Archive of SID

اثر فاضلاب شهری و کمپوست زباله شهری بر برخی خصوصیات خاک و زه‌آب حاصل از آن در شرایط کشت گلخانه‌ای ریحان

مسعود شاکرمی[۱]، صفر معروفی[۱*] و قاسم رحیمی[۲]

(تاریخ دریافت:۱۳۹۲/۱۰/۹؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۴/۴/۱۴)

چکیده

از نگرانی‌های عمده کاربرد فاضلاب و کمپوست در اراضی کشاورزی، شور شدن آنها و همچنین جذب عناصر سنگین توسط گیاه است. به‌منظور بررسی اثر فاضلاب و کمپوست بر عملکرد و تجمع عناصر سرب و نیکل در گیاه ریحان و همچنین میزان هدایت الکتریکی و پ‌هاش در نیمرخ و زه‌آب خروجی از ستون خاک، تحقیق حاضر به صورت آزمایش فاکتوریل بر پایه طرح کاملاً تصادفی، با سه تکرار، در ۴۸ عدد لایسیمتر انجام شد. فاکتورها شامل چهار نوع آب آبیاری [فاضلاب خام (W_1)، پساب (W_2)، ترکیب ۵۰٪ فاضلاب خام و آب معمولی (W_3) و آب معمولی (W_4)] و چهار سطح کمپوست [صفر (C_1)، ۴۰ (C_2)، ۸۰ (C_3) و ۱۲۰ تن در هکتار (C_4)] بودند. در مجموع، در طول فصل کشت، تعداد ۱۱ دوره آبیاری اعمال شد، گیاه ریحان در سه مرحله برداشت شد و در پایان برداشت سوم گیاه نیز نمونه‌های خاک از اعماق ۱۰، ۲۰، ۴۰، ۶۵، ۸۵ و ۱۰۵ سانتی‌متری خاک درون لایسیمترها برداشت گردید. نتایج نشان داد که کاربرد فاضلاب و کمپوست، در مقایسه با شاهد، میانگین وزن‌های تر و خشک، میانگین غلظت عناصر سرب و نیکل موجود در شاخساره گیاه ریحان و هدایت الکتریکی خاک را به طور معنی‌داری ($p\leq$۰/۰۵)، متناسب با نوع آب آبیاری و سطح کمپوست، افزایش داد. اما با کاربرد فاضلاب و کمپوست، میزان پ-هاش زه‌آب به طور معنی‌داری ($p\leq$۰/۰۵) کم شد. با تداوم چین، بر میزان عناصر سرب و نیکل شاخساره ریحان افزوده و با افزایش عمق از میزان هدایت الکتریک خاک کم گردید. دامنه تغییرات عناصر سرب و نیکل شاخساره ریحان به ترتیب ۰/۳۶-۰/۰۹ و ۰/۴۴-۰/۱۲ میلی‌گرم در کیلوگرم وزن خشک، تغییرات هدایت الکتریکی خاک ۲/۵-۰/۷۲ دسی‌زیمنس بر متر و تغییرات پ-هاش زه‌آب ۷/۸-۷/۵ در نوسان بود.

کلمات کلیدی: گیاه‌پالایی، لایسیمتر، هدایت الکتریکی، عناصر سنگین

مقدمه

حجم زیاد فاضلاب و کمپوست تولید شده در شهرها، لزوم دفع مناسب آن‌ها در زمین‌های کشاورزی را به عنوان یکی از باصرفه‌ترین روش‌های دفع، افزایش داده است (۷ و ۷۲). مطالعات نشان داده که کاربرد این پسماندها (فاضلاب و کمپوست) در زمین‌های کشاورزی، به رغم جنبه‌های مفید از

۱. گروه مهندسی آب، دانشگاه بوعلی سینان همدان
۲. گروه علوم و مهندسی خاک، دانشگاه بوعلی سینا همدان
*مسئول مکاتبات، پست الکترونیکی: Smarofi@yahoo.com

www.SID.ir

Archive of SID

قبیل فراهم نمودن عناصر غذایی مورد نیاز گیاه (به‌ویژه نیتروژن، فسفر و پتاسیم) و بهبود ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک (۱۹، ۲۱، ۲۴، ۴۵، ۵۴، ۶۳ و ۶۹)، ممکن است برخی مخاطرات بهداشتی همچون عوامل بیماری‌زای باکتریایی و حضور برخی عناصر سنگین را به همراه داشته باشد (۳، ۱۴، ۳۸، ۵۰ و ۵۷).

آلودگی خاک به عناصر سنگین، موجبات ورود آنها به زنجیره غذایی از طریق جذب به وسیله گیاه و ایجاد سمیت را فراهم می‌آورد. این مسئله در مورد گیاهان دارویی که اکثراً به صورت مستقیم مورد استفاده انسان قرار می‌گیرند بسیار اهمیت دارد. در عین حال، آبشویی این عناصر ممکن است موجب آلودگی آب‌های زیرزمینی و بروز مشکلات زیست‌محیطی شود. بنابراین، یکی از مسائل عمده‌ای که در هنگام استفاده از فاضلاب و کمپوست در اراضی کشاورزی باید مورد توجه قرار گیرد، احتمال تجمع عناصر سنگین در خاک و گیاه است (۵).

امروزه، بهره‌گیری از فرایند گیاه‌پالایی برای تقلیل آلودگی‌های آب و خاک از فلزات سنگین، روشی مطمئن، کم هزینه و بدون آثار جانبی زیست‌محیطی می‌باشد (۹). به نظر می‌رسد که گیاهان دارویی، از جمله ریحان، مناسب برای گیاه‌پالایی باشند؛ چون این گونه‌های گیاهی اغلب برای تولید اسانس (مقاصد ثانویه) به کار می‌روند. این گیاهان همچنین توانایی خوبی برای تجمع عناصر سنگین را دارند و خیلی از گونه‌های گیاهان دارویی می‌توانند در خاک‌های آلوده، بدون هیچ‌گونه کاهش عملکردی، رشد کنند. محققین زیادی نشان داده‌اند که فلزات سنگین جذب شده توسط گیاه در اسانس ظاهر نخواهد شد (۶۰، ۶۱ و ۷۳).

از آنجایی که فاضلاب و کمپوست دارای مقادیر زیادی املاح هستند، کاربرد این پسماندها می‌تواند باعث افزایش شوری خاک شود (۳۹، ۴۸ و ۶۸). افزایش نمک‌های محلول، علی‌رغم کاهش میزان آب قابل استفاده گیاه، به دلیل افزایش پتانسیل اسمزی خاک، سبب بروز تأثیرات منفی بر رشد گیاه، تخریب ساختمان خاک و کاهش فعالیت‌های میکروبی در خاک می‌شود (۱۷، ۲۳ و ۵۳). مطالعات مختلفی در زمینه تأثیر کمپوست و فاضلاب بر میزان هدایت الکتریکی خاک انجام شده است. هی و همکاران (۳۷) با کاربرد کمپوست زباله شهری، گزارش نمودند که استفاده از کمپوست سبب افزایش هدایت الکتریکی خاک شده و از جوانه‌زنی بذر جلوگیری می‌کند. اپستین و همکاران (۳۲) افزایش قابلیت هدایت الکتریکی خاک از ۰/۴۱ به ۵/۵ دسی‌زیمنس بر متر، بر اثر مصرف ۲۴۰ تن کمپوست در هکتار را ناشی از غلظت زیاد کلسیم، منیزیم و کلر در این کود گزارش نمودند.

تحقیقات اجرا شده در مصر نشان داده که کاربرد فاضلاب در اراضی اطراف قاهره، نمک‌های محلول در لایه صفر تا ۲۰ سانتی‌متری خاک را افزایش داده است، به طوری که پس از ۶۰ سال، نمک محلول خاک به ۳۲۵ میلی‌گرم بر لیتر، که تقریباً سه برابر خاک‌های آبیاری نشده می‌باشد، رسیده است (۸). هر چند، نتایج پاپن و نادری (۲) در بررسی استفاده از فاضلاب تصفیه شده برای کشت آفتابگردان، نشان داد که پساب نه تنها باعث افزایش شوری خاک نشده، بلکه با شوری کم خود قادر است نمک‌های احتمالی موجود در لایه سطحی پروفیل خاک را به پایین منتقل نماید.

بسیاری از ویژگی‌های شیمیایی، حاصلخیزی و به دنبال آن رشد گیاه و فعالیت میکروارگانیسم‌ها و قابلیت جذب عناصر غذایی (نظیر منگنز، آهن، فسفر، روی و بر) به پ–هاش خاک وابسته است (۲۰)، به طوری که اسیدی شدن خاک باعث انحلال و تحرک عناصر غذایی و عناصر کم‌مصرف غیر محلول خاک به فرم قابل دسترس توسط گیاه می‌گردد (۱ و ۱۳).

در زمینه تأثیر پسماندهایی نظیر فاضلاب، لجن فاضلاب و کمپوست بر پ–هاش خاک نیز در سطح دنیا مطالعاتی صورت گرفته است. از جمله، مالدونادو و همکاران (۴۸) با مطالعه زمین‌های ایالت مکزیکوی آمریکا که دارای سابقه آبیاری با فاضلاب بودند، گزارش نمودند که استفاده از فاضلاب سبب کاهش پ–هاش خاک شده است. کاهش پ–هاش خاک در اثر کاربرد فاضلاب توسط دیگر محققین نیز گزارش شده است

www.SID.ir

Archive of SID

(۲۸ و ۴۳). این محققین، دلایل احتمالی کاهش پ-هاش را تجزیه مواد آلی موجود در لجن، تولید اسید کربنیک و اسیدهای آلی مثل اسید سیتریک، اسید مالیک و پروپیونیک، نیتریفیکاسیون، سولفوریکاسیون، اکسیداسیون مواد آلی، تولید مواد اسیدی و البته پ-هاش اولیه فاضلاب گزارش نمودند. هر چند، افزایش پ-هاش در اثر کاربرد کمپوست شهری در برخی منابع نیز دیده می‌شود. مخابلا و وارمن (۵۲) افزایش پ-هاش خاک بر اثر استفاده از کمپوست پسماند شهری را به عنوان عامل بسیار مهم مورد توجه قرار دادند. این محققین، علت افزایش معنی‌دار پ-هاش خاک را پس از کاربرد کمپوست زباله شهری، معدنی شدن کربن و تولید OH^- در مکان‌های تبادلی و مقادیر زیاد کاتیون‌های بازی ذکر کردند. به طور کلی، به نظر می‌رسد که تغییر یا عدم تغییر پ-هاش خاک بستگی به خصوصیات مواد اولیه پسماندهای آلی دارد (۱۵).

برای آگاهی از کارایی خاک در تصفیه آلاینده‌ها، نیاز به روشی است تا بتوان از طریق آن اطلاعاتی را در مورد مکانیسم‌های موضعی انتقال و تجمع املاح و آلاینده‌ها به دست آورد. امروزه، استفاده از مطالعات ستونی توجه ویژه‌ای را به خود معطوف داشته است که از آن جمله می‌توان به بررسی اثر استفاده از فاضلاب خانگی بر میزان فلزات سنگین در سیب‌زمینی توسط معروفی و همکاران (۵۰)، بررسی تغییرات کیفیت شیمیایی فاضلاب خام و پساب شهری در اثر عبور از ستون‌های خاک توسط حسین‌پور و همکاران (۷) و آبشویی عناصر پرمصرف و فلزات از خاک‌های دست نخورده آمیخته شده با لجن فاضلاب توسط مک‌لارن و همکاران (۵۱) اشاره کرد.

لذا در این راستا، پژوهش حاضر با هدف بررسی تأثیر سطوح مختلف کمپوست زباله شهری و ترکیب‌های مختلف از فاضلاب شهری بر عملکرد، میزان عناصر سنگین در گیاه ریحان، و همچنین تغییرات هدایت الکتریکی و پ-هاش در اعماق مختلف ستون خاک زه‌آب حاصل از آن در شرایط لایسیمتری اجرا گردید.

مواد و روش‌ها

موقعیت و مشخصات آب و هوایی محل آزمایش

این تحقیق طی سال‌های ۱۳۹۰ و ۱۳۹۱ در گلخانه دانشکده کشاورزی دانشگاه بوعلی سینا همدان (۴۸ درجه و ۳۱ دقیقه طول شرقی و ۳۴ درجه و ۴۸ دقیقه عرض شمالی)، در شرایط لایسیمتری انجام گرفت. اقلیم همدان بر مبنای اقلیم‌نمای کوپن، آمبرژه و دومارتن در کلاس سرد نیمه‌خشک قرار دارد. میانگین درازمدت ۳۰ ساله بارندگی منطقه ۳۰۰ میلی‌متر، میزان تبخیر سالانه ۱۵۰۵ میلی‌متر و میانگین دمای منطقه ۱۰/۸۸ درجه سلسیوس است (۱۲). در طول دوره آزمایش، دامنه تغییرات دما و رطوبت نسبی درون گلخانه به ترتیب ۱۸ تا ۳۰ درجه سلسیوس و ۶۰ تا ۸۰ درصد بود. اما با توجه به پوشش شیشه‌ای، در درون گلخانه، بارندگی وجود نداشت.

طرح آماری

این پژوهش به صورت آزمایش فاکتوریل بر پایه طرح کاملاً تصادفی با دو فاکتور و سه تکرار انجام گرفت. فاکتورها شامل چهار نوع آب آبیاری [فاضلاب خام (W_1)، پساب (W_2)، ترکیب ۵۰٪ فاضلاب خام و آب معمولی (W_3) و آب معمولی (W_4)] و چهار سطح کود کمپوست [صفر (C_1)، ۴۰ (C_2)، ۸۰ (C_3) و ۱۲۰ تن در هکتار (C_4)] بودند.

