$ | ۲۰/۲۶$^{**}$ | /۰۰۳$^{**}$ | ۰/۱۲ $^{ns}$ |
| اشتباه الف | ۰/۸۲ | ۲/۳۸ | ۲/۹۵ | ۹/۷۸ | ۱/۳۸ | ۰/۰۰۰ | ۰/۱۸ |
| تکرار در سال | ۴ | ۰/۳۲$^{ns}$ | ۰/۲۰$^{ns}$ | ۲/۶۷ $^{*}$ | ۱/۰۲$^{ns}$ | /۰۰۰$^{ns}$ | ۰/۰۶$^{ns}$ |
| سال× تیمار | ۴ | ۲/۴۷ $^{**}$ | ۲/۹۹$^{**}$ | ۷/۸۰$^{**}$ | ۱/۳۴ $^{ns}$ | $^{ns}$ | ۰/۳۱ $^{ns}$ |
| اشتباه ب | ۱۲ | ۰/۳۹ | ۰/۰۹ | ۰/۸۴ | ۰/۹۷ | ۰/۰۰۰ | ۰/۱۹ |
| تیمار | ۴ | ۸۷/۷۲ $^{**}$ | ۴۹/۳۷$^{**}$ | ۶۹/۱۵ $^{*}$ | $^{*}$ | ۰/۰۲$^{**}$ | ۱۰/۶۶ $^{*}$ |
| اشتباه ج | ۴ | ۲/۴۷ | ۲/۹۹ | ۷/۸۰ | ۱/۳۸ | ۰/۰۰۰ | ۰/۳۱ |
| ضریب تغییرات | --- | ۱۰/۴۲ | ۵/۱۱ | ۶/۶۶ | ۹/۸۰ | ۱۴/۷۵ | ۱۴/۹۸ |

**** و * به ترتیب معنی‌دار شدن در سطح احتمال یک و پنج درصد.**

افزایش مقدار فسفر در مرحله دوم نسبت به مرحله اول در تیمارهای ۲۵ و ۵۰ تن در هکتار کمپوست زباله و تیمار ۳۰ تن در هکتار لجن فاضلاب معنی‌دار بوده است. بیشترین مقدار افزایش فسفر مربوط به تیمار ۳۰ تن در هکتار لجن فاضلاب بوده است که از مقدار ۴۳/۹۳ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک در مرحله اول به مقدار ۶۴/۸۲ میلی‌گرم در کیلوگرم در مرحله دوم رسیده است (شکل۱-ج).مس قابل‌استفاده خاک نیز در همه تیمارهای کود آلی، دارای افزایش معنی‌دار بوده است و بیشترین افزایش مس قابل‌استفاده خاک در تیمار ۳۰ تن در هکتار لجن فاضلاب مشاهده شد (شکل۱-د). تداوم در مصرف لجن فاضلاب و کمپوست زباله باعث افزایش معنی‌دار کادمیوم قابل‌استفاده خاک در مرحله دوم در تیمارهای ۲۵ و ۵۰ تن در هکتار کمپوست زباله و تیمار ۳۰ تن در هکتار لجن فاضلاب شد (شکل۱- ه). روی قابل‌استفاده در خاک به‌جز تیمارهای شاهد و تیمار ۳۰ تن در هکتار لجن، در بقیه تیمارها به‌صورت معنی‌داری نسبت به مرحله اول افزایش یافت. هرچند بیشترین مقدار روی قابل‌استفاده در تیمار ۳۰ تن در هکتار لجن فاضلاب در مرحله دوم مشاهده شد؛ اما این افزایش نسبت به مرحله اول معنی‌دار نبوده است (شکل۱- و). مقدار منگنز قابل‌استفاده در خاک نیز به‌صورت معنی‌داری در تمامی تیمارها نسبت به مرحله اول افزایش داشته است. بیشترین مقدار افزایش منگنز قابل‌استفاده در خاک در تیمار ۵۰ تن در هکتار کمپوست زباله شهری مشاهده شد که در حدود دو برابر بوده است (شکل۱- ز). آهن قابل‌استفاده خاک هم پس از پنج دوره مصرف کودهای آلی به‌صورت معنی‌داری در همه تیمارها افزایش داشت. بیشترین افزایش در عنصر آهن در تیمارهای ۵۰ تن در هکتار زباله و ۳۰ تن در هکتار لجن مشاهده شد که به ترتیب معادل ۴۴ و ۳۵ درصد بوده است (شکل۱- ح).

