محیط زیست طبیعی، مجله منابع طبیعی ایران
دوره ۷۰، شماره ۴، زمستان ۱۳۹۶
صفحات: ۸۸۰-۸۶۹

# بررسی اثرات بیوچار و بقایای گیاهی پوستهٔ برنج بر رشد و ترکیبات شیمیایی گیاه لوبیا در یک خاک آهکی آلوده به لجن فاضلاب

**زهرا زیبایی[۱]، رضا قاسمی فسایی[۲*] و پویا استوار[۱]**

۱. دانشجوی دکتری علوم خاک، دانشکدهٔ کشاورزی، دانشگاه شیراز
۲. دانشیار گروه علوم خاک، دانشکدهٔ کشاورزی، دانشگاه شیراز

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۵/۱۰/۱۴؛ تاریخ تصویب: ۱۳۹۶/۰۸/۰۳)

## چکیده

هرچند استفاده از لجن فاضلاب به عنوان یک منبع ارزان قیمت و سرشار از مواد آلی و عناصر غذایی، تأثیر مثبتی بر رشد گیاه دارد اما تجمع برخی فلزات سنگین در نتیجهٔ کاربرد آن، استفاده از این ماده را در کشاورزی محدود می‌کند. مطالعهٔ حاضر در قالب یک آزمایش فاکتوریل ۳×۴×۳ کاملاً تصادفی با فاکتور لجن فاضلاب در سه سطح (۰، ۵۰ و ۱۰۰ گرم بر کیلوگرم خاک)، چهار تیمار (شاهد، بیوچار، بقایای گیاهی و بیوچار + بقایای گیاهی) و سه تکرار به‌کار گرفته شد. نتایج نشان داد که کاربرد لجن فاضلاب تأثیر مثبت و معنی‌دار (۱۲/۶ درصد) بر وزن خشک محصول لوبیا داشته است. استفاده از این ماده همچنین غلظت و جذب کل عناصر روی، مس، آهن و منگنز (اندازه‌گیری شده به‌وسیلهٔ دستگاه جذب اتمی) را در گیاه افزایش داد که نشان‌دهندهٔ امکان استفاده از این مادهٔ آلی در تأمین عناصر کم مصرف کاتیونی برای گیاه است. افزودن مخلوط بیوچار و بقایای گیاهی پوستهٔ برنج به خاک تیمار شده با لجن فاضلاب، بر رشد گیاه لوبیا تأثیر مثبت و معنی‌دار داشت، به گونه‌ای که بیشینهٔ وزن خشک این گیاه در بر همکنشی تیمار بیوچار + بقایای گیاهی و لجن فاضلاب در سطح کاربرد ۱۰۰ گرم در کیلوگرم خاک به‌دست آمد که نسبت به تیمار شاهد رشدی معادل ۴۰/۴ درصد را نشان داد. به طورکلی کاربرد بیوچار و بقایای پوستهٔ برنج سبب کاهش معنی‌دار میانگین غلظت روی و منگنز در اندام هوایی گیاه لوبیا نسبت به شاهد گردید اما افزودن بقایای پوستهٔ برنج و مخلوط بیوچار + بقایا به خاک تیمار شده با لجن فاضلاب، افزایش معنی‌دار غلظت مس را در اندام هوایی گیاه در پی داشت.

**کلید واژگان:** لجن فاضلاب، بیوچار پوستهٔ برنج، بقایای گیاهی، لوبیا، عناصر کم‌مصرف

* نویسنده مسئول؛ شماره تماس: ۰۰۹۸۷۱۳۶۱۳۸۲۹۱+ ایمیل: ghasemif@shirazu.ac.ir

## ۱. مقدمه

تأمین تقاضای روز افزون مواد غذایی جامعه از یک سو و کمبود و بحران آب از سوی دیگر، ضرورت بهبود حاصلخیزی خاک را به منظور افزایش بهره‌وری منابع آب و خاک اجتناب‌ناپذیر ساخته است. خاک‌های مناطق خشک و نیمه‌خشک به دلایل مختلف از جمله عدم وجود پوشش گیاهی کافی و بازگشت مقدار کم بقایای گیاهی به خاک، دارای مقدار اندکی مواد آلی هستند (Karami *et al*., 2009). رشد بسیاری از گیاهان زراعی از جمله حبوبات که پس از غلات دومین غذای بشر محسوب می‌شوند، در این خاک‌ها با مشکل تغذیهٔ عناصر کم مصرف مانند آهن، روی، مس و منگنز روبرو هستند. بکارگیری مواد آلی از جمله روش‌هایی است که می‌تواند مقدار قابل جذب عناصر کم مصرف خاک را افزایش دهد. در سال‌های اخیر استفاده از لجن فاضلاب که حاوی مقادیر زیادی مادهٔ آلی و عناصر غذایی است، در بسیاری از مناطق کشور رواج یافته است. لجن فاضلاب به عنوان یک ترکیب مناسب برای اصلاح خاک شناخته شده و در دهه‌های اخیر به شدت در سراسر جهان مورد استفاده قرار گرفته است (Egan, 2013). هر چند لجن فاضلاب از پسماندهای آلی است که علاوه بر بهبود خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک موجب افزایش غلظت عناصر ضروری پر مصرف و کم مصرف برای رشد گیاه می‌شود (Baran, 2001)، اما تجمیع عناصر سنگین نظیر سرب، کادمیم، کروم، مس، روی و نیکل در لجن فاضلاب، استفاده از این ماده را در کشاورزی محدود می‌کند (Suciu *et al*., 2015).

پس از بکارگیری لجن فاضلاب در خاک، این خطر وجود دارد که آلودگی‌های موجود در آن به گیاهان و موجودات منتقل شود و یا اینکه از طریق آبشویی به منابع آب سطحی و زیر زمینی وارد شود (Suciu *et al*., 2015; Oleszczuk *et al*., 2012). بنابراین مانند سایر روش‌های اصلاح خاک، کاربرد لجن فاضلاب در اراضی کشاورزی باید به‌گونه‌ای مدیریت شود که حداکثر منافع به‌دست آید و مخاطرات بالقوهٔ محیط زیستی حداقل شود. به همین دلیل تحقیقات وسیعی برای جلوگیری از آلودگی محیط زیست و مخاطرات سلامتی از فلزات سنگین در حال انجام است (Gu *et al*., 2017).