برای پارامترهای اندازه‌گیری شده در نمونه‌های گیاه و زه‌آب، به ترتیب عامل زمان برداشت گیاه و زمان آبیاری و همچنین برای نمونه‌های خاک، عامل عمق در نظر گرفته شد. از آنجا که برای تجزیه و تحلیل داده‌ها، تیمار اختصاص یافته به هر یک از واحدهای آزمایشی در زمان‌ها و عمق‌های مختلف ثابت بود، لذا اثر دو فاکتور تیمار و زمان یا تیمار و عمق، همانند آزمایش‌های فاکتوریل معمولی تجزیه و تحلیل نشدند. زیرا اصولاً در زمان‌ها یا عمق‌های مختلف، تیمارها دوباره بین واحدهای آزمایشی قرعه‌کشی نشدند. به عبارت دیگر، مشاهدهٔ هر واحد آزمایشی در زمان‌ها یا عمق‌های مختلف مربوط به یک تیمار بوده که تنها زمان یا عمق اندازه‌گیری آن‌ها متفاوت است

www.SID.ir

Archive of SID

(۱۱).

عامل‌های زمان برداشت عبارت بودند از: چین اول (H_1)، چین دوم (H_2) و چین سوم (H_3) گیاه ریحان. عامل‌های زمان آبیاری عبارت بودند از: آبیاری‌های مربوط به بازه زمانی قبل از چین اول گیاه (آبیاری‌های اول، دوم، سوم و چهارم) (T_1)، آبیاری‌های مربوط به بازه زمانی بین چین‌های اول و دوم گیاه (آبیاری‌های پنجم، ششم، هفتم و هشتم) (T_2) و آبیاری‌های مربوط به بازه زمانی بین چین‌های دوم و سوم گیاه (آبیاری‌های نهم، دهم و یازدهم) (T_3). عامل‌های عمق، شامل شش عمق: ۱۰ (D_1)، ۲۰ (D_2)، ۴۰ (D_3)، ۶۵ (D_4)، ۸۵ (D_5) و ۱۰۵ سانتی‌متر (D_6) از سطح خاک بودند. در مجموع، با توجه به پارامترهای اندازه‌گیری شده، ۱۶ تیمار تحت عناوین W_1C_1–W_4C_4 انتخاب و نام‌گذاری شدند. امروزه، در سطح بین‌المللی، معمولاً مقادیر ۵۰ و ۱۰۰ تن در هکتار کود کمپوست به کار برده می‌شود (۱ و ۷۰). اما در این مطالعه، هدف از کاربرد میزان ۱۲۰ تن در هکتار کود کمپوست، در نظر گرفتن بحرانی‌ترین شرایط مصرف کود کمپوست (مصرفی بیشتر از متوسط) از نظر تأثیر بر میزان عناصر سنگین در اعماق مختلف خاک بود.

آماده‌سازی بستر برای کشت گیاه ریحان

به منظور بررسی اثر فاضلاب و کمپوست بر عملکرد و تجمع عناصر نیکل و سرب در شاخساره گیاه ریحان و همچنین آگاهی از میزان انتقال برخی از املاح در نیم‌رخ خاک، از ۴۸ عدد لایسیمتر حجمی فلزی با ابعاد ۱۲۶ ×۳۰ ×۳۰ سانتی‌متر استفاده گردید. پس از طراحی، ساخت و قرار دادن لایسیمترها در داخل گلخانه، جهت نیل به شرایط واقعی خاک (از نظر تراکم)، پر نمودن آنها طی چند مرحله و به تدریج طی یک دوره زمانی پنج ماهه، با انجام آبیاری‌های متناوب با آب معمولی، و بدون کشت، صورت گرفت. به منظور ایجاد شرایط یکنواخت در خاک مورد نظر و جداسازی ذرات درشت دانه، از الک با قطر روزنه‌های یک سانتی‌متر استفاده شد (۳). الگوی پروفیل خاک درون لایسیمترها از نظر بافت، بر اساس شرایط مزرعه در نظر گرفته شد. بر این اساس، لایسیمترها با سه لایه خاک تا ارتفاع ۱۱۰ سانتی‌متر پر شدند. لایه‌های خاک درون لایسیمترها عبارت بودند از: لایه فوقانی (صفر تا ۳۰ سانتی‌متر) از جنس رسی، لایه میانی (۳۰ تا ۷۰ سانتی‌متر) از جنس لوم رسی و لایه زیرین (۷۰ تا ۱۱۰ سانتی‌متر) از جنس لوم رسی شنی. جهت تأمین فضای لازم برای آب آبیاری، عمقی معادل ۱۶ سانتی‌متر در بالای خاک فوقانی در نظر گرفته شد. بعد از آماده‌سازی بستر کشت، سطوح مختلف کود کمپوست با توجه به طرح آماری در نظر گرفته شده، صرفاً با خاک لایه فوقانی (صفر تا ۳۰ سانتی‌متر) مخلوط گردیدند.

پس از آماده‌سازی بستر کشت، در تاریخ شانزدهم آبان ۱۳۹۰، بذر ریحان (*Ocimum Basilicum*)، رقم سفید، در دو ردیف و در عمق یک سانتی‌متر در درون لایسیمترها کشت و بعد از تنک کردن در سه نوبت، ۶ بوته روی هر ردیف و در مجموع ۱۲ بوته در هر لایسیمتر باقی ماند. ردیف‌های کشت به‌گونه‌ای در نظر گرفته شدند که فاصله ردیف‌ها از هم ۱۵ سانتی‌متر و فاصله هر ردیف‌ها از لبه کناری لایسیمتر ۷/۵ سانتی‌متر باشد.

با توجه به نبود تصفیه‌خانه فعال در همدان، از فاضلاب خام و فاضلاب تصفیه شده تصفیه‌خانه فاضلاب کرمانشاه استفاده گردید. کود کمپوست زباله شهری، از کارخانه بازیافت مواد آلی کرمانشاه تهیه گردید. بر اساس شرایط خاک (از نظر جنس و درصد تخلخل)، میزان رشد گیاه و همچنین ابعاد لایسیمترها، قبل از کشت، چندین بار روی لایسیمترهای مختلف، حجم‌های مختلفی از آب به کار برده شد. حجم آب در نظر گرفته شده به گونه‌ای بود که هم نیاز آبی گیاه را تأمین نماید و هم آبشویی مورد نظر در انتهای لایسیمتر صورت گیرد. لذا، براساس مقادیر واسنجی شده، مقدار ۸ لیتر، شرایط مناسبی را در ابتدای فصل کشت در بر داشت. پس از رشد قابل توجه گیاهان، نیاز آبی به ۱۲ لیتر ارتقاء یافت. ضمناً دوره‌های آبیاری به گونه‌ای انتخاب گردید که گیاه دارای تنش کم‌آبی نباشد. در ابتدا، فواصل آبیاری در دوره‌های ۱۴ روزه صورت پذیرفت، اما با رشد گیاه و گرم

www.SID.ir

Archive of SID

شدن هوا، دوره آبیاری به ۷ روز کاهش یافت. در مجموع، تعداد یازده آبیاری انجام گرفت. گیاه ریحان با فواصل تقریبی ۵۰ روزه در سه نوبت (در مرحله گل‌دهی کامل) برداشت گردید. در هر نوبت، برداشت محصول از محل گره دوم صورت گرفت.

اندازه‌گیری عناصر

آب آبیاری و زه‌آب خروجی

در هر دوره آبیاری، میزان پ-هاش، هدایت الکتریکی در فاضلاب خام، فاضلاب تصفیه شده و آب معمولی ورودی به لایسیمترها و همچنین زه‌آب خروجی از لایسیمترها، پس از صاف کردن با کاغذ صافی واتمن ۴۲، اندازه‌گیری گردید. به دلیل وجود ذرات معلق آلی در فاضلاب‌های خام و تصفیه شده ورودی به لایسیمترها، برای تعیین غلظت عناصر سرب و نیکل، ابتدا نمونه‌ها با تیزاب سلطانی (نسبت ۳ اسید کلریدریک غلیظ به ۱ اسید نیتریک غلیظ) هضم و سپس قرائت با دستگاه اسپکتروفتومتر جذب اتمی (AAS Varian Model 220) به روش شعله انجام پذیرفت (۵۱). اندازه‌گیری کلیه ویژگی‌های در آب آبیاری و زه‌آب مطابق با روش‌های استاندارد (۲۳) انجام گرفت. میزان ویژگی‌های شیمیایی موجود در فاضلاب خام، پساب و آب معمولی ورودی به لایسیمترها در جدول ۱ ارائه گردیده است.

کمپوست

جهت اندازه‌گیری ویژگی‌های شیمیایی کمپوست زباله شهری، ابتدا میزان پ-هاش و قابلیت هدایت الکتریکی کمپوست، در نسبت ۱ به ۵ کمپوست به آب، اندازه‌گیری شد (۳۴). غلظت کل عناصر نیکل و سرب موجود در کمپوست زباله شهری به وسیله روش هضم در تیزاب سلطانی (نسبت ۳ اسید کلریدریک غلیظ به ۱ اسید نیتریک غلیظ) انجام شد (۴۸). خصوصیات شیمیایی کمپوست زباله شهری در جدول ۱ ارائه گردیده است.

گیاه

پس از هر چین، بلافاصله وزن‌تر گیاه اندازه‌گیری و وزن خشک گیاه نیز پس از هواخشک شدن در سایه (تقریباً ۶۰ روز)، با ترازوی دیجیتالی اندازه‌گیری گردید. جهت بررسی غلظت فلزات سرب و نیکل در شاخساره گیاه ریحان، از روش هضم تر استفاده شد (۱۹).

خاک

در ابتدای آزمایش (قبل از ریختن خاک به درون لایسیمترها)، خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک درون لایسیمترها اندازه‌گیری شد (جداول ۱ و ۲). در خاتمه آزمایش (پس از چین سوم)، جهت تعیین اثر تیمارهای مختلف بر برخی خصوصیات شیمیایی خاک در اعماق مختلف، از خاک لایسیمترها در اعماق ۱۰، ۲۰، ۴۰، ۶۵، ۸۵ و ۱۰۵ سانتی‌متر، با توجه به محل‌هایی که از قبل تعبیه شده بود، نمونه‌هایی تهیه گردید. نمونه‌های خاک پس از خشک شدن و عبور از الک ۲ میلی‌متری، جهت تعیین پ-هاش و قابلیت هدایت الکتریکی مورد تجزیه قرار گرفتند. مقادیر پ-هاش و هدایت الکتریکی در نسبت ۱ به ۵ خاک به آب (۵۹)، بافت خاک به روش هیدرومتری (۴۲)، هدایت هیدرولیکی با استفاده از روش بار ثابت (۴۲)، چگالی ظاهری با استفاده از روش سیلندر (۴۲)، چگالی حقیقی با استفاده از پیکنومتر (۴۲) و تخلخل کل با استفاده از مقادیر چگالی حقیقی و چگالی ظاهری خاک به دست آمد.

در این تحقیق، پ-هاش توسط دستگاه پ-هاش متر الکترونیکی (Metrohm model 744)، هدایت الکتریکی توسط دستگاه هدایت‌سنج الکترونیکی (Metrohm model 712) و عناصر سرب و نیکل با استفاده از دستگاه اسپکتروفتومتر جذب اتمی (AAS Varian Model 220) به روش شعله اندازه‌گیری شدند.

داده‌های مربوط به صفات مورد بررسی در گیاه، زه‌آب و خاک به صورت آزمایش فاکتوریل در چارچوب اندازه‌های

www.SID.ir

Archive of SID

تکرار شده، با استفاده از نرم افـزار SAS 9.1، تجزیـه و تحلیـل

جدول ۱. برخی ویژگی‌های شیمیایی خاک، کمپوست زباله شهری و آب آبیاری

پارامتر	واحد	عمق‌های لایه خاک (سانتی‌متر)			کمپوست زباله شهری	آب آبیاری×		
		۰–۳۰	۳۰–۷۰	۷۰–۱۱۰		فاضلاب		آب معمولی
						خام	پساب	
پ–هاش	–	۷/۴۳	۷/۴۲	۷/۴۳	۷/۴۶	۷/۵۷	۷/۵۵	۷/۷۷
هدایت الکتریکی	dS/m	۰/۷۲	۰/۵۳	۰/۵۱	۴/۲	۱/۶۵	۰/۶۱	۰/۷۴
نیکل	mg/kg	۱/۵	۱/۲۱	۰/۹۸	۶۹/۷	۰/۰۷	۰/۰۴	۰
سرب	mg/kg	۱۰/۳	۶/۳۸	۴/۳۵	۹۷	۰/۰۷	۰/۰۳	۰/۰۱

* واحد اندازه‌گیری نیکل و سرب در آب آبیاری، mg/L می‌باشد.

جدول ۲. برخی ویژگی‌های فیزیکی خاک مورد استفاده

عمق (سانتی‌متر)	بافت خاک	شن	سیلت	رس	تخلخل	هدایت هیدرولیکی
		(٪)	(٪)	(٪)	(٪)	(میلی‌متر در ساعت)
۰ – ۳۰	رسی	۲۲	۲۱	۵۷	۴۴/۱۷	۲۶/۱
۳۰ – ۷۰	لوم رسی شنی	۵۲/۵۶	۲۱/۹۹	۲۵/۵۲	–	–
۷۰ – ۱۱۰	لوم شنی	۶۰/۷۷	۲۰/۲۶	۱۸/۹۷	–	–

شدند. مقایسه میانگین‌ها به وسیله آزمون چنددامنه‌ای دانکـن در سطح ۵٪ صورت گرفت. بـرای ترسـیم نمودارهـا از نـرم‌افـزار Excell 2007 استفاده گردید.