www.SID.ir

Archive of SID


شکل ۱- مقادیر شوری (الف)، کربن آلی (ب)، فسفر (ج)، مس (د)، کادمیوم (ه)، روی (و)، منگنز (ز) و آهن (ح) در خاک در مرحله اول (پس از یک سال مصرف کودهای آلی) و مرحله دوم (پس از پنج سال مصرف کودهای آلی)

### تأثیر مدت‌زمان مصرف کودهای آلی بر دانه گندم

جدول (۱۱) نتیجه تجزیه واریانس تأثیر مدت‌زمان مصرف کودهای آلی بر غلظت تعدادی از عناصردانه گندم را نشان می‌دهد. همان‌طور که مشخص است، مدت‌زمان مصرف تیمارهای کود آلی یعنی یک و پنج سال مصرف آن‌ها، به‌جز مس و پتاسیم، در مورد سایر عناصر غذایی اندازه‌گیری شده در دانه در سطح ۵ و یک درصد معنی‌دار بوده است.

شکل (۲) نتایج مقایسه میانگین‌های غلظت عناصر غذایی موجود در دانه گندم را پس از یک سال (مرحله اول) و پس از پنج سال (مرحله دوم) مصرف کودهای آلی لجن فاضلاب و کمپوست زباله شهری، نشان می‌دهد.

همان‌طور که در شکل (۲-الف) مشخص است، غلظت نیتروژن دانه تنها در تیمار ۳۰ تن در هکتار لجن افزایش معنی-داری نسبت به مرحله اول داشته است (حدود ۲۷ درصد). فسفر دانه در همه تیمارها به‌صورت معنی‌داری در مرحله دوم بالا رفته است، اما این افزایش برای تیمار شاهد کمتر از تیمارهای کودی بوده است (شکل۲-ب). در مورد مقدار آهن دانه هم همین روند افزایشی باگذشت زمان در همه تیمارها مشاهده می‌شود، اما