جهت کاهش ریسک مخاطرات فلزات سنگین موجود در خاک که با استفاده از لجن فاضلاب بر مقدار آن‌ها افزوده می‌شود، زیست‌فراهمی[1] آن‌ها باید اصلاح شود، در این صورت تجمع و سمیت آن‌ها در زنجیرهٔ مواد غذایی کاهش خواهد یافت (Ahmad *et al*., 2014). به همین دلیل فرایند تثبیت فلزات جهت اصلاح خاک‌ها به منظور کاهش ریسک انتقال فلزات سنگین به آب‌های زیرزمینی و اکوسیستم خاک، توسعه یافته است (Rees *et al*., 2014). در این راستا استفاده از اقدامات تضعیف‌کنندهٔ طبیعی نظیر ارتقاء پایداری خاک از طریق مواد آلی در مقایسه با برداشت و جابه‌جایی خاک‌های آلوده و سایر راهکارهای مهندسی سخت، مناسب‌تر و اقتصادی‌تر است (Beesley *et al*.,2013). کاربرد بیوچار که طی فرایند آتشکافت تولید می‌شود و برای استفاده در مدیریت محیط زیست طراحی شده است (Lehmann & Joseph, 2015). در پاره‌ای از خاک‌ها می‌تواند پارامترهای شیمیایی، فیزیکی و بیولوژیکی را بهبود بخشد (Park *et al*., 2011). بیوچار به دلیل ساختار حلقوی (آروماتیک) بالا، به عنوان یک مادهٔ جذب کنندهٔ قوی و مؤثر برای آلاینده‌های آلی و غیر آلی شناخته می‌شود (Bian *et al*., 2013). گروه‌های عاملی بیوچار بسته به طبیعت بار سطحی آن‌ها، بر فرایند جذب تأثیر می‌گذارند، به‌گونه‌ای که فلزات جذب سطوح ذرات بیوچار می‌شوند (Amonette & Joseph, 2009).

چندین زیست‌توده نظیر تراشهٔ چوب، کود دامی و پسماندهای گیاهی می‌توانند به عنوان مواد اولیه برای تولید بیوچار به‌کار گرفته شوند (Tang *et al*., 2013). به عنوان مثال Melo و همکاران (۲۰۱۳) به این نتیجه رسیدند که افزایش درجهٔ حرارت در آتشکافت تفالهٔ

[1] Bioavailability

چغندر، بیوچاری به‌دست می‌دهد که ظرفیت جذب کادمیم و روی بالایی دارد. بقایای برنج می‌توانند یا به صورت کمپوست و یا کاربرد مستقیم آن‌ها در خاک بازیافت شوند. چون افزودن بقایای گیاهی به خاک‌ها تجزیهٔ سریع و آزادسازی عناصر غذایی را به دنبال دارد. این رویکرد نیازمند اضافه کردن مقدار زیادی مواد آلی به خاک‌ها برای حفظ باروری خاک است بنابراین رویکرد جایگزین، کاربرد بقایای گیاهی به صورت بیوچار است (Naeem *et al.*, 2017).علاوه بر این، اثرات مثبت بیوچار بر رشد گیاه، مقدار عنصر غذایی و ذخیرهٔ کربن گزارش شده است، هر چند که تعدادی از مطالعات نیز اثر منفی بیوچار را بر رشد گیاه گزارش کرده‌اند (Schultz and Bruno, 2012). در یک مطالعهٔ مروری،Jeffery و همکاران (۲۰۱۱)، با بررسی ۱۶ مطالعه و ۱۷۷ تیمار به این نتیجه رسیدند که در تعدادی از مطالعات، بیوچار دارای اثر معنی‌دار نبوده است و در یکی از مطالعات بیوچار اثر منفی بر رشد گیاه داشته است. همچنین در مطالعه‌ای که توسط (Rajabi,2014)، انجام شده است، کاربرد بیوچار تفالهٔ پسته در سطح ۳ درصد، وزن خشک اندام هوایی اسفناج را نسبت به تیمار شاهد (بدون کاربرد بیوچار) کاهش داده است اما این کاهش معنی‌دار نبوده است.

هدف از انجام این آزمایش بررسی تأثیر بیوچار و بقایای برنج بر رشد و ترکیب شیمیایی لوبیا در یک خاک آهکی آلوده به لجن فاضلاب است.

## ۲. مواد و روش‌ها

این آزمایش در قالب یک آزمایش فاکتوریل ۳×۴×۳ در قالب طرح کاملاً تصادفی با لجن فاضلاب در سه سطح (۰، ۵۰ و ۱۰۰ گرم بر کیلوگرم خاک)، چهار سطح بقایا و بیوچار (شاهد، بیوچار، بقایای گیاهی و بیوچار + بقایای گیاهی (به نسبت ۱ به ۱)) هر کدام به میزان ۲ درصد وزنی در سه تکرار انجام شد. جهت انجام این تحقیق، مقدار مناسبی خاک از عمق صفر تا ۳۰ سانتی‌متری خاک آهکی سری کوی اساتید، از ایستگاه تحقیقاتی دانشکدهٔ کشاورزی دانشگاه شیراز واقع در منطقهٔ باجگاه استان فارس تهیه شد و پس از خشک کردن در هوا و عبور از الک دو میلی‌متری برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی آن از جمله بافت خاک به روش هیدرومتری (Bouyoucos, 1962)، مادهٔ آلی به روش اکسایش با بی‌کرومات پتاسیم و سپس تیتره کردن بافروآمونیوم سولفات (Nelson & Sommers, 1960)، اسیدیته خاک در خمیر اشباع به‌وسیلهٔ PHمتر ، قابلیت هدایت الکتریکی در عصارهٔ اشباع به‌وسیلهٔ هدایت‌سنج الکتریکی، نیتروژن کل توسط روش کجلدال (Bremner, 1996) و عناصر کم مصرف منگنز، مس، آهن و روی به‌وسیلهٔ عصاره‌گیری با DTPA (Lindsay and Norvell, 1978) و اندازه‌گیری به‌وسیلهٔ دستگاه جذب اتمی تعیین شد (جدول۱). لجن فاضلاب از تصفیه‌خانهٔ استان فارس تهیه و پس از خشک شدن در هوا از الک ۰/۷ میلیمتری عبور داده شد. برای تهیهٔ بیوچار، پوسته‌های برنج از کامفیروز جمع‌آوری و در ورقه‌های آلومینومی بسته‌بندی و به مدت ۴ ساعت در دمای ۴۰۰ درجهٔ سانتی‌گراد در داخل کوره قرار داده شدند تا فرایند آتشکافت صورت پذیرد (Lehmann, 2007). برخی ویژگی‌های بقایا، بیوچار و لجن فاضلاب مورد استفاده در آزمایش مورد اندازه‌گیری قرار گرفت (جدول ۲ و ۳). در ابتدا نمونه‌های خاک ۲ کیلوگرمی توزین شدند و پس از اعمال تیمارها به گلدان‌های پلاستیکی منتقل گردید و تعداد ۳ بذر لوبیا چیتی (رقم تلاش) در هر گلدان کشت شد. در طول دورهٔ رشد گلدان‌ها روزانه توزین و به وسیلهٔ آب مقطر در حدود رطوبت ظرفیت مزرعه نگاه داشته شدند. هشت هفته پس از کاشت برای تعیین عناصر غذایی در نمونه‌های گیاه، پس از جداسازی اندام هوایی گیاه، تمامی نمونه‌ها با آب مقطر شستشو داده شد. نمونه ها در آون و در دمای ۶۵ درجهٔ سلسیوس (Ronaghi & Ghasemi-Fasaei, 2008) تا رسیدن به وزن ثابت خشک و سپس توزین و در آسیاب