نتایج و بحث

با توجه به جدول ۱، می‌توان مشاهده نمود که هدایت الکتریکی در فاضلاب خام ورودی به تصفیه‌خانه بیشتر از پسـاب تصـفیه شده می‌باشد. مطابق استاندارد سازمان فائو، بیشینه مجاز هدایت الکتریکی آب آبیاری با محدودیتی کم تا متوسط بـرای آبیـاری، برابـر ۳ دسـی‌زیمـنس بـر متـر اسـت و مقـادیر کمتـر از ۰/۷ دسی‌زیمنس بر متر، بدون محـدودیت اعـلام شـده اسـت (۶ و ۳۵). هدایت الکتریکی در فاضـلاب تصـفیه شـده کمتـر از ۰/۷ دسی‌زیمنس بـر متـر بـود و لـذا هیچگونـه محـدودیتی جهـت استفاده در آبیاری ندارد. اما هـدایت الکتریکـی فاضـلاب خـام تقریباً دو برابر میـزان مجـاز مـی‌باشـد. هـدایت الکتریکـی آب معمولی ۰/۷ دسی‌زیمنس بر متر بود. مقدار مجاز پ–هـاش بـر اساس استاندارد FAO بین ۶/۵ تا ۸/۴ اسـت، بنـابراین متوسـط پ–هاش تمام آب‌های مصرفی در محدوده مجاز بود.

گیاه

تجزیه آماری حاصل از وزن‌تر و خشک گیـاه و همچنـین میـزان عناصـر سـرب و نیکـل موجـود در شاخسـاره گیـاه ریحـان در جدول۳ ارائه گردیده است. با توجه به نتـایج ایـن جـدول، نـوع آب آبیاری، سطح کمپوست مصرفی، زمـان برداشـت و همچنـین اثر متقابل نوع آب آبیاری و زمان برداشت، بر وزن‌تـر و همچنـین میزان عناصر سرب و نیکل شاخسـاره اثـر معنـی‌داری ($p\leq$۰/۰۱) داشتند. اثر متقابل نوع آب آبیاری و سطح کمپوست مصـرفی نیـز بر تمامی پارامترها (بجز وزن خشـک) معنـی‌دار ($p \leq$۰/۰۵) بـود. اما اثر متقابل کمپوست و زمان برداشـت و همچنـین اثـر متقابـل نوع آب آبیاری، سـطح کمپوسـت مصـرفی و زمـان برداشـت بـر

www.SID.ir

Archive of SID

تمامی پارامترهای اندازه‌گیری شده معنی‌دار نبود. باید در نظر داشت که مقایسه میانگین سطوح یک فاکتور

جدول ۳. نتایج تجزیه آماری حاصل از پارامترهای اندازه‌گیری شده در گیاه ریحان

منبع تغییرات	درجه آزادی	میانگین مربعات			
		وزن‌تر	وزن خشک	سرب	نیکل
W	۳	۵۱۶۷/۲۱**	۱۲۰۰/۳۲**	۰/۱۷**	۰/۱۷**
C	۳	۷۷۵۶/۲۸**	۱۷۱/۶۳**	۰/۰۸**	۰/۱۴**
W×C	۹	۲۲۰۶/۰۲*	۲۸/۸۷^{ns}	۰/۰۰*	۰/۰۰*
H	۲	۷۸۰۰/۳۶**	۶۶۶۴/۹**	۰/۰۰**	۰/۱۰**
W×H	۶	۵۱۹۸/۵۷**	۲۲۷/۴۳^{ns}	۰/۰۰**	۰/۰۱**
C×H	۶	۸۴۹/۰۳^{ns}	۵۸/۰۵^{ns}	۰/۰۰^{ns}	۰/۰۰^{ns}
W×C×H	۱۸	۷۷۹/۵۷^{ns}	۱۵/۱۶^{ns}	۰/۰۰^{ns}	۰/۰۰^{ns}
خطا	۶۴	۱۰۴۸/۲۶	۱۷۹۵/۷۷	۰/۰۰	۰/۰۰

W: نوع آب آبیاری، C: سطح کمپوست، H: زمان برداشت گیاه. **، * و ns به‌ترتیب معنی‌دار در سطوح احتمال ۱٪ و ۵٪ و بدون اختلاف معنی‌دار.

جدول ۴. نتایج تجزیه آماری حاصل از اندازه‌گیری قابلیت هدایت الکتریکی و پ-هاش در خاک و زه‌آب

منبع تغییرات	درجه آزادی	زه‌آب		منبع تغییرات	درجه آزادی	خاک	
		پ-هاش	هدایت الکتریکی			پ-هاش	هدایت الکتریکی
		میانگین مربعات				میانگین مربعات	
W	۳	۰/۰۳**	۴/۴^{ns}	W	۳	۰/۰۷۸^{ns}	۵۱۸۷/۴**
C	۳	۰/۰۳**	۱۵۷/۷**	C	۳	۰/۰۳^{ns}	۵۴۶/۹**
W×C	۹	۰/۰۰^{ns}	۱۰/۱^{ns}	W×C	۹	۰/۰۰^{ns}	۵/۸^{ns}
T	۲	۰/۴۷**	۴۵۷۱/۳**	D	۲	۰/۱۴^{ns}	۷۵۶۰/۴**
W×T	۶	۰/۰۰^{ns}	۲۵/۶^{ns}	W×D	۶	۰/۰۰^{ns}	۳۸/۰^{ns}
C×T	۶	۰/۰۰^{ns}	۱۲/۵^{ns}	C×D	۶	۰/۰۰^{ns}	۲۲۵/۶^{ns}
W×C×T	۱۸	۰/۰۰^{ns}	۲۲۶/۶^{ns}	W×C×D	۱۸	۰/۰۰^{ns}	۳/۸^{ns}
خطا		۰/۰۰	۲۲/۹۰			۰/۱۱	۴۸/۲۴

W: نوع آب آبیاری، C: سطح کمپوست، T: زمان آبیاری، D: عمق برداشت خاک، **: معنی‌دار در سطح ۱٪ و ns: غیر معنی‌دار. درجه آزادی خطا برای پارامترهای زه‌آب ۶۴ و برای پارامترهای خاک ۱۵۸ است.

تنها در مواردی امکان‌پذیر است که بر اثر متقابل آن فاکتور با فاکتورهای دیگر معنی‌دار نباشد. زیرا در صورت معنی‌دار بودن اثر متقابل دو فاکتور، نتیجه به‌دست آمده از مقایسه میانگین سطوح هر یک از آنها قابل اعتماد نخواهد بود (۱۱).

وزن‌تر گیاه

با توجه به معنی‌دار شدن اثر متقابل نوع آب آبیاری و سطح کمپوست و همچنین اثر متقابل نوع آب آبیاری و زمان برداشت

www.SID.ir

Archive of SID

بر وزن‌تر گیاه (جدول ۴)، از لحاظ آماری، صرفاً مقایسه میانگین بین این اثر متقابل از نظر وزن‌تر گیاه ریحان انجام گرفت.

شکل ۱. اثر متقابل فاضلاب و کمپوست بر وزن تر گیاه

W_1: فاضلاب خام، W_2: پساب، W_3: ترکیب ۵۰٪ فاضلاب خام و آب معمولی و W_4: آب معمولی؛ C_1: صفر، C_2: ۴۰، C_3: ۸۰ و C4: ۱۲۰ تن کود کمپوست در هکتار. میانگین‌هایی که دارای حروف مشترک هستند، در سطح احتمال ۵٪ آزمون دانکن فاقد اختلاف آماری معنی‌دار می‌باشند.

اثر متقابل نوع آب آبیاری و سطح کمپوست مصرفی بر وزن‌تر گیاه در شکل ۱ ارائه گردیده است. با توجه به این شکل، ملاحظه می‌گردد که میانگین وزن‌تر گیاه ریحان در تمامی تیمارها (بجز تیمار W_4C_2)، نسبت به تیمار شاهد (W_4C_1) به طور معنی‌داری ($p \leq ۰/۰۵$)، افزایش یافته است. بیشترین و کمترین میانگین وزن‌تر گیاه (به‌ترتیب ۲۹۷ و ۱۵۹ گرم در لایسیمتر) به‌ترتیب مربوط به تیمارهای W_4C_1 و W_1C_4 است.

اثر متقابل نوع آب آبیاری و زمان برداشت بر وزن‌تر گیاه ریحان در شکل ۲ ارائه گردیده است. نتایج این شکل بیانگر افزایش وزن‌تر گیاه ریحان با کاربرد فاضلاب (W_1، W_2 و W_3) و گذشت زمان است. بیشترین و کمترین میانگین وزن‌تر (۲۹۴ و ۱۷۲ گرم در لایسیمتر) به‌ترتیب در W_1H_3 و W_4H_1 مشاهده شد که براساس آزمون دانکن، اختلاف این دو تیمار معنی‌دار ($p \leq ۰/۰۵$) است (شکل ۲).

وزن خشک گیاه

با توجه به معنی‌دار نشدن اثر متقابل فاکتورها بر وزن خشک گیاه (جدول ۴)، صرفاً مقایسه میانگین بین اثر ساده نوع آب آبیاری، سطح کمپوست مصرفی و زمان برداشت انجام گرفت. اثر ساده نوع آب آبیاری بر وزن خشک ریحان در شکل ۳ ارائه گردیده است. با توجه به نتایج این شکل، ملاحظه می‌گردد که کاربرد W_1، W_2 و W_3 نسبت به آب معمولی (W_4)، میانگین وزن خشک گیاه ریحان را به طور معنی‌داری ($p \leq ۰/۰۵$) افزایش داده است، به طوری که بیشترین و کمترین میانگین وزن خشک گیاه (۳۵ و ۲۰ گرم در لایسیمتر) به ترتیب در W_1 و W_4 مشاهده شد.

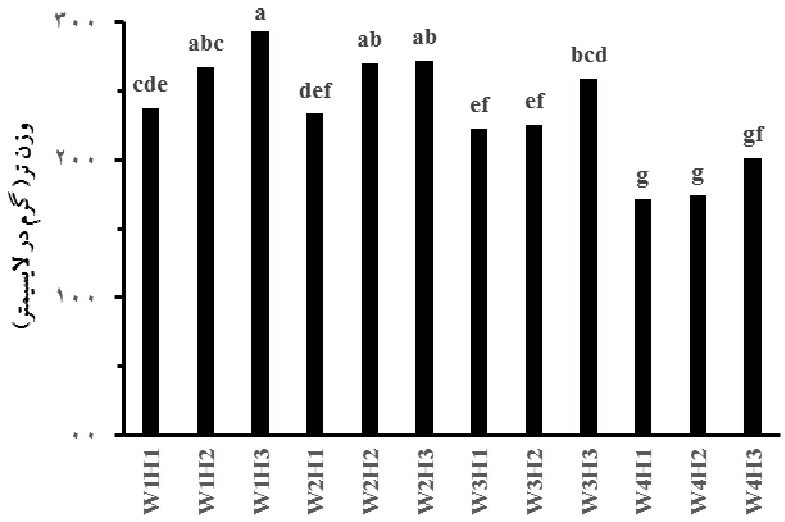
اثر ساده سطح کمپوست بر وزن خشک گیاه ریحان در شکل ۴ ارائه گردیده است. نتایج این شکل بیانگر افزایش معنی‌دار ($p \leq ۰/۰۵$) وزن خشک گیاه ریحان با کاربرد کمپوست نسبت به شاهد (C_1) است. بیشترین و کمترین میانگین وزن خشک گیاه (۳۳ و ۱۹ گرم در لایسیمتر) به ترتیب در C_4 و C_1 مشاهده گردید که از نظر وزن خشک گیاه، اختلاف تمامی

www.SID.ir

Archive of SID

سطوح کمپوست مصرفی معنی‌دار ($p \leq ۰/۰۵$) است.

اثر ساده زمان برداشت بر وزن خشک گیاه ریحان در شکل۵



شکل ۲. اثر متقابل نوع آب آبیاری و زمان برداشت بر وزن تر گیاه

W_1: فاضلاب خام، W_2: پساب، W_3: ترکیب ۵۰٪ فاضلاب خام و آب معمولی و W_4: آب معمولی؛ H_1: چین اول، H_2: چین دوم و H_3: چین سوم. میانگین‌هایی که دارای حروف مشترک هستند، در سطح احتمال ۵٪ آزمون دانکن فاقد اختلاف آماری معنی‌دار می‌باشند.