www.SID.ir

Archive of SID

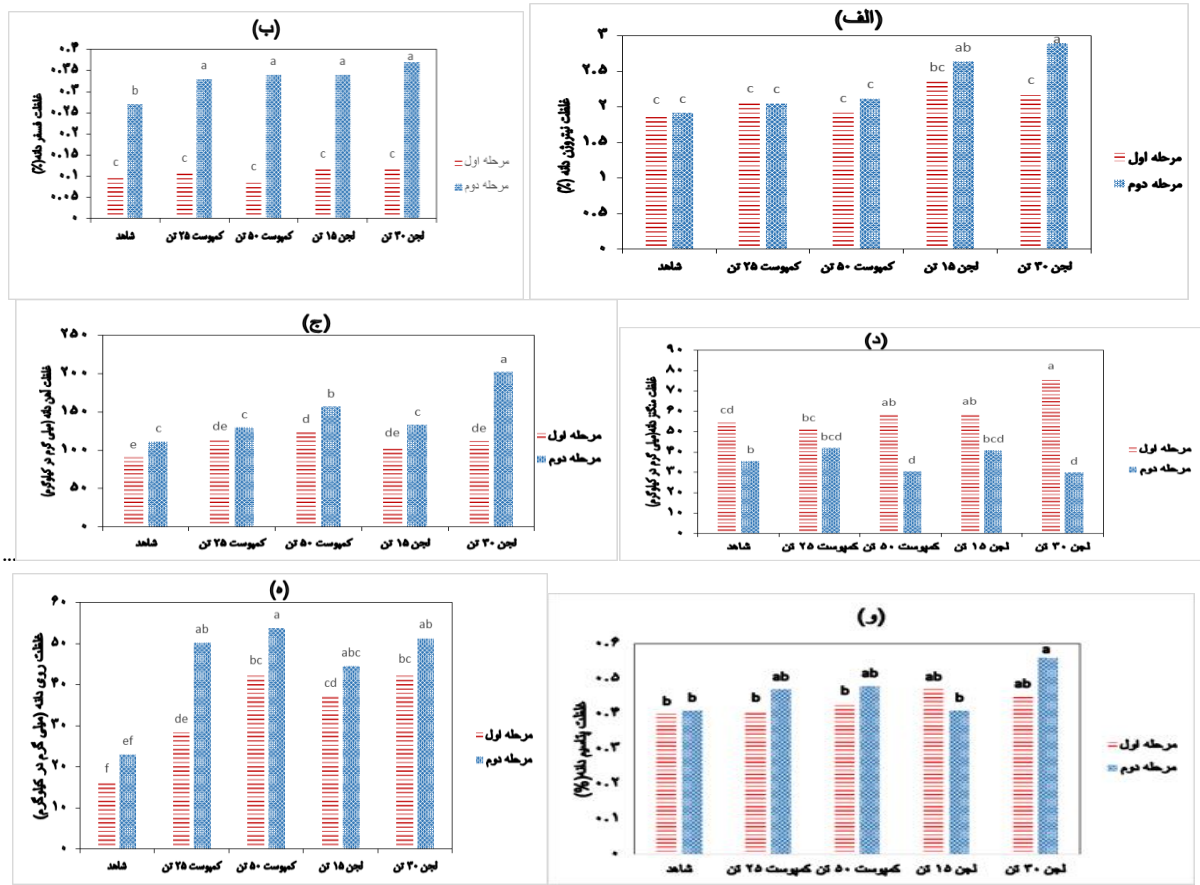


بیشترین مقدار افزایش آهن مربوط به تیمار ۳۰ تن در هکتار لجن فاضلاب بوده است(۲۰۲ میلی‌گرم در کیلوگرم)(شکل۲- ج). باوجود افزایش مقدار منگنز قابل‌استفاده در خاک درنتیجه پنج دوره مصرف کود (شکل۱-ز)، مقدار منگنز در دانه به‌صورت قابل‌توجهی در مرحله دوم کاهش یافته است (شکل۲-د). همان‌طور که قبلاً گفته شد به دلیل رقابتی که بین عنصر منگنز با آهن در نقاط جذب توسط ریشه گیاه وجود دارد، با افزایش مقدار آهن در محیط ریشه، مقدار جذب منگنز توسط گیاه به‌صورت معنی‌داری کاهش پیداکرده است. مقدار روی هم در مرحله دوم در تیمارهای ۲۵ و ۵۰ تن در هکتار کمپوست زباله به صورت معنی‌داری نسبت به مرحله اول افزایش داشته است (شکل۲-ه).

**جدول ۱۱- تجزیه واریانس تأثیر مدت‌زمان مصرف کودهای آلی بر غلظت عناصر اندازه‌گیری شده در دانه گندم**

| منابع تغییرات | درجه آزادی | میانگین مربعات | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | نیتروژن | فسفر | پتاسیم | مس | روی | آهن | منگنز |
| سال | ۱ | ۰/۳۲* | ۰/۲۵** | ۰/۰۰۰ ns | ۳/۲۷ ns | ۵۹۳/۵۰** | ۴۸۴۱۲** | ۳۰۵۵/۹۱** |
| اشتباه الف | ۵/۷۹ | ۰/۰۴ | ۰/۰۰۱ | ۰/۰۰۲ | ۰/۶۱ | ۲۲/۲۲ | ۵۲۱/۵۲۷ | ۱۵۰/۸۲ |
| تکرار در سال | ۴ | ۰/۰۳ns | ۰/۰۰ ns | ۰/۰۰۰ ns | ۰/۳۲ns | ۱۳/۹۷ns | ۶۳/۲۳ ns | ۴۳/۵۰ ns |
| سال× تیمار | ۴ | ۰/۰۳* | ۰/۰۰* | ۰/۰۰۳ns | ۰/۸۹ ns | ۳۲/۸۶ ns | ۵۷۸/۳۳** | ۱۴۹/۴۵* |
| اشتباه ب | ۸ | ۰/۰۱ | ۰/۰۰ | ۰/۰۲ | ۰/۴۸ | ۱۳/۴۴ | ۴۶/۹۶ | ۳۱/۹۶ |
| تیمار | ۴ | ۰/۲۸* | ۰/۰۰۲ ns | ۰/۰۰۵ ns | ۲/۴۸ ns | ۴۱۶/۳۳** | ۱۵۱۶/۷۰ ns | ۴۹/۶۳ ns |
| اشتباه ج | ۴ | ۰/۰۳ | ۰/۰۰۱ | ۰/۰۰۴ | ۰/۸۹ | ۳۲/۸۸ | ۵۷۸/۳۳ | ۱۴۹/۴۵ |
| ضریب تغییرات | --- | ۴/۷۱ | ۸/۲۰ | ۱۰/۲۸ | ۲۲/۹۰ | ۹/۲۷ | ۷/۵ | ۱۱/۹۱ |