برقی پودر شد. سپس یک گرم مادهٔ خشک گیاهی در کورهٔ الکتریکی با دمای ۵۵۰ درجهٔ سلسیوس خاکستر شد. خاکستر حاصل در ۵ میلی لیتر اسید کلریدریک ۲ نرمال حل و پس از شستشو با آب مقطر داغ و صاف کردن از طریق کاغذ صافی، حجم نهایی محلول با استفاده از آب مقطر به ۲۵ میلی‌متر رسانده و غلظت عناصردر گیاه و خاک به‌وسیلهٔ دستگاه جذب اتمی اندازه‌گیری شد.

**جدول ۱. برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک مورد مطالعه**

| ویژگی | کمیت |
|---|---|
| بافت | رسی سیلتی |
| شن(٪) | ۴ |
| سیلت (٪) | ۵۴ |
| رس (٪) | ۴۲ |
| pH | ۷/۸۳ |
| قابلیت هدایت الکتریکی (دسی زیمنس بر متر) | ۰/۳۴ |
| مادهٔ آلی (٪) | ۱/۱ |
| منگنز قابل عصاره‌گیری با دی تی پی ا | ۱/۸۵ |
| مس قابل عصاره‌گیری با دی تی پی ا | ۱/۶۸ |
| آهن قابل عصاره‌گیری با دی تی پی ا | ۱/۸۸ |
| روی قابل عصاره‌گیری با دی تی پی ا | ۰/۶۰ |

**جدول۲. ویژگی‌های بقایا و بیوچار پوسته برنج**

| ویژگی | اسیدیته (۱:۵) | قابلیت هدایت الکتریکی (۱:۵) |
|---|---|---|
| بقایای پوستهٔ برنج | ۶/۱۸ | ۳/۰۲ |
| بیوچار پوستهٔ برنج | ۷/۵۴ | ۱/۴۱ |

**جدول۳- برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی لجن فاضلاب کاربردی**

| **ویژگی** | **کمیت** |
|---|---|
| pH | ۷/۲۳ |
| قابلیت هدایت الکتریکی (دسی زیمنس بر متر) | ۲/۷۹ |
| نیتروژن کل (درصد) | ۰/۶۷ |
| فسفر قابل عصاره گیری با بی کربنات سدیم (میلی گرم بر کیلوگرم) | ۲۰ |
| منگنز قابل عصاره گیری با دی تی پی ا | ۲۷۰ |
| مس قابل عصاره گیری با دی تی پی ا | ۳۱ |
| آهن قابل عصاره گیری با دی تی پی ا | ۷۶۰۰ |
| روی قابل عصاره گیری با دی تی پی ا | ۳۵۰ |
| سرب قابل عصاره گیری با دی تی پی ا | ۸۲/۵ |

## ۳. نتایج

### ۱،۳. اثر لجن فاضلاب، بیوچار و بقایای پوستهٔ برنج بر وزن خشک شاخسارهٔ گیاه لوبیا

نتایج مربوط به اثر لجن فاضلاب، بیوچار و بقایای پوستهٔ برنج بر وزن خشک لوبیا در جدول ۴ نشان داده شده است. همان‌گونه که از بررسی جدول ۴ به‌دست می‌آید، بیشینهٔ عملکرد گیاه به برهمکنش تیمار بیوچار+بقایای گیاهی (۱:۱) و لجن فاضلاب در سطح کاربرد ۱۰۰ گرم در کیلوگرم خاک و کمینهٔ آن به تیمار بیوچار و لجن فاضلاب به میزان ۵۰ گرم در کیلوگرم خاک مربوط است. با مصرف لجن فاضلاب به میزان ۵۰ گرم در کیلوگرم خاک، میانگین عملکرد محصول با ۱۲/۶ درصد افزایش به ۵/۶۹ گرم در گلدان رسید که نسبت به تیمار شاهد (بدون استفاده از لجن فاضلاب) اختلاف معنی‌داری داشت. با افزایش مصرف لجن فاضلاب به ۱۰۰ گرم در کیلوگرم، روند افزایشی میانگین عملکرد محصول ادامه می‌یابد اما نسبت به سطح قبلی معنی‌دار نیست.

اما همان‌گونه که از بررسی جدول ۴ به‌دست می‌آید، مصرف بیوچار اثر منفی بر میانگین عملکرد گیاه لوبیا داشته است و این اختلاف معنی‌دار بوده است. اثر تیمار بیوچار+ بقایای گیاهی موجب افزایش حدود ۱۰ درصدی عملکرد گیاه شده است اما این افزایش معنی‌دار نیست.

**جدول ۴. اثر سطوح لجن فاضلاب مصرفی و تیمارهای بقایا و بیوچار پوستهٔ برنج بر وزن خشک گیاه لوبیا (گرم در گلدان)**

| تیمار | مقدار لجن فاضلاب مصرفی (گرم در کیلوگرم) | | | میانگین |
|---|---|---|---|---|
| | ۰ | ۵۰ | ۱۰۰ | |
| شاهد | ۴/۹۵ab* | ۶/۵۴ab | ۵/۶۶a-d | ۵/۷۲A |
| بیوچار پوستهٔ برنج | ۴/۶۸cd | ۴/۱۱d | ۵/۵۶a-d | ۴/۷۸B |
| بقایای پوستهٔ برنج | ۵/۰۲b-d | ۵/۷۴a-c | ۶/۷۰a | ۵/۸۲A |
| بیوچار + بقایا | ۵/۵۱a-d | ۶/۳۹ab | ۶/۹۵a | ۶/۲۸A |
| میانگین | ۵/۰۴B | ۵/۶۹A | ۶/۲۲A | |

* میانگین‌های دارای حرف مشترک طبق آزمون دانکن فاقد تفاوت معنی‌دار در سطح ۵ درصد آماری هستند.