شکل ۳. اثر ساده نوع آب آبیاری بر وزن خشک گیاه

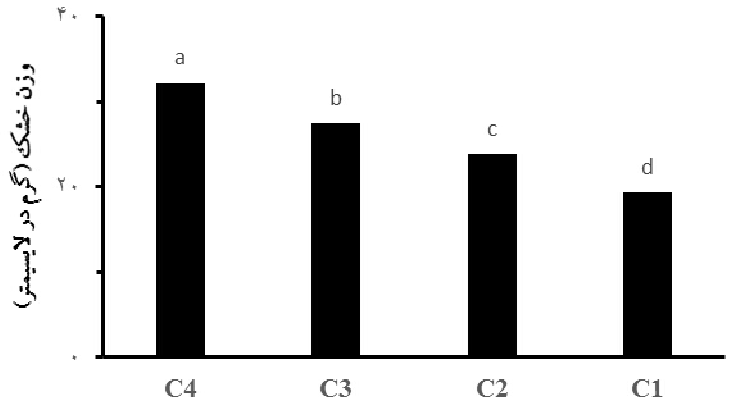
W_1: فاضلاب خام، W_2: پساب، W_3: ترکیب ۵۰٪ فاضلاب خام و آب معمولی و W_4: آب معمولی؛ میانگین‌هایی که دارای حروف مشترک هستند، در سطح احتمال ۵٪ آزمون دانکن فاقد اختلاف آماری معنی‌دار می‌باشند.

ارائه گردیده است. با توجه به نتایج این شکل، با تداوم چین، وزن خشک گیاه به طور معنی‌داری افزایش یافته است. بیشترین و کمترین میانگین وزن خشک گیاه (۳۸/۸ و ۱۶/۲۶ گرم در لایسیمتر) به ترتیب مربوط به برداشت‌های سوم و اول است. مقایسه میانگین وزن خشک در زمان‌های مختلف برداشت نشان داد که اختلاف آماری معنی‌داری ($p \leq ۰/۰۵$) بین هر سه زمان برداشت وجود دارد.

کاربرد فاضلاب و کمپوست با ایجاد تغییرات مثبت بر خواص فیزیکی و شیمیایی خاک، و تأمین به موقع عناصر مورد نیاز گیاه در طی فصل رشد، می‌تواند شرایط بهینه‌ای را برای

www.SID.ir

Archive of SID



شکل ۴. اثر ساده سطوح کمپوست بر وزن خشک گیاه

C_1: صفر، C_2: ۴۰، C_3: ۸۰ و C4: ۱۲۰ تن کود کمپوست در هکتار. میانگین‌هایی که دارای حروف مشترک هستند، در سطح احتمال ۵٪ آزمون دانکن فاقد اختلاف آماری معنی‌دار می‌باشند.

شکل ۵. اثر ساده زمان برداشت بر وزن خشک گیاه

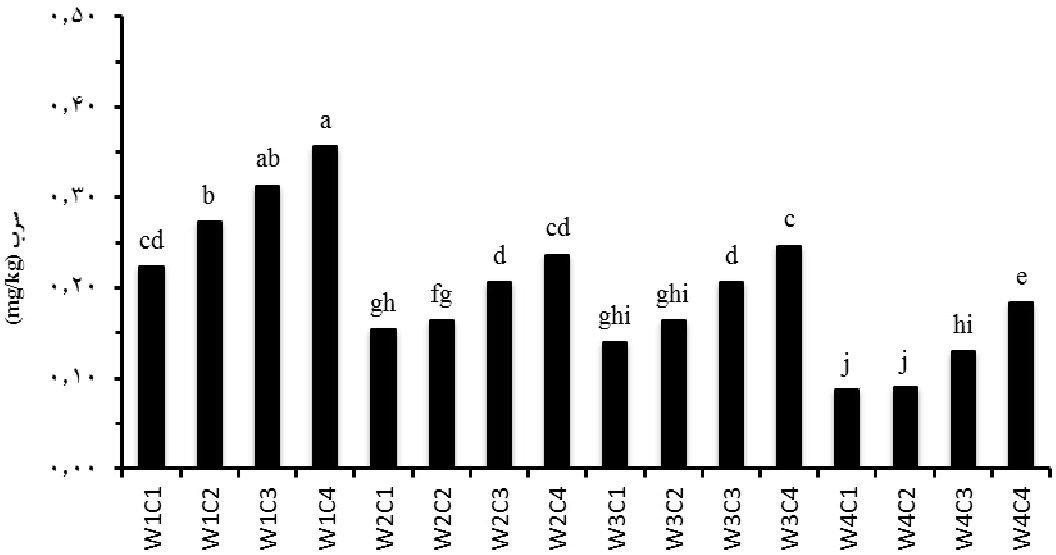
H_1: چین اول، H_2: چین دوم و H_3: چین سوم. میانگین‌هایی که دارای حروف مشترک هستند، در سطح احتمال ۵٪ آزمون دانکن فاقد اختلاف آماری معنی‌دار می‌باشند.

افزایش وزن گیاه فراهم آورد (۲۲ و ۴۶). کیزل اغلو و همکاران (۴۵) گزارش نمودند که عملکرد گل‌کلم با کاربرد فاضلاب (تصفیه نشده و تصفیه شده)، به سبب فراهمی عناصر کودی مورد نیاز گیاه، در مقایسه با آب معمولی، به طور معنی‌داری بیشتر بوده است. برخی از محققین گزارش نموده‌اند که عملکرد گیاهان آبیاری شده با فاضلاب، حتی معادل عملکرد همین گیاهان با استفاده از کودهای نیتروژنه، فسفره و پتاسه است (۳۱). واتچو و همکاران (۶۷) با کاربرد صفر، ۲۰، ۴۰ و ۶۰ درصد حجمی کمپوست زباله شهری برای گیاه ریحان، بیشترین عملکرد را در تیمار ۲۰٪ مشاهده کردند. اما این محققین گزارش نمودند که با اضافه کردن کود کمپوست فراتر از ۲۰٪ حجمی، ارتفاع و عملکرد کاهش یافت.

تهامی زرندی و همکاران (۴) با اعمال تیمارهای کودی، از جمله کمپوست، برای گیاه ریحان، نشان دادند که کودهای آلی نسبت به شاهد و شیمیایی در بسیاری از صفات اندازه‌گیری شده برتری داشتند. براساس گزارش این محققین، در بین چین‌ها، بیشترین عملکرد برگ و عملکرد تر و خشک اندام‌های هوایی در چین سوم مشاهده شد که با دو چین دیگر اختلاف

www.SID.ir

Archive of SID



شکل ۶. اثر متقابل نوع آب آبیاری و کمپوست بر غلظت سرب شاخساره گیاه ریحان

W_1: فاضلاب خام، W_2: پساب، W_3: ترکیب ۵۰٪ فاضلاب خام و آب معمولی و W_4: آب معمولی؛ C_1: صفر، C_2: ۴۰، C_3: ۸۰ و C4: ۱۲۰ تن کود کمپوست در هکتار. میانگین‌هایی که دارای حروف مشترک هستند، در سطح احتمال ۵٪ آزمون دانکن فاقد اختلاف آماری معنی‌دار می‌باشند.

شکل ۷. اثر متقابل فاضلاب و زمان برداشت بر غلظت سرب موجود در شاخساره گیاه ریحان

W_1: فاضلاب خام، W_2: پساب، W_3: ترکیب ۵۰٪ فاضلاب خام و آب معمولی و W_4: آب معمولی؛ H_1: چین اول، H_2: چین دوم و H_3: چین سوم. میانگین‌هایی که دارای حروف مشترک هستند، در سطح احتمال ۵٪ آزمون دانکن فاقد اختلاف آماری معنی‌دار می‌باشند.

معنی‌داری داشت. این نتایج با نتایج تحقیق حاضر همخوانی دارد. کمتر بودن وزن‌های تر و خشک گیاه در چین اول و افزایش آن طی چین‌های بعدی می‌تواند به سبب آزادسازی تدریجی عناصر غذایی توسط کودهای آلی و تأثیر تدریجی آنها

www.SID.ir

Archive of SID

در افزایش رشد گیاه باشد. از عوامل دیگر در افزایش وزن‌های تر و خشک گیاه، می‌توان به مساعد شدن شرایط محیطی برای رشد گیاه به تدریج در طی چین‌های دوم و سوم به علت گرم شدن هوا اشاره نمود.

غلظت سرب در شاخساره گیاه

با توجه به معنی‌دار شدن اثر متقابل نوع آب آبیاری و سطح کمپوست و همچنین نوع آب آبیاری و زمان برداشت بر میزان سرب و نیکل شاخساره (جدول ۴)، صرفاً مقایسه میانگین بین اثر متقابل نوع آب آبیاری و سطح کمپوست و همچنین اثر متقابل نوع آب آبیاری و زمان برداشت بر میزان این دو عنصر در شاخساره انجام گرفت.

اثر متقابل نوع آب آبیاری و سطح کمپوست مصرفی بر میزان سرب موجود در شاخساره در شکل ۶ ارائه گردیده است. غلظت سرب موجود در شاخساره گیاه ریحان در تمامی تیمارها (بجز تیمار W_4C_2)، نسبت به تیمار شاهد (W_4C_1) به طور معنی‌داری ($p \leq ۰/۰۵$)، افزایش یافته، به طوری که بیشترین و کمترین میزان سرب موجود در گیاه (۰/۳۶ و ۰/۰۹ میلی‌گرم در کیلوگرم وزن خشک) به‌ترتیب مربوط به تیمارهای W_1C_4 و W_4C_1 بود. در تمام تیمارها، میزان سرب در شاخساره گیاه ریحان بسیار کمتر از حدود مجاز ارائه شده (۵ میلی‌گرم در کیلوگرم وزن خشک) توسط فائو و سازمان بهداشت جهانی است.

اثر متقابل نوع آب آبیاری و زمان برداشت بر میزان سرب موجود در شاخساره در شکل ۷ ارائه گردیده است. با توجه به نتایج این شکل، کاربرد W_1، W_2 و W_3 نسبت به آب معمولی (W_4)، سبب افزایش میزان سرب موجود در شاخساره شده است. همچنین، با تداوم چین، بر میزان سرب شاخساره افزوده گردیده است. به طوری که بیشترین و کمترین میزان سرب موجود در شاخساره (۰/۳ و ۰/۱۱ میلی‌گرم در کیلوگرم وزن خشک) به‌ترتیب مربوط به تیمارهای W_1H_3 و W_4H_1 است، که براساس آزمون دانکن، اختلاف این دو تیمار معنی‌دار ($p \leq ۰/۰۵$) است (شکل ۷).

غلظت نیکل در شاخساره گیاه

اثر متقابل نوع آب آبیاری و سطح کمپوست مصرفی بر میزان نیکل موجود در شاخساره در شکل ۸ ارائه گردیده است. غلظت نیکل موجود در شاخساره گیاه ریحان در تمامی تیمارها (بجز تیمار W_4C_2)، نسبت به تیمار شاهد (W_4C_1) به طور معنی‌داری ($p \leq ۰/۰۵$)، افزایش نشان داد. بیشترین و کمترین میزان نیکل موجود در شاخساره گیاه (۰/۴۴ و ۰/۱۲ میلی‌گرم در کیلوگرم وزن خشک) به‌ترتیب مربوط به تیمارهای W_1C_4 و W_4C_1 بود. در تمامی تیمارها، غلظت نیکل موجود در شاخساره گیاه ریحان بسیار کمتر از حدود مجاز ارائه شده (۲۰ میلی‌گرم در کیلوگرم وزن خشک) توسط فائو و سازمان بهداشت جهانی بود (۳۴).

اثر متقابل نوع آب آبیاری و زمان برداشت بر غلظت نیکل موجود در شاخساره در شکل ۹ ارائه گردیده است. با توجه به نتایج این شکل، کاربرد W_1، W_2 و W_3 نسبت به آب معمولی (W_4)، سبب افزایش غلظت نیکل موجود در شاخساره شده است. همچنین، با تداوم چین، بر میزان نیکل شاخساره افزوده گردیده، به طوری که بیشترین و کمترین میزان نیکل موجود در شاخساره (۰/۴ و ۰/۱۵ میلی‌گرم در کیلوگرم وزن خشک) به‌ترتیب مربوط به تیمارهای W_1H_3 و W_4H_1 است که براساس آزمون دانکن، اختلاف این دو تیمار معنی‌دار ($p \leq ۰/۰۵$) است.

مپندا و همکاران (۴۹) در یک مطالعه روی سبزی‌های برگی آبیاری شده با فاضلاب در منطقه هراره زیمباوه، مشاهده کردند که ۶۰٪ نمونه‌ها دارای میزان سرب بیشتر از حدود مجاز می‌باشند. اما در تمامی نمونه‌ها، میزان نیکل کمتر از حدود مجاز ارائه شده توسط فائو و سازمان بهداشت جهانی بود. این محققین، دامنه غلظت سرب و نیکل را به ترتیب ۱/۵ تا ۶/۶ و

www.SID.ir

Archive of SID

شکل ۸. اثر متقابل نوع آب آبیاری و کمپوست بر غلظت نیکل شاخساره گیاه ریحان

W_1: فاضلاب خام، W_2: پساب، W_3: ترکیب ۵۰٪ فاضلاب خام و آب معمولی و W_4: آب معمولی؛ C_1 : صفر، C_2: ۴۰، C_3: ۸۰ و C4: ۱۲۰ تن کود کمپوست در هکتار. میانگین‌هایی که دارای حروف مشترک هستند، در سطح احتمال ۵٪ آزمون دانکن فاقد اختلاف آماری معنی‌دار می‌باشند.

شکل ۹. اثر متقابل فاضلاب و زمان برداشت بر غلظت نیکل موجود در شاخساره گیاه ریحان

W_1: فاضلاب خام، W_2: پساب، W_3: ترکیب ۵۰٪ فاضلاب خام و آب معمولی و W_4: آب معمولی؛ H_1 : چین اول، H_2: چین دوم و H_3: چین سوم. میانگین‌هایی که دارای حروف مشترک هستند، در سطح احتمال ۵٪ آزمون دانکن فاقد اختلاف آماری معنی‌دار می‌باشند.