** و * به ترتیب معنی‌دار شدن در سطح احتمال یک و پنج درصد.




شکل ۲- مقدار اندازه‌گیری شده عناصر نیتروژن (الف)، فسفر (ب)، آهن (ج)، منگنز (د) و روی (ه) پتاسیم (و) در دانه گندم مرحله اول (پس از یک سال مصرف کودهای آلی) و مرحله دوم (پس از پنج سال مصرف کودهای آلی)

**تأثیر مدت‌زمان مصرف کودهای آلی بر کاه گندم**

نتایج تجزیه واریانس تأثیر مدت‌زمان مصرف سطوح مختلف لجن

www.SID.ir

Archive of SID

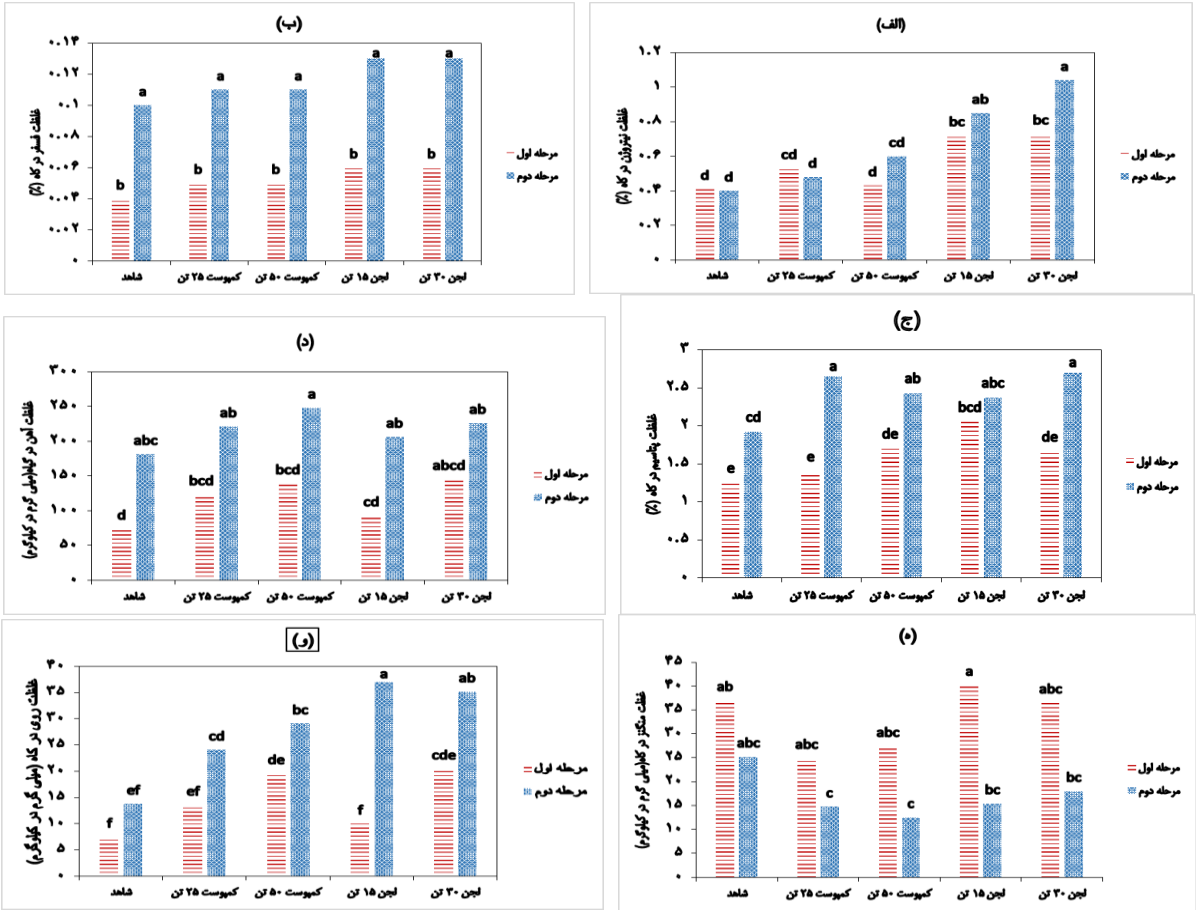

فاضلاب و کمپوست زباله بر کاه گندم در جدول (۱۲) ارائه‌شده است. مدت‌زمان مصرف کودهای آلی موردنظر تأثیر معنی‌داری بر روی غلظت عناصر غذایی اندازه‌گیری شده در کاه گندم، به‌جز غلظت عنصر مس، داشته است.

نتایج مقایسه میانگین‌ها نشان داد که روند تغییرات غلظت عناصر نیتروژن، فسفر، روی، آهن و منگنز در کاه با روند تغییرات این عناصر در دانه گندم کاملاً مشابه بود (شکل۳). اما در مورد غلظت پتاسیم، باوجود این‌که غلظت این عنصر در دانه در مرحله دوم نسبت به مرحله اول تغییر معنی‌داری نداشت (شکل ۲-و )، اما در کاه به‌صورت معنی‌داری افزایش پیدا کرد (شکل ۳-ج). بیشترین تغییرات در غلظت پتاسیم در تیمارهای ۲۵ تن در هکتار زباله و ۳۰ تن در هکتار لجن فاضلاب بود که در این دو تیمار مقدار پتاسیم کاه گندم به ترتیب به مقدار ۴۷ و ۳۹ درصد نسبت به مرحله اول افزایش داشت.