### ۲،۳. اثر لجن فاضلاب، بیوچار و بقایای پوستهٔ برنج بر غلظت و جذب عناصر در گیاه

#### ۱،۲،۳. غلظت و جذب کل روی

اثر لجن فاضلاب و بیوچار و بقایای پوستهٔ برنج بر غلظت روی در جدول ۵ و بر جذب روی در نمودار ۱ نشان داده شده است. به طور کل کاربرد بیوچار و بقایای برنج سبب کاهش معنی‌دار میانگین غلظت روی نسبت به شاهد گردید. کمترین میانگین غلظت روی در اندام هوایی گیاه لوبیا در تیمار بیوچار مشاهده شد که با میزان غلظت روی در تیمار شاهد اختلاف معنی‌داری دارد. غلظت روی در دو تیمار دیگر یعنی بقایای گیاهی پوستهٔ برنج و بیوچار+ بقایا نیز هرچند از تیمار بیوچار بیشتر است اما نسبت به تیمار شاهد کاهش معنی‌دار داشت.

افزایش کاربرد لجن فاضلاب مصرفی، میانگین غلظت روی را در اندام هوایی گیاه لوبیا افزایش داد و این افزایش در هر دو سطح (۵۰ و ۱۰۰ گرم در کیلوگرم خاک) نسبت به تیمار شاهد (بدون کاربرد لجن فاضلاب) معنی‌دار است.

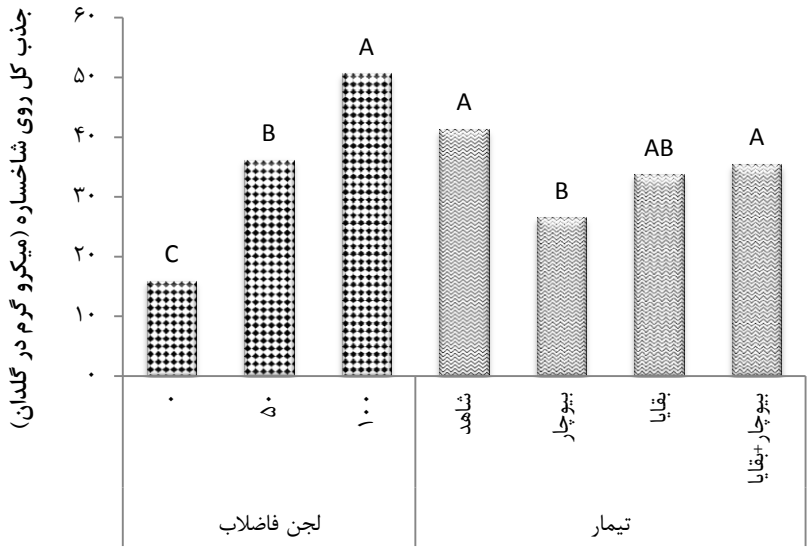
همان‌گونه که از بررسی نمودار ۱ به‌دست می‌آید، میزان جذب روی در شاخسارهٔ گیاه لوبیا در تیمار بیوچار نسبت به سایر تیمارها، در کمترین مقدار است که با میانگین جذب کل روی در تیمار شاهد اختلاف معنی‌داری دارد. نمودار ۱ نشان می‌دهد که با افزایش

مصرف لجن فاضلاب بر میانگین جذب کل روی توسط شاخسارهٔ گیاه لوبیا افزوده می‌شود که در هر دو سطح (۵۰ و ۱۰۰ گرم در کیلوگرم خاک) با تیمار شاهد اختلاف معنی‌داری دارد.

**جدول ۵. اثر سطوح لجن فاضلاب مصرفی و تیمارهای بقایا و بیوچار پوستهٔ برنج بر غلظت روی در اندام هوایی (میکروگرم در گرم مادهٔ خشک)**

| تیمار | مقدار لجن فاضلاب مصرفی (گرم در کیلوگرم) | | | میانگین |
|---|---|---|---|---|
| | ۰ | ۵۰ | ۱۰۰ | |
| شاهد | ۳/۷۳ef* | ۸/۲۰a-c | ۹/۲۰ab | ۷/۰۴A |
| بیوچار پوستهٔ برنج | ۳/۸۷ef | ۵/۰۵de | ۵/۹۷c-e | ۴/۹۶B |
| بقایای پوستهٔ برنج | ۱/۴۸g | ۴/۶۲e | ۹/۸۷a | ۵/۳۲B |
| بیوچار + بقایا | ۲/۱۲fg | ۷/۰۲b-d | ۷/۱۳b-d | ۵/۴۲B |
| میانگین | ۳/۲۳C | ۶/۲۲B | ۸/۰۴A | |

* میانگین‌های دارای حرف مشترک طبق آزمون دانکن فاقد تفاوت معنی‌دار در سطح ۵ درصد آماری هستند.




**نمودار۱. اثر سطوح لجن فاضلاب مصرفی و تیمارهای بقایا و بیوچار پوستهٔ برنج بر جذب کل روی در اندام هوایی (میکروگرم در گلدان)**