۰/۷ تا ۵/۴ میلی‌گرم در کیلوگرم وزن خشک گزارش نمودند که بسیار بیشتر از مقادیر ارائه شده در تحقیق حاضر است. این محققین، فرونشست سرب ناشی از دود حاصل از صنایع و خودروها را از دلایل میزان نسبتاً زیاد سرب موجود در گیاهان

www.SID.ir

Archive of SID

ذکر نمودند. با توجه به نتایج ویلد (۷۱)، بیشتر سرب جذب شده توسط گیاه کلزا در ریشه باقی می‌ماند. اما سرب ناشی از فرونشست روی برگ، بسیار خطرناک است، زیرا با شستشو فقط نیمی از سرب برداشته شده است.

معمولاً مقادیر نیکل در مواد غذایی بسیار کم (۰/۰۰۱ تا ۰/۰۱ میلی‌گرم در کیلوگرم وزن تازه) است. اما در مواد غذایی مانند غلات، غلظت این عنصر بسیار زیاد (حتی بیشتر از ۰/۸ میلی‌گرم در کیلوگرم وزن تازه) است (۴۹). ویگرت (۷۰) نشان داد که غلظت نیکل حتی تا ۶۸ میلی‌گرم در کیلوگرم وزن تازه، ممکن است برای مصرف ایمن باشد. زیرا بیش از ۹۰٪ از نیکل به شکل آلی بوده، که به راحتی دفع می‌شود.

شارما و همکاران (۶۲) گزارش نمودند که آبیاری با فاضلاب تصفیه نشده و تصفیه شده، نسبت به آب معمولی، میزان عناصر سرب و نیکل موجود در قسمت‌های خوراکی چغندرقند را فراتر از حدود مجاز افزایش داده است. این محققین، دامنه تغییرات عناصر سرب و نیکل موجود در قسمت‌های خوراکی چغندرقند را به ترتیب ۳/۰۹ تا ۱۵/۷۴ و ۱/۸۱ تا ۷/۵۷ میلی‌گرم در کیلوگرم وزن خشک گزارش کردند.

به نظر می‌رسد که غلظت زیاد نیکل در کود کمپوست زباله شهری و فاضلاب خام و همچنین پیوند ضعیف این عنصر با مواد آلی سبب افزایش غلظت آن در شاخساره گیاه در این تیمارها شده است (۶۵).

با توجه به شکل ۶، با افزایش سطح کمپوست زباله شهری، بر میزان سرب موجود در شاخساره گیاه ریحان افزوده گردیده است. از دلایل این افزایش می‌توان به غلظت بیشتر سرب با افزایش سطح کمپوست و همچنین کاهش پ–هاش اشاره نمود. بسیاری از پژوهشگران معتقدند که کاهش پ–هاش از عوامل قابلیت جذب سرب می‌باشد (۱۶ و ۵۶). اما کارلتون– اسمیت (۲۶) دلیل کاهش فراهمی سرب موجود در گیاه را با کاربرد کمپوست زباله شهری و لجن فاضلاب، قابلیت زیاد کود کمپوست و لجن فاضلاب در جذب سرب و ایجاد فرم‌های پایدار ذکر می‌کند، که با نتایج تحقیق حاضر مغایرت دارد. خراسانی و چراغی (۸) در یک آزمایش گلدانی، با کاربرد ۵۰، ۱۰۰ و ۱۵۰ تن در هکتار لجن فاضلاب، هیچ‌گونه اختلاف معنی‌داری در مقدار جذب سرب توسط ریشه و ساقه گیاه ریحان در اثر اعمال تیمارهای مختلف نسبت به شاهد مشاهده نکردند. نتایج محققین اخیر نیز با نتایج تحقیق حاضر مغایرت دارد.

ژولجاکوف و وارمان (۷۳) در یک مطالعه گلدانی، با کاربرد صفر، ۲۰، ۴۰ و ۶۰ درصد حجمی کمپوست زباله شهری، گزارش نمودند که میزان عناصر سرب و نیکل موجود در شاخساره گیاه ریحان کمتر از حد تشخیص دستگاه بوده است. دروزد و همکاران (۳۱) مشاهده نمودند که استفاده از ۳۰، ۶۰ و۱۲۰ تن در هکتار کمپوست زباله شهری، میزان سرب موجود در کاهو را با وجود غلظت نسبتاً زیاد سرب در کمپوست (۵۳۰ میلی گرم در کیلوگرم) افزایش نداد.

زه‌آب

جدول ۴، تجزیه آماری حاصل از پ–هاش و هدایت الکتریکی زه‌آب را نشان می‌دهد. اثر نوع آب آبیاری، سطح کمپوست و زمان آبیاری بر پ–هاش زه‌آب معنی‌دار ($p \leq ۰/۰۱$) بود. همچنین، سطح کمپوست و زمان آبیاری بر هدایت الکتریکی زه‌آب اثر معنی‌داری ($p \leq ۰/۰۱$) را نشان دادند. دیگر منابع پراکنش بر پ–هاش و هدایت الکتریکی زه‌آب اثر معنی‌داری را نداشتند.

پ–هاش زه‌آب

با توجه به معنی‌دار نشدن اثر متقابل فاکتورها، صرفاً مقایسه میانگین بین اثر ساده نوع آب آبیاری، سطح کمپوست مصرفی و زمان آبیاری از نظر پ–هاش زه‌آب انجام گرفت.

مقایسه میانگین اثر ساده نوع آب آبیاری، سطح کمپوست و زمان آبیاری بر میزان پ–هاش زه‌آب در جدول ۵ ارائه گردیده

جدول ۵. مقایسه میانگین اثر نوع آب آبیاری، سطح کمپوست، زمان آبیاری و عمق نمونه برداری بر میزان پ–هاش و هدایت

www.SID.ir

Archive of SID

الکتریکی در خاک و زه‌آب

فاکتور	زه‌آب		فاکتور	خاک	
	پ-هاش	هدایت الکتریکی (dS/m)		پ-هاش	هدایت الکتریکی (dS/m)
نوع آب آبیاری					
W_1	۷/۶۳b	۱/۶۲a	W_1	۷/۴a	۱/۸۴a
W_2	۷/۶۵b	۱/۶۴a	W_2	۷/۴۴a	۱/۶b
W_3	۷/۶۶b	۱/۶۴a	W_3	۷/۴۳a	۱/۶۱b
W_4	۷/۷a	۱/۶۳a	W_4	۷/۴۸a	۱/۲c
سطح کمپوست					
C_1	۷/۷a	۱/۵۶b	C_1	۷/۴۶a	۱/۵b
C_2	۷/۶۷b	۱/۶۰b	C_2	۷/۴۴a	۱/۵۲b
C_3	۷/۶۴bc	۱/۶۶ab	C_3	۷/۴۳a	۱/۶a
C_4	۷/۶۴c	۱/۷۰a	C_4	۷/۴۱a	۱/۷a
زمان آبیاری			عمق خاک		
T_1	۷/۷۷a	۱/۹۵a	D_1	۷/۳۷a	۱/۹۶a
T_2	۷/۶۴b	۱/۶b	D_2	۷/۳۷a	۱/۹۶a
T_3	۷/۵۷c	۱/۳۳c	D_3	۷/۴۲a	۱/۶۹b
-	-	-	D_4	۷/۴۵a	۱/۶c
-	-	-	D_5	۷/۴۹a	۱/۱۱d
-	-	-	D_6	۷/۵a	۱/۰۶d

W_1: فاضلاب خام، W_2: پساب، W_3: ترکیب ۵۰ درصد فاضلاب خام و آب معمولی و W_4: آب معمولی؛ C_1: صفر، C_2: ۴۰، C_3: ۸۰ و C_4: ۱۲۰ تن کمپوست در هکتار؛ T_1: بازه زمانی آبیاری‌های قبل از چین اول، T_2: بازه زمانی آبیاری‌های بین چین اول و دوم و T_3: بازه زمانی آبیاری‌های بین چین دوم و سوم؛ D_1: ۱۰، D_2: ۲۰، D_3: ۴۰، D_4: ۶۵، D_5: ۸۵ و D_6: ۱۰۵ سانتی‌متری از سطح خاک. میانگین‌هایی که دارای حروف مشترک هستند، در سطح احتمال ۵٪ آزمون دانکن فاقد اختلاف آماری معنی‌دار می‌باشند.

است. با توجه به نتایج این جدول، ملاحظه می‌گردد که بیشترین و کمترین میانگین پ-هاش زه‌آب (۷/۷ و ۷/۶۳) به ترتیب مربوط به آبیاری با آب معمولی و فاضلاب خام بوده که صرفاً اختلاف آماری بین میانگین پ-هاش در زه‌آب لایسیمترهای آبیاری شده با آب معمولی و دیگر لایسیمترها معنی‌دار است.

نتایج جدول ۵ بیانگر آن است که کاربرد کمپوست (۴۰، ۸۰ و ۱۲۰ تن در هکتار) نسبت به شاهد (بدون کمپوست)، میزان پ-هاش زه‌آب را به طور معنی‌داری ($p \leq ۰/۰۵$) کاهش داده است. بر اساس آزمون دانکن، اختلاف آماری بین میانگین پ-هاش زه‌آب در سطوح شاهد و دیگر سطوح و همچنین سطوح ۱۲۰، ۴۰ و شاهد معنی‌دار ($p \leq ۰/۰۵$) بود. اما اختلاف بین سطوح ۴۰ و ۸۰ و همچنین ۸۰ و ۱۲۰ تن در هکتار غیر معنی‌دار است.

مقایسه میانگین اثر ساده زمان آبیاری بر میزان پ-هاش نشان داد که با تداوم زمان آبیاری به طور معنی‌داری (در سطح ۵٪) از میزان پ-هاش زه‌آب کاسته شد، به طوری که بیشترین و کمترین میزان پ-هاش زه‌آب (۷/۷۷ و ۷/۵۷) به ترتیب

www.SID.ir

Archive of SID

مربوط به بازه‌های زمانی اول و سوم است.

تجزیه مواد آلی موجود در فاضلاب‌ها و کمپوست با گذشت زمان و همچنین پدیده نیتراتی شدن از جمله عوامل مؤثری هستند که می‌توانند سبب کاهش پ-هاش زه‌آب‌ها در طول زمان شوند (۶۶). رستگاری و همکاران (۱۰) وجود اسیدهای آلی با وزن مولکولی کم در کمپوست و آزاد شدن گاز دی‌اکسید کربن به علت تجزیه مواد آلی موجود در کمپوست را علت کاهش معنی‌دار پ-هاش زه‌آب در ستون‌های حاوی کود کمپوست ذکر نمودند. جلالی و عرفانیا (۴۲) نیز با کاربرد لجن فاضلاب گزارش نمودند که هرچند کاربرد لجن فاضلاب سبب کاهش پ-هاش زه‌آب شده است، اما روند تغییرات پ-هاش منظم نبوده و میزان پ-هاش از آبیاری اول تا آبیاری پنجم دارای روند نزولی، از آبیاری پنجم تا دوازدهم دارای روند صعودی و از آبیاری دوازدهم به بعد در عدد ۷/۴ ثابت شد.

در خصوص کاربرد فاضلاب در مطالعات ستونی و تغییرات پ-هاش زه‌آب نیز می‌توان به برخی از مطالعات انجام شده در این زمینه، نظیر مطالعات حسین‌پور و همکاران (۷) و چاهال و همکاران (۲۷) اشاره نمود که تأکید بر کاهش پ-هاش در ستون‌هایی که با فاضلاب آبیاری شده بود، دارند. کلسیم، منیزیم و سدیم موجود در فاضلاب ممکن است باعث تبادل یون و در نتیجه شسته شدن یون‌های هیدروژن خاک و کاهش پ-هاش زه‌آب گردند (۲۷).

هدایت الکتریکی زه‌آب

با توجه به معنی‌دار نشدن اثر ساده نوع آب آبیاری و همچنین اثر متقابل فاکتورها، صرفاً مقایسه میانگین بین اثر ساده سطح کمپوست مصرفی و زمان آبیاری از نظر هدایت الکتریکی زه‌آب انجام گرفت.

اثر ساده سطح کمپوست و زمان آبیاری بر میزان هدایت الکتریکی زه‌آب در جدول ۵ ارائه گردیده است. نتایج این جدول بیانگر آن است که بیشترین و کمترین میانگین هدایت الکتریکی زه‌آب (۱/۷ و ۱/۵۶ دسی‌زیمنس بر متر) به ترتیب مربوط به سطوح ۱۲۰ تن در هکتار و شاهد است. نتایج مقایسه جفتی بین سطوح مختلف کمپوست نشان داد که بین سطوح شاهد، ۴۰ و ۸۰ تن در هکتار از لحاظ میزان هدایت الکتریکی زه‌آب، اختلاف آماری معنی‌داری وجود ندارد. اما اختلاف آماری بین سطح ۱۲۰ و سطوح ۴۰ و شاهد معنی‌دار است.

مقایسه میانگین اثر زمان بر میزان هدایت الکتریکی زه‌آب نشان داد که بیشترین و کمترین میانگین هدایت الکتریکی زه‌آب (۱/۹۵ و ۱/۳۳ دسی‌زیمنس بر متر) به ترتیب مربوط به بازه‌های زمانی اول و سوم است. نتایج مقایسه جفتی بین زمان‌های مختلف نشان داد که از نظر میانگین هدایت الکتریکی زه‌آب، اختلاف آماری تمامی بازه‌های زمانی (در سطح ۵٪) معنی‌دار است.