**جدول ۱۲- تجزیه واریانس تأثیر مدت‌زمان مصرف کودهای آلی بر غلظت عناصر اندازه‌گیری شده در کاه گندم**

| منابع تغییرات | درجه آزادی | میانگین مربعات | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | نیتروژن | فسفر | پتاسیم | مس | روی | آهن | منگنز |
| سال | ۱ | ۰/۰۴ * | ۰/۰۲ ** | ۳/۱۶ ** | ۰/۰۰۰ ns | ۸۱۶/۶۶** | ۴۸۸۴۱** | ۶۶۰/۲۴* |
| اشتباه الف | ۵/۷۹ | ۰/۰۱۵ | ۰/۰۰۰ | ۰/۰۸ | ۰/۵۳ | ۵۸/۶۱ | ۸۷۷/۵۹ | ۳۲/۸۴ |
| تکرار در سال | ۴ | /۰۰۴ns | ۰/۰۰۰ ns | ۰/۰۰۴ns | ۰/۰۱ ns | ۹/۶۱ ns | ۴۷۹/۷۵ ns | ۲۹/۱۳ns |
| سال× تیمار | ۴ | ۰/۰۱۷* | ۰/۰۰۰ ns | ۰/۱۲* | ۰/۷۳ ** | ۷۴/۹۴** | ۳۶/۶۱ ns | ۴۱/۷۸ ns |
| اشتباه ب | ۸ | ۰/۰۰۳ | ۰/۰۰۰ | ۰/۰۳ | ۰/۰۳ | ۶/۰۱ | ۱۱۷۹/۰۲ | ۳۹/۹۱ |
| تیمار | ۴ | ۰/۱۲* | ۰/۰۰۲ ns | ۰/۲۹ ns | ۰/۵۳ s** | ۱۵۱/۸۸** | ۳۰۰۶/۲۰ ** | ۱۱۱/۵۶ ns |
| اشتباه ج | ۴ | ۰/۰۱ | ۰/۰۰۰ | ۰/۵۴ | ۰/۷۳ | ۷۴/۹۴ | ۳۶/۶۱ | ۴۱/۷۸ |
| ضریب تغییرات | --- | ۱۰/۱۳ | ۱۳/۴۵ | ۹/۱۹ | ۷/۲۱ | ۱۲/۵۱ | ۲۱/۶۱ | ۲۷/۱۴ |

** و * به ترتیب معنی‌دار شدن در سطح احتمال یک و پنج درصد.




شکل ۳- مقدار اندازه‌گیری شده عناصر نیتروژن (الف)، فسفر (ب)، پتاسیم (ج)، آهن (د)، منگنز (ه) و روی (و) در کاه گندم مرحله اول (پس از یک سال مصرف کودهای آلی) و مرحله دوم (پس از پنج سال مصرف کودهای آلی)

www.SID.ir

Archive of SID



## نتیجه‌گیری کلی

نتایج این پژوهش را می‌توان در دو قسمت خاک و گیاه به قرار زیر بیان کرد.