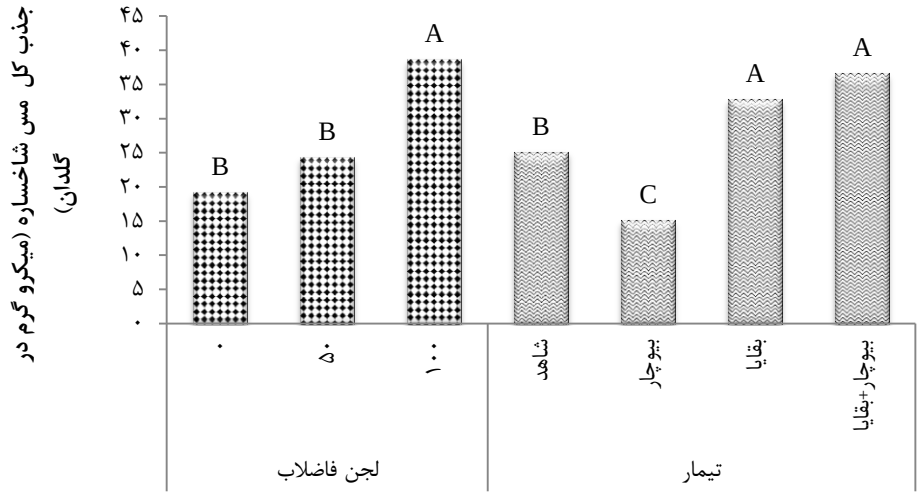
### ۲،۲،۳. غلظت و جذب کل مس

اثر لجن فاضلاب و بیوچار و بقایای پوستهٔ برنج فاضلاب بر غلظت مس در جدول ۶ و بر جذب کل مس به‌وسیلهٔ گیاه لوبیا در نمودار ۲ نشان داده شده است. در اینجا نیز میزان غلظت مس در تیمار بیوچار، حداقل است که با سایر تیمارها دارای تفاوت معنی‌دار است. کمینهٔ غلظت مس نیز در تیمار بیوچار و بدون کاربرد لجن فاضلاب، به‌دست آمده است. همان‌گونه که از مشاهدهٔ نمودار ۲ حاصل می‌شود، این موضوع در مورد جذب کل مس نیز قابل رویت است. میانگین میزان مس جذب شده توسط گیاه لوبیا در تیمار بیوچار حداقل است که با سایر تیمارها دارای اختلاف معنی‌دار است. با افزوده شدن لجن فاضلاب به خاک بر غلظت و جذب کل مس افزوده شده است که در سطح ۱۰۰ گرم در کیلوگرم خاک، نسبت به شاهد اختلاف معنی‌دار مشاهده می‌شود (جدول ۶ و نمودار ۲).

**جدول ۶. اثر سطوح لجن فاضلاب مصرفی و تیمارهای بقایا و بیوچار پوستهٔ برنج بر غلظت مس در اندام هوایی (میکروگرم در گرم مادهٔ خشک)**

| تیمار | مقدار لجن فاضلاب مصرفی (گرم در کیلوگرم) | | | میانگین |
|---|---|---|---|---|
| | ۰ | ۵۰ | ۱۰۰ | |
| شاهد | ۴/۴۲b* | ۴/۳۰b | ۴/۴۸b | ۴/۴۰B |
| بیوچار پوستهٔ برنج | ۲/۸۳b | ۳/۴۳b | ۳/۲۳b | ۳/۱۷C |
| بقایای پوستهٔ برنج | ۴/۰۸b | ۴/۱۳b | ۸/۲۳a | ۵/۴۸A |
| بیوچار + بقایا | ۳/۸۳b | ۴/۹۲b | ۸/۳۰a | ۵/۶۸A |
| میانگین | ۳/۷۹B | ۴/۱۹B | ۶/۰۶A | |

*میانگین‌های دارای حرف مشترک طبق آزمون دانکن فاقد تفاوت معنی‌دار در سطح ۵ درصد آماری هستند.




**نمودار۲. اثر سطوح لجن فاضلاب مصرفی و تیمارهای بقایا و بیوچار پوستهٔ برنج بر جذب کل مس در اندام هوایی (میکروگرم در گلدان)**

### ۳،۲،۳. غلظت و جذب کل آهن

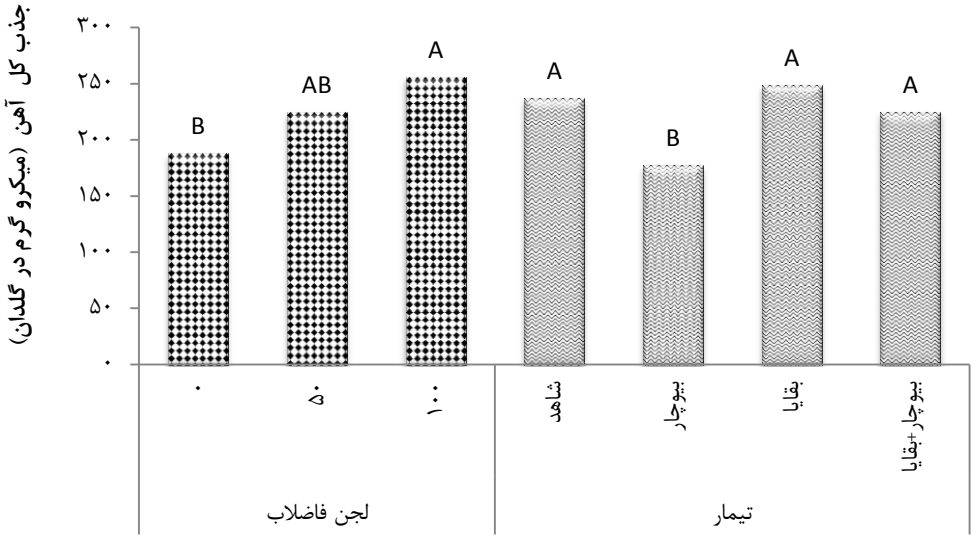
اثر لجن فاضلاب، بیوچار و بقایای پوستهٔ برنج بر غلظت آهن در جدول ۷ و بر میانگین جذب کل آهن توسط گیاه لوبیا در نمودار ۳ نشان داده شده است. میزان غلظت آهن در تیمار بیوچار، حداقل است که با تیمار شاهد دارای تفاوت معنی‌دار نیست اما با سایر تیمارها دارای تفاوت معنی‌دار است. کاربرد بقایای پوستهٔ برنج سبب افزایش معنی‌دار میانگین غلظت آهن در اندام هوایی لوبیا به میزان ۳/۲ درصد نسبت به شاهد گردید. در مطالعهٔ حاضر نیز کمینهٔ غلظت آهن نیز در برهمکنش تیمار بیوچار + بقایا و تیمار فاقد لجن فاضلاب، مشاهده شد. امکان دارد درترکیب این دو مادهٔ آلی یعنی بیوچار و بقایای گیاهی، عنصر آهن به علت تبادل کاتیونی بالای آن‌ها، جذب سطحی شده باشد.

میزان آهن جذب شده توسط گیاه لوبیا در تیمار بیوچار و بدون کاربرد لجن فاضلاب حداقل است که با سایر تیمارها دارای اختلاف معنی‌دار است. با افزوده شدن لجن فاضلاب به خاک بر غلظت و جذب آهن افزوده شده است، هر چند این افزایش در مورد غلظت از لحاظ آماری معنی‌دار نبود اما در مورد جذب گیاهی، در سطح ۱۰۰ گرم در کیلوگرم خاک نسبت به شاهد، اختلاف معنی‌دار بود (جدول ۷ و نمودار ۳).