حسن‌اقلی و همکاران (۶) تداوم عملیات آبیاری و در نتیجه آبشویی نمک‌ها را مهمترین دلیل کاهش هدایت الکتریکی زه‌آب در طول زمان ذکر کردند. حسین‌پور و همکاران (۷) نیز تفاوت معنی‌داری از نظر تأثیر نوع آب آبیاری بر مقدار نمک‌های انتقال یافته به زه‌آب در فاضلاب خام و پساب تصفیه شده مشاهده نکردند که با نتایج تحقیق حاضر همخوانی دارد. چاهال و همکاران (۲۷) نیز با کاربرد فاضلاب کارخانه فرآوری گوجه، گزارش نمودند که استفاده از فاضلاب، میزان هدایت الکتریکی زه‌آب را به طور معنی‌داری ($p \leq ۰/۰۵$) نسبت به شاهد افزایش داده است و روند تغییرات میزان هدایت الکتریکی زه‌آب با تداوم آبیاری صعودی بوده است. نتایج محققین اخیر با نتایج تحقیق حاضر مغایرت دارد. یادآور می‌شود که پژوهش اخیر در ستون‌های بدون پوشش گیاهی صورت گرفته است. پوشش گیاهی، به‌ویژه در اوج مراحل رشدی، به خاطر جذب آب و املاح بیشتر، تأثیر قابل توجهی در کاهش میزان آب آبشویی دارد (۶). به نظر می‌رسد که عدم تشابه نتایج این تحقیق با تحقیقات اخیر، صرفاً به‌خاطر وجود پوشش گیاهی باشد.

علت افزایش هدایت الکتریکی زه‌آب، وجود مواد مغذی (نظیر سدیم و پتاسیم) در فاضلاب و کمپوست می‌باشد که از لایه‌های خاک، شسته شده و وارد زه‌آب شده است (۱۰). از

www.SID.ir

Archive of SID

عوامل مؤثر دیگر در افزایش هدایت الکتریکی، فرایندهایی از قبیل تبادل یون بین محلول و یون‌های موجود در خاک و کمپوست است. کاشل (۴۴) گزارش نمود که میزان هدایت الکتریکی در زه‌آب حاصل از کمپوست حاوی فلزات بیشتر، نسبت به کمپوست حاوی فلزات کمتر، بیشتر بوده است. همچنین، در مطالعه دیگری که توسط کورتنی و مولن (۲۹) در زمینه تأثیر لجن بر هدایت الکتریکی زه‌آب انجام شد، نشان داده شد که دلیل افزایش هدایت الکتریکی زه‌آب، وجود عناصر فلزی و یون‌هایی چون سدیم و پتاسیم در کمپوست است.

خاک

جدول ۳، تجزیه آماری حاصل از پ-هاش و هدایت الکتریکی خاک را نشان می‌دهد. با توجه به نتایج این جدول، اثر نوع آب آبیاری، سطح کمپوست و عمق خاک بر هدایت الکتریکی خاک معنی‌دار ($p \leq ۰/۰۱$) است. اما اثر تمامی منابع پراکنش بر پ-هاش خاک و همچنین اثر متقابل فاکتورها بر هدایت الکتریکی خاک غیر معنی‌دار است.

پ-هاش خاک

با توجه به معنی‌دار نشدن اثر تمامی منابع پراکنش بر پ-هاش خاک، مقایسه میانگین بین اثر ساده فاکتورها و همچنین اثر متقابل فاکتورها از نظر پ-هاش خاک انجام نگرفت.

هر چند که اثر تمامی منابع پراکنش بر پ-هاش خاک معنی‌دار نبود، اما کاربرد فاضلاب و همچنین کمپوست باعث کاهش پ-هاش خاک شد، به طوری که کاربرد فاضلاب خام نسبت به آب معمولی، میانگین پ-هاش خاک را ۰/۰۸ واحد و کاربرد کمپوست به میزان ۱۲۰ تن در هکتار در مقایسه با خاک‌های بدون کمپوست، میزان پ-هاش خاک را ۰/۰۵ واحدکاهش داد. ملاحظه روند تغییرات پ-هاش خاک در اعماق مختلف، نشان از آن دارد که هرچه بر عمق نمونه‌برداری افزوده گردد، مقدار پ-هاش خاک نیز افزایش می‌یابد (جدول ۵)، به طوری که بر میزان پ-هاش خاک در عمق ۱۰۵ سانتی‌متر، نسبت به عمق ۱۰ سانتی‌متر، ۰/۱۳ واحد افزوده گردیده است.

نتایج به‌دست آمده از تحقیق حاضر با نتایج کیزل اغلو و همکاران (۴۵) و همچنین پارسافر و همکاران (۳) مطابقت دارد. کیزل اغلو و همکاران (۴۵) مشاهده نمودند که زمین‌های آبیاری شده با فاضلاب دارای پ-هاش کمتری در مقایسه با خاک آبیاری نشده با فاضلاب می‌باشند. پارسافر و همکارن (۳)، با کاربرد فاضلاب خام و تصفیه شده در شرایط لایسیمتری، گزارش نمودند که کاربرد فاضلاب موجب کاهش پ-هاش خاک سطحی می‌شود. اما محققین اخیر گزارش نمودند که میزان پ-هاش خاک با افزایش عمق، کاهش یافته است. افزایش پ-هاش با افزایش عمق در مطالعات دیگر محققین نیز گزارش شده است (۴۰ و ۴۸).

در اعماق سطحی، با توجه به مساعد بودن شرایط برای ورود هوا به خاک، سرعت تجزیه مواد آلی (موجود در فاضلاب و همچنین کمپوست)، از جمله نیتریفیکاسیون، افزایش می‌یابد. به‌نظر می‌رسد که این امر یکی از دلایل کمتر بودن پ-هاش در اعماق سطحی باشد (۳۵). هر چند مطالعاتی مبنی بر افزایش پ-هاش با افزودن مواد آلی (کود کمپوست و لجن فاضلاب) نیز گزارش شده است (۴۶ و ۵۶).

هدایت الکتریکی خاک

با توجه به معنی‌دار شدن اثر نوع آب آبیاری، سطوح کمپوست و عمق خاک بر هدایت الکتریکی خاک، صرفاً مقایسه میانگین بین اثر ساده فاکتورها از نظر هدایت الکتریکی خاک انجام گرفت.

اثر ساده نوع آب آبیاری، سطح کمپوست و عمق نمونه‌برداری بر هدایت الکتریکی خاک در جدول ۵ ارائه شده است. نتایج این جدول بیانگر آن است که بیشترین و کمترین میانگین هدایت الکتریکی خاک (۱/۸۴ و ۱/۲ دسی‌زیمنس بر متر) به ترتیب مربوط به فاضلاب خام و آب معمولی می‌باشد. مقایسه جفتی بین انواع آبیاری از نظر میانگین هدایت الکتریکی خاک نشان داد که

www.SID.ir

Archive of SID

تفاوت معنی‌داری ($p \leq ۰/۰۵$) بین فاضلاب خام و دیگر انواع آب آبیاری و همچنین بین آب معمولی و دیگر انواع آب آبیاری وجود دارد. اما بین فاضلاب تصفیه شده و ترکیب ۵۰٪ فاضلاب خام و آب معمولی تفاوت معنی‌داری وجود ندارد.

بیشترین و کمترین میانگین هدایت الکتریکی خاک (۱/۷ و ۱/۵ دسی‌زیمنس بر متر) به ترتیب مربوط به سطوح ۱۲۰ تن کمپوست در هکتار و شاهد است. مقایسه جفتی بین سطوح مختلف کود کمپوست نشان داد که بین سطوح صفر و ۴۰ تن در هکتار و همچنین سطوح ۸۰ و ۱۲۰ تن در هکتار از لحاظ میانگین هدایت الکتریکی خاک اختلاف معنی‌داری وجود ندارد. ولی کاربرد کمپوست به میزان ۸۰ و ۱۲۰ تن در هکتار نسبت به سطوح صفر و ۴۰ تن در هکتار، میانگین هدایت الکتریکی خاک را به طور معنی‌داری ($p \leq ۰/۰۵$) افزایش داد (جدول ۵).

نتایج جدول ۵ بیانگر کاهش هدایت الکتریکی با افزایش عمق می‌باشد. بیشترین و کمترین میانگین هدایت الکتریکی خاک (۱/۹۶ و ۱/۰۶ دسی‌زیمنس بر متر) به ترتیب در اعماق ۱۰ و ۱۰۵ سانتی‌متر از سطح خاک مشاهده شد. نتایج مقایسه جفتی بین اعماق مختلف حاکی از نبود اختلاف آماری معنی‌دار بین اعماق ۱۰ و ۲۰ و همچنین بین اعماق ۸۵ و ۱۰۵ سانتی‌متر از نظر هدایت الکتریکی می‌باشد. اما از لحاظ آماری، اختلاف بین میانگین هدایت الکتریکی در اعماق ۴۰ و ۶۵ با دیگر اعماق معنی‌دار ($p \leq ۰/۰۵$) است.

نتایج تحقیق حاضر با نتایج پارسافر و همکارن (۳) و حسن‌اقلی و همکاران (۷) مغایرت دارد. این محققین گزارش نمودند که در اثر استفاده از فاضلاب، با افزایش عمق، بر میزان هدایت الکتریکی خاک افزوده می‌گردد. به نظر می‌رسد بافت خاک با تأثیری که بر سرعت جریان آب در خاک و یا شدت صعود موئینگی دارد، اثر مهمی بر میزان شوری خاک داشته باشد، به طوری که هر چه زمان عبور فاضلاب از بین ذرات خاک طولانی‌تر باشد، به دلیل تماس بیشتر و در نتیجه تأثیر بیشتر فرایندهای شیمیایی و بیولوژیک خاک بر کیفیت آن، امکان انتقال آلاینده‌ها به عمق خاک کاهش می‌یابد (۷).

از آنجایی که بافت خاک استفاده شده در لایه رویین این تحقیق نسبت به لایه‌های میانی و زیرین حاوی میزان رس بیشتر می‌باشد، امکان انتقال شوری بیشتر به عمق خاک کاهش می‌یابد. از دلایل عمده دیگر کاهش شوری با افزایش عمق می‌تواند تأثیر جذب گیاه بر محلول خاک باشد. وجود گیاه در لایه بالایی (به ویژه لایسیمترهای آبیاری شده با فاضلاب و کاربرد کمپوست)، سبب جذب آب و در نتیجه تعرق می‌گردد. بنابراین، میزان آب نفوذ یافته از بخش‌های بالایی کمتر شده و در نتیجه میزان شستشو املاح کاهش می‌یابد (۸).

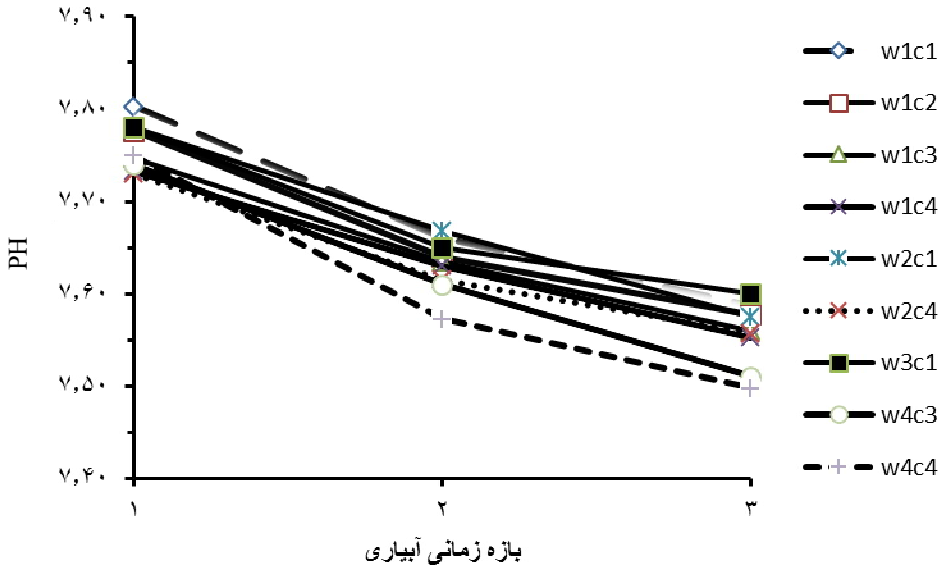
تغییرات هدایت الکتریکی با عمق با نتایج برخی از محققین مطابقت دارد. این محققین نیز مشاهده کردند که کاربرد لجن فاضلاب باعث افزایش شوری خاک در افق‌های سطحی شده و با افزایش عمق از میزان شوری کم می‌شود (۱۸، ۲۵، ۳۶ و ۶۴).

نتایج بررسی‌های به عمل آمده توسط شالوت و برنشتین (۶۱) و آزمایشگاه شوری آمریکا درباره علل عوامل مؤثر بر توزیع نمک با افزایش عمق خاک بیانگر آن است که معمولاً ۴۰، ۳۰، ۲۰ و ۱۰ درصد تبخیر و تعرق به ترتیب از ربع‌های اول، دوم، سوم و چهارم خاک انجام می‌شود.