در خاک کاربرد کمپوست و لجن فاضلاب دارای دو اثر مثبت و منفی بوده است. آثار مثبت آن را می‌توان به افزایش کربن آلی خاک و افزایش عناصر غذایی پرمصرف و کم‌مصرف ضروری گیاه ازجمله فسفر، پتاسیم، روی، مس، منگنز و آهن قابل‌استفاده، اشاره کرد در حالی که آثار منفی آن شامل افزایش غلظت دو عنصر سرب و کادمیوم در خاک بخصوص در سطوح بالاتر تیمارها، بوده است.

در گیاه مصرف کودهای آلی به‌ویژه در سطوح بالاتر باعث افزایش معنی‌دار در عناصر غذایی موجود در دانه و کاه گیاه گندم شامل نیتروژن، فسفر و پتاسیم و همچنین عناصر کم‌مصرف آهن، روی و مس شد. غلظت عناصر غذایی اندازه‌گیری شده در گیاه پس از پنج سال مصرف متوالی کودهای آلی به‌صورت معنی‌داری نسبت به مرحله اول پژوهش (پس از یک سال مصرف کودهای آلی) افزایش پیدا کرد. این روند برای عنصر غذایی منگنز به دلیل وجود رقابت و رابطه آنتاگونیستی با عنصر آهن، معکوس بود. مقادیر کلیه عناصر غذایی اندازه‌گیری شده در هیچ موردی از محدوده بهینه تعریف‌شده برای گیاه گندم افزایش پیدا نکرده بود (Jones *et al*., 1991). غلظت عناصر سنگین سرب و کادمیوم در گیاه، حتی در سال پنجم، در تیمارهای مختلف به حدی کم بود که با دستگاه جذب اتمی (در حد میلی‌گرم بر کیلوگرم وزن خشک گیاه) قابل‌اندازه‌گیری نبود. با در اختیار بودن دستگاه کوره گرافیت جهت تعیین عناصر سنگین در اندام‌های گیاه در تحقیقات آینده، به احتمال زیاد می‌توان نتایج کامل‌تری را ارائه داد.

در کل می‌توان گفت کمپوست زباله شهری و لجن فاضلاب در سطوح مورداستفاده در این پژوهش، با افزایش کربن آلی در خاک و نیز افزایش غلظت عناصر غذایی در گیاه به‌ویژه ازلحاظ عناصر کم‌مصرف ازجمله روی و آهن، می‌تواند به‌عنوان مواد اصلاحی خوب درکشت گندم مورداستفاده قرار گیرد. لیکن به دلیل عدم اندازه‌گیری بار میکروبی و عناصر سنگین با وسایل دقیق‌تر تحقیقات بیشتری را جهت اظهارنظر قطعی می‌طلبد.

**"هیچ‌گونه تعارض منافع بین نویسندگان وجود ندارد"**

## REFERENCES


Angin, I., Aslantas, R., Kose, M., Karakurt, H and Ozkan, G. 2012. Changes in chemical properties of soil and sour cherry as a result of sewage sludge application. Horticultural Science. 39(2): pp. 61–66.

Angin, I. and Yaganoglu, V. 2011. Effects of sewage sludge application on some physical and chemical properties of a soil affected by wind erosion. Journal of Agricultural Science and Technology. 13: pp. 757-768.

Avis, T. J., Grave, V., Antoun, H and Tweddell. R.J. 2008. Multifaceted beneficial effects of rhizosphere microorganisms on plant health and productivity. Soil Biology and Biochemistry. 40: pp. 1733-1740.

Belhaj, D., Elloumi1, N., Bouthaina Jerbi, B., Mohamed Zouari, M., Abdallah, F., Habib Ayadi, H and Monem Kallel, M. 2016. Effects of sewage sludge fertilizer on heavy metal accumulation and consequent responses of sunflower (Helianthus annuus). Environmental Science and Pollution Research, 23(2).

Bowszys, T., Wierzbowska, J., Sternik, P and Busse, M. 2015. Effect of the application of sewage sludge compost on the content and leaching of zinc and copper from soils under agricultural use. Journal of Ecological Engineering. 16(1): pp.12-7.