**جدول ۷. اثر سطوح لجن فاضلاب مصرفی و تیمارهای بقایا و بیوچار پوستهٔ برنج بر غلظت آهن در اندام هوایی (میکروگرم در گرم مادهٔ خشک)**

| تیمار | مقدار لجن فاضلاب مصرفی (گرم در کیلوگرم) | | | میانگین |
|---|---|---|---|---|
| | ۰ | ۵۰ | ۱۰۰ | |
| شاهد | ۴۳/۰۳ab | ۳۸/۶۵ab | ۴۲/۷۳ab | ۴۱/۴۷B |
| بیوچار پوستهٔ برنج | ۳۸/۴۲ab | ۴۰/۳۵ab | ۳۲/۳۵b | ۳۷/۰۴B |
| بقایای پوستهٔ برنج | ۳۵/۹۷b | ۴۳/۲۰ab | ۴۹/۱۷a | ۴۲/۷۸A |
| بیوچار + بقایا | ۳۱/۵۳b | ۳۵/۵۳b | ۴۰/۳۳ab | ۳۵/۸۰B |
| میانگین | ۳۷/۲۴A | ۳۹/۴۳A | ۴۱/۱۴A | |

* میانگین‌های دارای حرف مشترک طبق آزمون دانکن فاقد تفاوت معنی‌دار در سطح ۵ درصد آماری هستند.




**نمودار۳. اثر سطوح لجن فاضلاب مصرفی و تیمارهای بقایا و بیوچار پوستهٔ برنج بر جذب کل آهن در اندام هوایی (میکروگرم در گلدان)**

### ۴،۲،۳. غلظت و جذب کل منگنز

اثر لجن فاضلاب و بیوچار و بقایای پوستهٔ برنج بر غلظت منگنز در جدول ۸ و بر میانگین جذب کل منگنز در نمودار ۴ نشان داده شده است. همان‌گونه که از بررسی جدول ۸ به‌دست می‌آید، کمترین غلظت منگنز در اندام هوایی گیاه لوبیا در تیمار بیوچار رخ می‌دهد که نسبت به تیمار شاهد اختلاف معنی‌داری است.

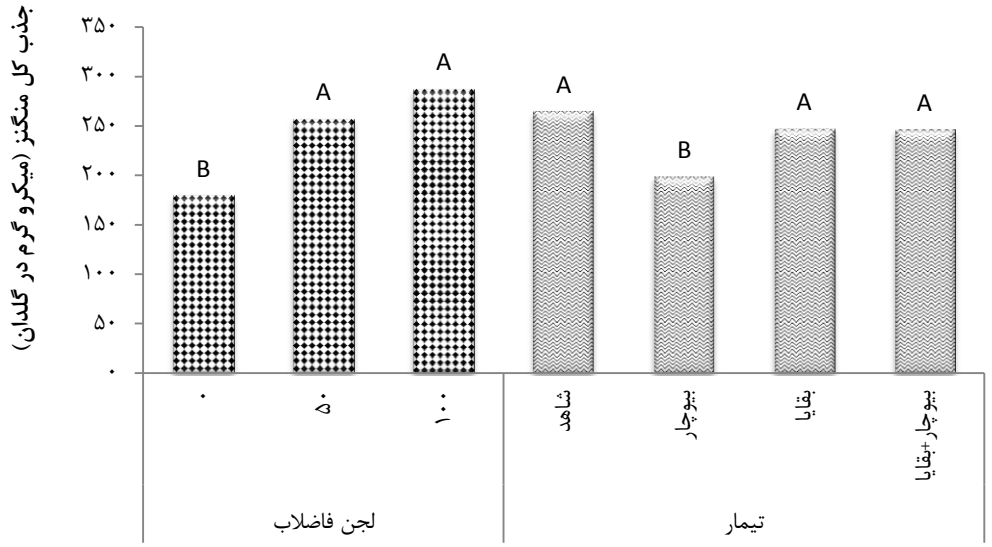
کاربرد لجن فاضلاب در هر دو سطح کاربرد ۵۰ و ۱۰۰ گرم در کیلوگرم موجب افزایش معنی‌دار میانگین غلظت منگنز در اندام هوایی به ترتیب به میزان ۲۶/۹ و ۲۹/۶ درصد نسبت به تیمار شاهد شد.

میانگین منگنز جذب شده توسط گیاه لوبیا در نتیجهٔ کاربرد تیمار بیوچار حداقل بوده است که با سایر تیمارها دارای اختلاف معنی‌دار است (نمودار ۴). همچنین با افزایش مصرف لجن فاضلاب بر میانگین جذب منگنز توسط شاخسارهٔ گیاه افزوده می‌شود که در سطح ۱۰۰ گرم در کیلوگرم خاک با تیمار شاهد اختلاف معنی‌دار است.

**جدول ۸. اثر سطوح لجن فاضلاب مصرفی و بقایا و بیوچار پوستهٔ برنج بر غلظت منگنز در اندام هوایی (میکروگرم در گرم مادهٔ خشک)**

| تیمار | مقدار لجن فاضلاب مصرفی (گرم در کیلوگرم) | | | میانگین |
|---|---|---|---|---|
| | ۰ | ۵۰ | ۱۰۰ | |
| شاهد | ۳۶/۹۸de* | ۴۸/۲۰ab | ۵۳/۴۸a | ۴۶/۲۲A |
| بیوچار پوستهٔ برنج | ۳۲/۶۳e | ۴۷/۳۷a-c | ۴۴/۶۷b-d | ۴۱/۵۶B |
| بقایای پوستهٔ برنج | ۳۳/۹۸e | ۴۳/۸۸b-d | ۴۹/۲۳ab | ۴۲/۳۷B |
| بیوچار + بقایا | ۳۸/۹۰c-e | ۴۱/۳۲b-e | ۳۷/۲۷de | ۳۹/۱۶B |
| میانگین | ۳۵/۶۲B | ۴۵/۱۹A | ۴۶/۱۶A | |

* میانگین‌های دارای حرف مشترک طبق آزمون دانکن فاقد تفاوت معنی‌دار در سطح ۵ درصد آماری هستند.




**نمودار۴. اثر سطوح لجن فاضلاب مصرفی و بقایا و بیوچار پوستهٔ برنج بر جذب کل منگنز در اندام هوایی (میکروگرم در گلدان)**

## ۴. بحث و نتیجه‌گیری

در مطالعات بسیاری از پژوهشگران از جمله Neilsen و همکاران (۱۹۹۸)، Boostani و Ronaghi (۲۰۱۱) و Rajabi (۲۰۱۵) تأثیر مثبت کاربرد لجن فاضلاب بر عملکرد محصول‌های مختلف گزارش شده است، که با نتایج حاصل از این تحقیق بر روی گیاه لوبیا مطابقت دارد. در رابطه با اثر بیوچار بر حاصلخیزی و عملکرد محصول نتایج متفاوتی گزارش شده است (Jeffery *et al.*, 2011). پاره‌ای از مطالعات بی‌معنی بودن این اثر را گزارش کرده‌اند و پاره‌ای دیگر به اثر مثبت بیوچار اشاره کرده‌اند. تعدادی از مطالعات نیز این اثر را منفی و معنی‌دار به‌دست آورده‌اند (Jeffery *et al.*, 2011). در پژوهش حاضر مصرف بیوچار اثر منفی و معنی‌داری بر میانگین عملکرد گیاه لوبیا داشته اما کاربرد تیمار بیوچار همراه با بقایای گیاهی موجب افزایش حدود ۱۰ درصدی عملکرد گیاه شده است.