اگر چه اثر متقابل فاضلاب و کمپوست بر میزان پ-هاش و هدایت الکتریکی خاک در اعماق مختلف و در زمان‌های مختلف آبیاری معنی‌دار نگردید، اما روند تغییرات پ-هاش و هدایت الکتریکی در زه‌آب و نیمرخ ستون خاک در شکل‌های ۱۰ تا ۱۳ نشان داده شده است. با توجه به این شکل‌ها، ملاحظه می‌گردد که با تداوم عملیات آبیاری، پ-هاش و هدایت الکتریکی زه‌آب در کلیه تیمارها کم شده است. همچنین، با افزایش عمق خاک، از میزان هدایت الکتریکی خاک به طور چشم‌گیری کاسته شده، اما بر میزان پ-هاش خاک افزوده شده است.

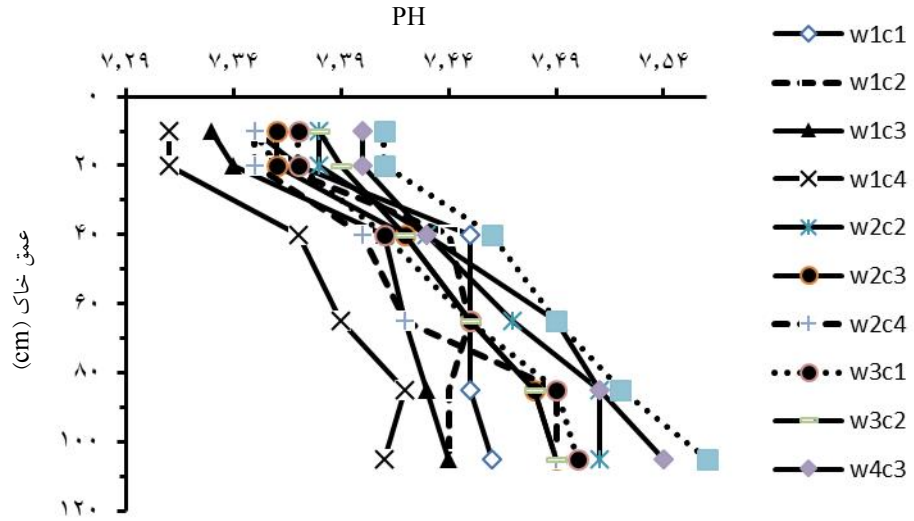
www.SID.ir

Archive of SID



شکل ۱۰. روند تغییرات پ-هاش زه‌آب در طول زمان در تیمارهای مختلف

W_1: فاضلاب خام، W_2: پساب، W_3: ترکیب ۵۰٪ فاضلاب خام و آب معمولی و W_4: آب معمولی؛ C_1 : صفر، C_2: ۴۰، C_3: ۸۰ و C4: ۱۲۰ تن کود کمپوست در هکتار.

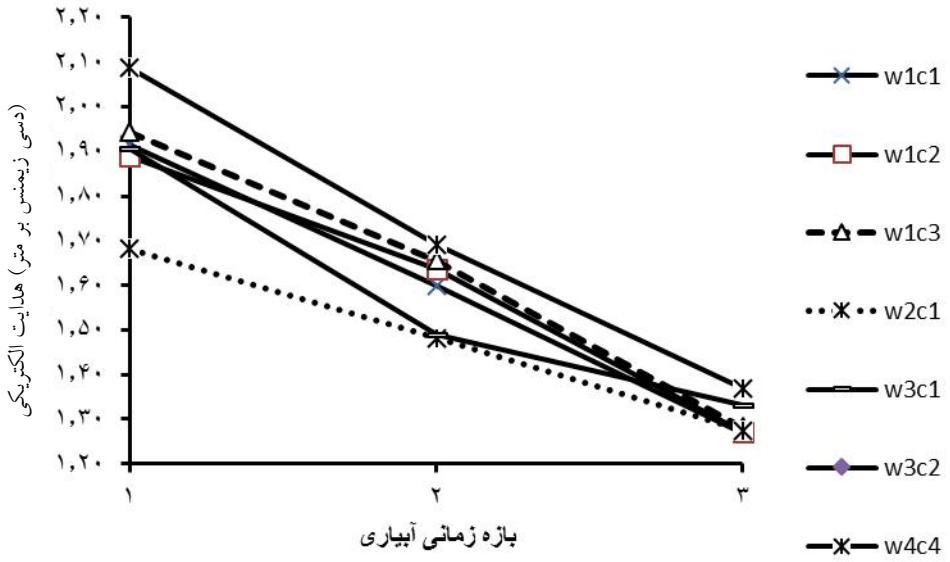


شکل ۱۱. روند تغییرات پ-هاش خاک در اعماق مختلف در تیمارهای مختلف

W_1: فاضلاب خام، W_2: پساب، W_3: ترکیب ۵۰٪ فاضلاب خام و آب معمولی و W_4: آب معمولی؛ C_1 : صفر، C_2: ۴۰، C_3: ۸۰ و C4: ۱۲۰ تن کود کمپوست در هکتار.

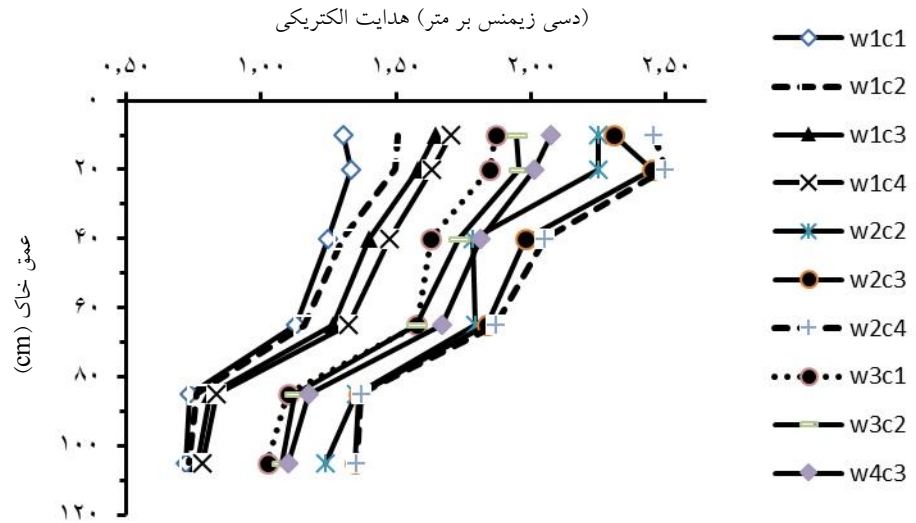
www.SID.ir

Archive of SID



شکل ۱۲. روند تغییرات قابلیت هدایت الکتریکی زه‌آب در طول زمان در تیمارهای مختلف

W_1: فاضلاب خام، W_2: پساب، W_3: ترکیب ۵۰٪ فاضلاب خام و آب معمولی و W_4: آب معمولی؛ C_1 : صفر، C_2: ۴۰، C_3: ۸۰ و C4: ۱۲۰ تن کود کمپوست در هکتار.



شکل ۱۳. روند تغییرات قابلیت هدایت الکتریکی خاک در اعماق مختلف در تیمارهای مختلف

W_1: فاضلاب خام، W_2: پساب، W_3: ترکیب ۵۰٪ فاضلاب خام و آب معمولی و W_4: آب معمولی؛ C_1 : صفر، C_2: ۴۰، C_3: ۸۰ و C4: ۱۲۰ تن کود کمپوست در هکتار.

نتیجه‌گیری

در این تحقیق، اثر متقابل کاربرد انواع مختلف فاضلاب و کمپوست (بر اساس سناریوهای مختلف مصرف آنها) بر عملکرد و تجمع عناصر نیکل و سرب در شاخساره گیاه ریحان و همچنین تغییرات پ-هاش و هدایت الکتریکی در نیم‌رخ خاک و زه‌آب حاصل از ستون خاک مورد بررسی قرار گرفت.

www.SID.ir

Archive of SID

نتایج نشان داد که کاربرد فاضلاب و کمپوست در مقایسه با آب معمولی باعث افزایش وزن‌تر و خشک و همچنین غلظت عناصر سرب و نیکل موجود در شاخساره گیاه ریحان شد، که این افزایش متناسب با نوع آب و سطح کمپوست مصرفی است. تیمارهای حاوی فاضلاب خام و همچنین بیشترین سطح کمپوست مصرفی (۱۲۰ تن در هکتار)، موجب بیشترین مقدار وزن‌تر و خشک گیاه و همچنین بیشترین میزان عناصر سرب و نیکل موجود در شاخساره گیاه شدند. میزان سرب و نیکل موجود در شاخساره در تمامی تیمارها بسیار کمتر از حدود مجاز ارائه شده توسط سازمان بهداشت جهانی و فائو بود. اگر چه کاربرد فاضلاب و کمپوست (متناسب با نوع آب و سطح کمپوست مصرفی) سبب افزایش هدایت الکتریکی در خاک شد، اما میزان قابلیت هدایت الکتریکی خاک و زه‌آب، حتی در تیماری که بیشترین افزایش شوری را نشان داد، بسیار کمتر از حد بحرانی ۴ دسی‌زیمنس بر متر بوده و در نتیجه، جوانه‌زنی اکثر گیاهان زراعی را متوقف نمی‌کند. با تداوم آبیاری، میزان هدایت الکتریکی زه‌آب و همچنین با افزایش عمق خاک، میزان هدایت الکتریکی خاک نرخی کاهشی داشت. میزان پ-هاش زه‌آب و خاک در تمامی تیمارها بازی بود، اما در مقایسه با تیمار شاهد، خاک‌های آبیاریشده با فاضلاب و کمپوست دارای پ-هاش کمتری بودند و با تداوم آبیاری از میزان پ-هاش زه‌آب کاسته شد.

منابع مورد استفاده

۱. ابراهیمی، ن.، م. افیونی، م. کرمی، و ی. رضایی‌نژاد. ۱۳۸۷. اثر باقیمانده و تجمعی کودهای آلی بر غلظت نیتروژن، فسفر و پتاسیم در خاک و گندم، مجله علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی. ۱۲(۴۶): ۸۱۲-۸۰۳.

۲. پاپن، پ. و ز. نادری. ۱۳۸۸. برسی استفاده از پساب بر روی کشت آفتابگردان جهت مبارزه با خشکسالی، دومین همایش ملی اثرات خشکسالی و راهکارهای مدیریت آن، اصفهان.

۳. پارسافر، ن. و ص. معروفی. ۱۳۹۲. تاثیر آبیاری با فاضلاب بر ضریب انتقال عناصر سنگین از خاک به گیاه و برخی خصوصیات خاک (مطالعه موردی: سیب زمینی در شرایط لایسیمتری- گلخانهٔ)، مجله علوم وفنون کشت‌های گلخانهٔ. ۴(۱۴): ۱-۱۲.

۴. تهامی زرندی، س. م.ک.، پ. رضوانی‌مقدم و م. جهان. ۱۳۸۹. مقایسه تأثیرکودهای آلی و شیمیایی بر عملکرد و درصد اسانس گیاه دارویی ریحان، نشریه بوم شناسی کشاورزی.۲(۱): ۷۴-۶۳.

۵. جلالی، ع. م. گلوی، ا. قنبری، م. رمرودی و م. یوسف‌الهی. ۱۳۸۹. اثر آبیاری با فاضلاب تصفیه‌شده شهری بر عملکرد و جذب فلزات سنگین (*Sorghum bicolor L.*) در سورگوم علوفه‌ای، مجله علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی، علوم آب و خاک. ۱۴(۵۲): ۲۴-۱۵.

٦. حسن اقلی، ع. و م. لیاقت. ۱۳۸۸. تغییرات هدایت الکتریکی زه‌آب حاصل از اعماق مختلف خاک در نتیجه اجرای عملیات آبیاری با فاضلاب و پساب تصفیه شده شهرک اکباتان، مجله آبیاری و زهکشی ایران. ۲(۳): ۱۲-۱.

۷. حسین‌پور، ا.، غ.ح. حق‌نیا، ا. علیزاده و ا. فتوت. ۱۳۸۸. بررسی تغییرات کیفیت شیمیایی فاضلاب خام و پساب شهری در اثر عبور از ستون‌های خاک، مجله آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی). ۲۳(۳): ٥٦-۴۵.

۸. خراسانی، ن. و م. چراغی. ۱۳۸۸. اثر لجن فاضلاب بر تجمع سرب کادمیوم در سبزیجات (مطالعه موردی ریحان)،مجله علوم و تکنولوژی محیط زیست. ۱۲: ۱۷- ۱۳.

۹. ذامیادی، آ.، ع.م. لیاقت، و ع. حسن‌اقلی. ۱۳۸۲. بررسی امکان تصفیه آب‌های آلوده به فلز روی (Zn) توسط خاک تحت کشت آفتابگردان، یولاف و نی (پالایش سبز)، مجله آب و فاضلاب. ۴۸: ۱۱-۳

www.SID.ir

Archive of SID

۱۰. رستگار، ا.، ا. جنیدی جعفری، م. فرزادکیا، ر. رضائی کلانتری، ا. الهآبادی و ع.م. قلی‌زاده. ۱۳۹۱. بررسی تأثیر کمپوست مواد زائد شهری بر میزان نشت و جذب فلزات سنگین از خاک شنی رسی لومی، مجله دانشگاه علوم پزشکی سبزوار. ۱۹ (۳): ۲۸۶– ۲۷۷.

۱۱. زمانی، پ. ۱۳۹۰. طرح‌های آماری در علوم دامی، انتشارات دانشگاه بوعلی‌سینا همدان، ویرایش دوم.