Casado-vela, J., Selles, S., Dias-Crespo, C., Navarro-Pedreno, J., Mataix-Beneyto, J and Grmez, I. 2007. Effect of composted sewage sludge application to soil on sweet pepper crop (capsicum annuum var. annuum) grown under two explotation regimes. Waste Management. 27:pp. 1509-1518.

Council on Soil Testing and Plant Analysis. 1974. Handbook on reference methods for soil testing. Council on Soil Testing and Plant Analysis, 1974.Athens, Greece.

Fageria, N.K., Slaton, N.A and Baligar, C. 2003. Nutrient management for improving lowland rice productivity and sustainability. Advances in Agronomy. 80: pp. 63-152.

Fathololomi, S., Asghari, Sh and Goli Kalanpal, E. 2015. Effects of municipal sewage sludge on the concentration of macronutrients in soil and plant and some agronomic traits of wheat. Journal of Soil Management and Sustainable Production. 5(2): pp. 49-70

Gattullo, C. E., Mininni, C., Angelo Parente, A., Francesco Fabiano Montesano, f. f., Allegretta, I and Roberto, T. 2017. Effects of municipal solid waste- and sewage sludge-compost-based growing media on the yield and heavy metal content of four lettuce cultivars. Environmental Science and Pollution Research. DOI 10.1007/s11356-017-0103-2.

Giannakis, G. V., Kourgialas, N. N., Paranychianakis, N. V., Nikolaidis, N. P and Kalogerakis, N. 2014. Effects of Municipal Solid Waste Compost on Soil Properties and Vegetables Growth. Compost Science and Utilization. 22: pp.116–131.

Hargreaves, J.C., Adl, M.S and Warman, P.R. 2008. A


www.SID.ir

Archive of SID


review of the use of composted municipal solid waste in agriculture. Agriculture, Ecosystems and Environment. 123: pp. 1–14.

Heaf, C., Weipu, X., Junliung, L., Qinggian, Z., Yanging, H and Gang, C. 2007. Application of Composted Sewage Sludge (CSS) as a soil amendment for Turfgrass Growth. African Journal of Biotechnology. 29: pp. 96-104.

Jahantigh, M. 2008. Impact of Recycled Wastewater Irrigation on Soil Chemical Properties in an Arid Region. Pakistanian Journal of Biological Sciences. 11 (18): pp. 2264-2268.

Jones, J. B. 2001. Laboratory guide for conduction soil tests and plant analysis. CRC Press, 256p

Jones, J. B. Wolf, B and Mills, H. A. 1991. Plant analysis handbook: a practical sampling, preparation, analysis, and interpretation guide. Micro-Macro Pubishing, Inc, 213 pages.

Marjovvi, A. R. and Mashayekhi, P. 2018. Effects of Repeated Applications of Sewage Sludge and MSW Compost on Soil Chemical Characteristics and yield of Zea mays L. in Rudasht –Esfahan. Iranian journal of soil and water research. 94(3):653-664.

Moreira, R. S., Mincato, R.L and Santos, B. R. 2013. Heavy metals availability and soil fertility after land application of sewage sludge on dystroferric red latosol. Ciêncagrotec. 37(6): pp. 512–520

Rusan, M. J., Hinnawi, S and Rousan, L. 2007. Long term effect of wastewater irrigation of forage crops on soil and plant quality parameters. Desalination. 215: pp. 143-152.

Singh, R.P and Agrawal, M. 2010. Variations in heavy metal accumulation, growth and yield of rice plants grown at different sewage sludge amendment rates. Ecotoxicology and Environmental Safety. 73: pp. 632-641

Song, U and Lee, E. J. 2010. Environmental and economical assessment of sewage sludge compost application on soil and plants in a landfill. Resources, Conservation and Recycling. 54: pp. 1109-1116.

Tamrabet, L., Bouzerzour, H., Makhlouf, K and Makhlouf, M. 2009. The effect of sewage sludge application on dorum wheat. International Journal of Agriculture and Biology. 11: pp. 741-745.

Yukse, O. 2015. Influence of municipal solid waste compost application on heavy metal content in soil. Environ Monit Assess. DOI 10.1007/s10661-015-4562-y

www.SID.ir