به‌طورکلی بر اساس مطالعات متعددی، افزودن فاضلاب و سایر مواد زائد شهری به خاک‌ها به‌دلیل مقادیر زیادتر این عناصر منجر به افزایش غلظت عناصر

کم‌مصرف خاک می‌گردد (Baran *et al.*, 2001; McBride, 2002; Afyuni *et al.*, 2006) و علت افزایش جذب عناصر کم مصرف با مصرف لجن فاضلاب، افزایش مقدار قابل استفادهٔ آن‌ها در خاک است. همچنین امکان تشکیل کمپلکس عناصر با ترکیبات آلی که منجر به افزایش حلالیت و قابلیت جذب آن‌ها می‌شود را می‌توان عاملی دیگر بر افزایش این عناصر در پی کاربرد لجن در نظر گرفت (Hodgson *et al.*, 1966). بنابراین مشاهده می‌شود که با کاربرد لجن فاضلاب احتمال آلودگی خاک و جذب فلزات سنگین و عناصر سمی به‌وسیلهٔ گیاه و انتقال آن به زنجیرهٔ غذایی انسان و دام وجود دارد. استفاده از این مواد همراه با بیوچار می‌تواند این خطر را به میزان قابل توجهی کاهش دهد. Puga و همکاران (۲۰۱۵) و Gwenzi و همکاران (۲۰۱۶) بیان کردند با اضافه شدن بیوچار به خاک، زیست فراهمی روی و مس اصلاح شده و درنتیجه تجمع و سمیت آن در زنجیرهٔ مواد غذایی کاهش خواهد یافت.

Hosseinpour و همکاران (۲۰۱۶) نشان دادند که غلظت قابل جذب عناصر آهن، روی، مس و منگنز در تیمارهای دریافت کنندهٔ لجن فاضلاب در مقایسه با تیمارهای شاهد و کود شیمیایی افزایش می‌یابد. این افزایش در مورد آهن و منگنز قابل جذب خاک از لحاظ آماری معنی‌دار نبود. افزایش غلظت عناصر میکرو (آهن، روی، مس و منگنز)، در پی کاربرد لجن فاضلاب در خاک توسط محققان دیگر نیز گزارش شده است (Nazari *et al.*, 2006) که یکی از دلایل آن را افزایش مستقیم این عناصر در اثر افزودن لجن فاضلاب به خاک بیان کرده‌اند (Chang *et al.*, 1997). معدنی شدن مواد آلی لجن فاضلاب، ممکن است فلزات را به صورت فرم‌های قابل استفادهٔ زیستی آزاد نماید، که این فرم‌ها به وسیلهٔ ریشهٔ گیاهان بهتر جذب می‌شوند (Houdaji *et al.*, 2003). بنابراین می توان چنین نتیجه گرفت که در خاک‌های تیمار شده با لجن فاضلاب کاربرد بیوچار و بقایای گیاهی ضمن بهبود اثر افزایشی لجن فاضلاب بر رشد گیاه و مادهٔ خشک آن، می‌تواند مخاطرات زیست محیطی ناشی از کاربرد لجن فاضلاب را کاهش دهد.

به طور کلی نتایج پژوهش حاضر حاکی از آن است که کاربرد توامان بیوچار و بقایای گیاهی اثرات مطلوبی بر رشد کمی و کیفی محصول دارد. تبدیل بقایا به بیوچار علاوه بر نقش مهمی که در ترسیب کربن دارد در بهبود وضعیت محصول نیز نقش آفرینی می‌نماید، بنابراین بیوچار نمودن ترکیبات آلی می‌تواند به میزان بیشتری مورد توجه قرار گیرد اگرچه برای تائید نتایج چنین آزمایشاتی قبل از هرگونه توصیه، انجام پژوهش‌هایی در شرایط مزرعه ضروری است.

همچنین کاربرد لجن فاضلاب نیز در سطوح استفاده شده در آزمایش حاضر اثرات مطلوبی بر کمیت و کیفیت محصول داشته است که با توجه به قیمت پایین آن می‌تواند به میزان بیشتری استفاده از آن مورد توجه قرار گیرد. بدیهی است که قبل از هرگونه توصیه در این خصوص نیز انجام پژوهش‌های دقیق جهت ارزیابی اثرات همه جانبهٔ چنین ترکیباتی ضروری است.

# References


Afyuni, M, Schulin, R., Rezaeinejad, Y., 2006. Extractability and plant uptake of Cu, Zn, Pb and Cd from a sludge - amended Haplargid in central Iran. Arid Land Research Management 20(1): 29 – 41.

Ahmad, M., Rajapaksha, A.U., Lim, J.E., Zhang, M., Bolan, N., Mohan, D., Vithanage, M., Lee, S.S., Ok, Y.S., 2014. Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water: a review. Chemosphere 99: 19-33.

Amonette, J.E., Joseph, S., 2009. Physical properties of biochar. London Sterling, VA, In: Lehmann, J., Joseph, S. (Eds.), Biochar for Environmental Management, 13-29 pp.

Baran, A., Cayci, G., Kutak, C., Hartmann, R., 2001.The effect of grape mare as growingmedium on growth of hypostases plant. Bioresource Technology, 78: 103-106.

Beesley, L., Marmiroli, M., Pagano, L.,Pigoni, V., Fellet, G., Fresno, T., Vamerali, T., Bandiera, M., Marmiroli, N., 2013. Biochar addition to an arsenic contaminated soil increases arsenic concentrations in the pore water but reduces uptake to tomato plants (*solanum lycopersicum L.*). Science of the Total Environment 454-455: 598-603.

Bian, R., Chen, D., Liu, X., Cui, L., Li, L., Pan, G., Xie, D., Zhang, X., Zhang, J., Chang, A., 2013. Biochar soil amendment as asolution to prevent cd-tainted rice from china: results from a cross-site field experiment. Ecological Engineering. 58: 378-383.

Boostani, H. R., Ronaghi, A., 2011. Comparison of sewage sludge and chemical fertilizer application on yield and concentration of some nutrients in spinach (*Spinosa olerace* L.) in three textural classes of a calcareous soil. Journal of Water and Soil 2: 65-74. (In Persian).