۱۲. سبزی‌پرور، ع.، ف. تفضلی، ح. زارع‌ابیانه، ح. بانژاد، م. غفوری، م. موسوی‌بایگی و ز. مریانجی. ۱۳۸۷. ارزیابی حساسیت مدل‌های مختلف تبخیر -تعرق مرجع (ET.) به سیگنال‌های تغییر اقلیم در اقلیم سرد نیمه‌خشک همدان، علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی.۱۲(۴۶): ۵۹۲–۵۸۱.

۱۳. سعادت، ک.، م. بارانی مطلق، ا. دردی‌پور و ع. قاسم نژاد، ۱۳۹۱. اثر لجن فاضلاب بر برخی خصوصیات خاک، عملکرد و غلظت سرب و کادمیوم ریشه و اندام هوایی ذرت، مجله مدیریت خاک و تولید پایدار، ۲(۲): ۴۸–۲۷.

۱۴. طولابی، ز.، ق. رحیمی و ص. معروفی. ۱۳۹۳. تجمع فلزات سنگین در بخش هوایی و ریشه تربچه (*Raphanus Sativus.*) رشدیافته در خاک‌های اصلاح شده با لجن فاضلاب، مجله پژوهش‌های حفاظت آب و خاک. ۲۱(۲): ۲۲۶–۲۰۹.

۱۵. قیامتی، گ.، ع. آستارایی و غ. ر. زمانی. ۱۳۸۸. تاثیر کمپوست زباله شهری و گوگرد بر عملکرد چغندر قند و خصوصیات شیمیایی خاک، مجله پژوهش‌های زراعی ایران. ۷ (۱): ۱۶۲–۱۵۳.

۱۶. واثقی، س.، م. افیونی، ح. شریعتمداری و م. مبلی. ۱۳۸۳. 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): ۱۰۵–۹۵

۱۷. همائی، م .۱۳۸۱. واکنش گیاهان به شوری.کمیته ملی آبیاری و زهکشی ایران. شماره انتشار ۵۸.

۱۸. یگانه، م.، م. افیونی و ی. رضایی نژاد. ۱۳۸۷. تأثیر لجن فاضلاب بر پروفیل شوری خاک، مجله پژوهش‌های خاک (علوم خاک و آب). ۲۲(۲): ۱۷۹–۱۶۵.

19. Abdel-Shafy, H.I., W.J. Cooper and L.L. Handlay-Raven, 1987. Environmental chemistry, american chemical society. Proceedings of the International Conference on Heavy Metals in the Environment, Aug. 31-Sept. 4, New Orkand, pp: 282-282.
20. Abusharer, T.M. 1996. Modification of hydraulic properties of a semiarid soil in relation to seasonal application of sewage sludge and electrolyte producing compounds, J. Soil Techno. 9: 1-13.
21. Afyuni, M. 1986. Extractability of iron, zinc and cadmium in sludge amended calcareous soil. New Mexico state university. Las Cruces MS thesis pp: 90.
22. Aggelides, S.M. and P.A. Londra. 2000. Effects of compost produced from town wastes and sewage sludge on the physical properties of a loamy and a clay soil, J. Bioresour. Technol. 71:253-259.
23. APHA, 1995. Standard methods for examination of water and wastewater. APHA (American Public Health Association), WWA (American Water Works Association), WPCF (Water Pollution Control Federation), Washington D.C., USA.
24. Brady, N. and R. Weil. 1996. The nature and properties of soils, 12th ed. Prentice, New Jersey, USA, pp.385-495.
25. Bramryd, T. 2001. Effect of liquid and dewatered sewage sludge applied to a Scot pine stand (Pinus sylvestris L.) in central Sweden, J. Ecol. Manage. 147: 197-216.
26. Brofas, G., P. Michopoulos and D. Alifragis. 2000. Sewage sludge as an amendment for calcareous bauxite mine spoils reclamation. J. Environ. Qua. 29: 811- 816.
27. Carlton, C.H. 2004. Effect of metals in sludge-treated soils on crops. Environment. J. Water Research. 11(2): 27-36.
28. Chahal, M., G. Toor, P. Nkedi-Kizza and B. Santos. 2011. Effect of tomato packinghouse wastewater properties on phosphorus and cation leaching in a spodosol, J. Environ. Qual. 40: 999-1009.
29. Chang, C., T.G. Sommerfeldt, and T. Entz. 1990. Rates of Soil Chemical Changes with 11 Annual Applications of Cattle Feedlot Manure, J. Soil Sci. 70: 673-681.
30. Courtney, R. and G. Mullen. 2008. Soil quality and barley growth as influenced by the land application of two compost types, J. Bioresour Technol. 99(8): 2913-8.
31. Davis, T.L., J.K. Greig and M.B. Kirkham. 1998. Wastewater irrigation of vegetable crop, J. Biocycle, 29 (9): 60-63.

www.SID.ir

Archive of SID

32.Drozd, J., E. Jamrozand, and M. Lincznar. 1999. Influence of compost from municipal wastes (MSWC) on the contents of some heavy metals in soil and plant, Int. Conf. on the Biogeochem. of Trace Elements (ICOBTE), Vienna. 11–15 July.
33.Epstein, E., D.B. Keane, J.J. Meisinger and J.O. Legg. 1978. Mineralization of nitrogen from sewage sludge and sludge compost, J. Environ. Qual. 7: 217-221.
34.FAI, 2007. The Fertiliser (Control) Order 1985. The Fertiliser Association of India, 10, Shaheed Jit Singh Marg, New Delhi, India.
35.F.A.O. 1992. Wastewater treatment and use in agriculture. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, No. 47.
36.Foppen, J.W.A. 2002. Impact of high-strength wastewater infiltration on groundwater and drinking water supply: the case of Sanaa, Yemen, J. Hydrology. 263: 198-216.
37.Hao, X. and C. Chang. 2003. Does long-term heavy cattle manure application increase salinity of clay loam soil in semi-arid southern Alberta. J. Agrical. Ecosyst. Environ. 94: 89- 103.
38.He, X., T. Long, and S. Traina. 1995. Physical and chemical characteristics of selected Municipal solid waste compost, J. Environ. Qual. 24: 543-552.
39.Heidarpour, M., B. Mostafazadeh-Fard, J. Abedi Koupaei, and R. Malekian. 2007. The effects of treated wastewater on soil chemical properties using subsurface and surface irrigation methods, J. Agric. Water Manage. 90: 87-94.
40.Herrera, F., J.E. Castillo, A.F. Chica and L. López Bellido. 2008. Use of municipal solid waste compost (MSWC) as a growing medium in the nursery production of tomato plants, J. Bio. Techno. 99:287-296.
41.Ilg, K., J. Siemens, M. Kaupenjohann. 2005. Colloidal and dissolved phosphorous in sandy soils as affected by phosphorous saturation, J. of Environ. Quality. 34: 926-935.
42.acob, H., and G. Clarke, 2002. Methods of Soil Analysis, Part 4, Physical Method. Soil Science Society of America Inc., Madison, Wisconsin, USA.
43.Jalali, M. and H. Arfania. 2010. Leaching of heavy metals and nutrients from calcareous sandy-loam soil receiving municipal solid sewage sludge, J. Plant Nutr. Soil Sci. 173: 407–416
44.Karthikeyan, K.G., M. Kalbasi, P.S. Miller. 2005. Nitrogen and Solution Dynamics in Soils Receiving Chemically Treated Dairy Manure, J. Trans. ASAE. 48: 601-610.
45.Kaschl, A., V. Römheld and Y. Chen. 2002. The influence of soluble organic matter from municipal solid waste compost on trace metal leaching in calcareous soils, J. Sci Total Environ. 291(3): 45-57.
46.Kiziloglu, FM., M. Turan, U. Sahin, Y. Kuslu and A. Dursun. 2008. Effects of untreated and treated wastewater irrigation on some chemical properties of cauliflower (Brassica olerecea L. var. botrytis) and red cabbage (Brassica olerecea L. var. rubra) grown on calcareous soil in Turkey, J. Agric. Water Manage. 95: 716 -724.
47.Lee, CH., H. Wu, M.Y. Asio and Z.S. Chen. 2006. Using a soil quality index to assess the effects of applying swine manure compost on soil quality under a crop rotation system in Taiwan, J. Soil Sci. 171(3): 210-222.
48.Lindsay WL. 1979. Chemical equilibria in soils. New York, USA: John Wiley, pp: 328-342.
49.Maldonado V.M, H.O. Rubio Arias, R. Quintana, R.A. Saucedo, M. Gutierrez, J.A. Ortega and G.V. Nevarez. 2008. Heavy metal content in soils under different wastewater irrigation patterns in chihuahua, mexico, J. Environ. Res. Public Health, 5(5): 441-449.
50.Mapanda, F., E.N. Mangwayana, J. Nyamangara and K.E. Giller. 2007. Uptake of heavy metals by vegetables irrigated using wastewater and the subsequent risks in Harare, Zimbabwe, Physics and Chemistry of the Earth 32: 1399-1405.
51.Marofi, S., N.Parsafar, G. Rahim, F. Dashti, and H. Marofi. 2013. The effects of wastewater reuse on potato growth properties under greenhouse lysimeteric, j. Environ. Sci. Techno. 10: 133-140.
52.McLaren R.G., L.M. Clucas, M.D. Taylor, and T. Hendry. 2003. Leaching of macronutrients and metals from undisturbed soils treated with metal-spiked sewage sludge. 1- Leaching of macronutrients, J. Soil Research. 41:571-588.
53.Mkhabela M., and P.R. Warman. 2005. The influence of municipal solid waste compost on yield, soil phosphorus availability and uptake by two vegetable crops, grown in a Pug wash sandy loam soil in Nova Scotia. J. Agric. Ecosist. Environ. 106: 57-67.
54.Moldes, A.Y., M. Cendon, and T. Barral. 2007. Evaluation of municipal solid waste compost as a plant growing media component, by applying mixture design. J. Bio. Techno. 98: 3069-3075.
55.Ouda, B.A., and A.Y. Mahadeen. 2008. Effect of fertilizers on growth, yield, yield components, quality and certain nutrient contents in broccoli (Brassica oleracea), Int. J. Agri. Biol. 10: 627-32.
56.Pais, I. and Benton Jones, J.R. 1997. The handbook of trace elements, St. Lucie Press Boca Raton, Florida
57.Percival, H.J. 2003. Soil and soil solution chemistry of a New Zealand pasture soil amended with heavy metal containing sewage sludge. J. Soil Research. 41:1-17.

www.SID.ir

Archive of SID

58. Rattan, R.K., S.P. Datta, P.K. Chhonkar, K. Suribabu and A.K. Singh. 2005. Long-term impact of irrigation with waste water effluents on heavy metal content in soils, crops and groundwater – A case study, J. Agric. Eco. Environ. 109: 310–322.
59. Rowell, D.L. 1994. Soil Science: Methods and Applications. Longman Group, Harlow, p. 350.
60. Schneider, M. and D.R. Marquard. 1996. Cadmium accumulation of Fagopyrum esculentum and Limum usitassimum grown on different soils in pot and field areas Beitr Zuchtunsforse. J. Acta Hort. 426: 435-441.
61. Scora, R.W. and A.C. Chang. 1997. Heavy metals and seed germination in some medicinal and aromatic plants, J. Environ. Qual. 26: 975-979.
62. Shalhevet, J. and L. Bernstein. 1968. Effects of vertically heterogeneous soil salinity on plant growth and water uptake, J. Soil Sci. 106: 85-93.
63. Sharma, R.K., M. Agrawal and F. Marshall. 2007. Heavy metal contamination of soil and vegetables in suburban areas of Varanasi, India, J. Ecotoxicol Environ Saf. 66: 258-266.
64. Singh, R.P. and M. Agrawal. 2008. Potential benefits and risks of land application of sewage sludge, J. Waste Manage. 28: 347-358.
65. Smernik, R.J., I.W. Oliver and G. Merrington. 2003. Characterization of sewage sludge organic matter using solid-state carbon-13, nuclear magnetic resonance spectroscopy. J. Environ. Qua. 32: 1516- 1522.
66. Smith, S.R. 2009. A critical review of the bioavailability and impacts of heavy metals in municipal solid waste composts compared to sewage sludge, J. Environ. Int. 35: 142-156.
67. Snakin, V.V., A.A. Prisyazhanaya and E. Kovasc-Lang. 2001. Soil liquid phase composition, Elsevier Science B.V., Amsterdam, the Netherlands. 88P.
68. Valtcho, D., V.D. Zheljazkov and R. Philip. 2004. Source-separated municipal solid waste compost application to Swiss chard and basil, J. Environ. Qua. 33: 542-552.
69. Walter, I., F. Martinez, and G. Cuevas. 2006. Plant and soil responses to the application of composted MSW in a degraded, semiarid shrubland in central Spain, J. Compost Sci. Util. 14 (2): 147–154.
70. Wei, Y. and Y. Liu.. 2005. Effect of sewage sludge compost application on crops and cropland in a 3-year fields study, J. Chemosphere. 59: 1257-1265.
71. Weigert, P. 1991. Metal loads of food of vegetable origin including mushrooms. In: Marian, E. (Ed.), In: Metals and Their Compounds in the Environment, Occurrence, Analysis and Biological Relevance. VCH, Weinheim, pp. 458–468.
72. Wild, A. 1993. Soils and the Environment. An Introduction. Cambridge University Press, Cambridge.
73. Wolkowski, R., 2003. Nitrogen management considerations for land spreading municipal solid waste compost, J. Environ. Qual. 32: 1844-1850.
74. Zheljazkov, V.D. and P.R. Warman 2004. Source-separated municipal solid waste compost application to Swiss chard and Basil. J. Environ. Qual. 33(2): 542-552.

www.SID.ir