Bouyoucos, G. J., 1962. Hydrometer method improved for making particle-size analysis of soils. Agronomy Journal, 54(5): 464-465

Bremner, J. M., 1965. Total Nitrogen.In C. A. Black et al. (ed.) Methods of Soil Analysis.American Society of Agronomy, Madison, WI. 1149-1178 pp.

Chang A.C., Hyun, H., page, A.L., 1997. Cadmium uptake for swiss chard grown on composted sewage sludge treated field plots: plateau or time bombo. Journal of Environmental Quality, 26: 11-19.

Egan, M., 2013. Biosolids management strategies: an evaluation of energy production as an alternative to land application. Environmental Science Pollution Research 20: 4299–4310.

Gu, X.Y., Wong, J.W.C., Tyagi, R.D. 2017. Bioleaching of heavy metals from sewage sludge for land application. In: Wong, J., Tyagi, R., Pandey, A.,(Eds.),Curreent Development in Biotechnology and Bioengineering Solid Waste Management, 241-265 pp.

Gwenzi, W., Muzava, M., Mapanda., F., Tauro., T.P., 2016. Comparative short-term effects of sewage sludge and its biochar on soil properties, maize growth and uptake of nutrients on a tropical clay soil in Zimbabwe. Journal of Integrative Agriculture, 15: 1395-1406.

Hodgson, J. F., Lindsay, W. L., Trierweiler, J. F., 1966. Micronutrient cation complexing in soil solution: II complexing of zinc and copper in displaced solution from calcareous soils. Soil Science Society of America Proceedings, 30: 723-726.

Hosseinpour, R., Sepanlou, M. G., Salek Gilani, S., 2016. The Effects of Sewage Sludge and Chemical Fertilizers on Concentration of Some Microelements in Soil and Lettuce (*Lactuca Sativa* L.). Journal of suistainable Agriculture and Production Science, 26: 31-43. (In Persian).

Houdaji, M., Abedi, M.J., Afyuni, M., Mousavi, S.F., 2003. Effect of sewage sludge and cadmiumapplication on cadmium concentrations in cress, lettuce and spinach, Journal of Agricultural Sciences, 9: 57-72 (In Persian).

Jeffery, S., Verheijen, F.G.A., van der Velde, M., Bastos, A.C., 2011. A quantitative review of the effects of biochar application to soils on crop productivity using meta-analysis. Agriculture, Ecosystems & Environment, 144: 175-187.

Karami, M., Afyuni, M., Rezaee Nejad, Y., Khosh Goftarmanesh, A., 2009. Cumulative and Residual Effects of Sewage Sludge on Zinc and Copper Concentration in Soil and Wheat. JWSS - Isfahan University of Technology. 12 (46): 639-654. (In Persian).

Lehmann, J. 2007. Bio-energy in the black. Frontiers in Ecology and the Environment. 5: 381–387.

Lehmann, J., Joseph, S., 2015. Biochar for environmental management; an introduction. In: Lehmann, J., Joseph, S. (Eds.), biochar for environmental management: Science and Technology. Earthscan, Londan.

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

McBride, M. B., 2002. Cadmium uptake by crops estimated from soil total Cd and pH. Soil Science, 167: 62-67.

Melo, L.C.A., Coscione, A.R., Abreu, C.A., Puga, A.P. Camargo, O.A., 2013.Influence of pyrolysis temperature on cadmium and zinc sorption capacity of sugar cane straw derived biochar. Bioresources 8: 4992-5002.

Naeem, A. M., Muhammad, K., Muhammad, A., Ghulam., A., Muhammad., T., Muhammad. A., Behzad., M., Aizheng. Y., Saqib Saleem, A., 2017. Effect of wheat and rice straw biochar produced at different temperatures on maize growth and nutrient dynamics of a calcareous soil. Archives of Agronomy and Soil Science. 63: 2048-2061.

Nazari, M. A., Shariatmadari, H., Afyuni, M., Mobli, M., Rahili, Sh., 2006.Effect ofIndustrial Sewage-Sludge and Effluents Application on Concentration of SomeElements and Dry Matter Yield of Wheat, Barley and Corn. JWSS - IsfahanUniversity of Technology, 10: 97-111. (In Persian).

Neilsen, G.H., Hogue, E.J., Neilsen, D. Zebarth, B. J., 1998. Evaluation of organic wastes as soil amendments for cultivation of carrot and chard on irrigated sandy soils. Canadian Journal Soil Science, 78: 217-225.

Nelson, D. W., Sommers, L. E., 1960. Total Carbon and Organic Matter. In D. L. Sparks et al. (eds) Methods of Soil Analysis. Part III. 3rd ed. Soil Science Society of America Journa, American Society of Agronomy. Madison, WI. 961-1010

Oleszczuk, P., Hale, S.E., Lehmann, J., Cornelissen, G., 2012. Activated carbon and biochar amendments decrease pore-water concentration of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sewage sludge. Bioresource Technology 111, 84-91

Park, J.H., Choppala, G.K., Bolan, N.S., Chung, J.W., Chuasavathi, T., 2011. Biochar reduces the bioavailability and phytotoxicity of heavy metals. Plant Soil, 348: 439-451.

Puga, A.P., Abreu, C.A., Melo, L.C.A., Beesley, L., 2015. Biochar application to a contaminated soil reduces the availability and plant uptake of zinc, lead and cadmium. Journal of Environmental Management. 159: 86-93.

Rajabi, H., 2014. Effect of pistachio residue biochar, sewage sludge, and chemical fertilizer on the bioavailibility and uptake of nitrogen and phosphorus by spinach. Faculty of Agriculture, Soil Science, Shiraz University, Iran. (In Persian).

Rees, F., Simonnot, M.O., Morel, J.L., 2014. Short-term effects of biochar on soil heavy metal mobility are controlled by intra-particle diffusion and soil pH increase. European Journal of Soil Science, 65: 149-161.

Ronaghi, A., Ghasemi-Fasaei, R., 2008. Field Evaluations of Yield, Iron-Manganese Relationship, and Chlorophyll Meter Readings in Soybean Genotypes as Affected by Iron-Ethylenediamine Di-o-hydroxyphenylacetic Acid in a Calcareous Soil. Journal of Plant Nutrition, 31: 81–89.

Schultz, H., Bruno, G., 2012. Effects of biochar compared to organic and inorganic fertilizers on soil quality and plant growth in a greenhouse experiment. Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 175: 410–422.

Suciu, N.A., Lamastra, L. Trevisan, M., 2015. PAHs content of sewage sludge in Europe and its use as soil fertilizer. Waste Management, 41: 119-127.

Tang, J., Zhu, W., Kookana, R., Katayama, A., 2013. Characteristics of biochar and its application in remediation of contaminated soil. Journal of Bioscience and Bioengineering, 116: 653-659.