تغییرات زمانی خصوصیات بیوشیمیایی و شیمیایی در یک خاک آهکی اصلاح شده با لجن پتروشیمی تبریز

فریبا عبدالهی[1]، شکراله اصغری[2*]، ناصر علی اصغرزاد[3]

تاریخ دریافت: 89/11/06 تاریخ پذیرش: 91/03/31

[1-] دانشجوی کارشناسی ارشد گروه علوم خاک، دانشکده فناوری کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه محقق اردبیلی.

[2-] استادیار گروه علوم خاک، دانشکده فناوری کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه محقق اردبیلی.

[3-] استاد گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تبریز.

[*]مسئول مکاتبه: Email: shasghari@uma.ac.ir

چکیده

لجن فاضلاب در سال‌های اخیر در بسیاری از کشورها به عنوان یک کود آلی ارزان قیمت و غنی از عناصر غذایی از اهمیت قابل توجهی برخوردار گردیده است. هدف این تحقیق بررسی تأثیر لجن بیولوژیک کارخانه پتروشیمی تبریز بر برخی شاخص‌های بیوشیمیایی و شیمیایی و نیز تغییرات آنها با زمان در یک خاک آهکی منتخب از مزرعه تحقیقاتی دانشکده کشاورزی دانشگاه محقق اردبیلی بود. آزمایش گلخانه‌ای به صورت فاکتوریل در قالب طرح بلوک‌های کامل تصادفی با سه تکرار به ترتیب در شرایط دمایی و رطوبتی 4 ± 22 درجه سلسیوس و 75 درصد رطوبت ظرفیت مزرعه‌ای خاک در مدت 6 ماه اجرا گردید. فاکتور اول مقادیر لجن شامل صفر، 25، 50، 75 و 100 تن در هکتار و فاکتور دوم زمان‌های انکوباسیون شامل 30، 90 و 180 روز بودند. نتایج نشان داد که در کلیه مقادیر مصرفی لجن، متوسط تعداد کل میکروارگانیسم‌ها، تنفس تحریک شده با بستره، هدایت الکتریکی، کربوهیدرات قابل عصاره‌گیری با آب داغ و درصد نیتروژن کل به ترتیب حدود 23، 53، 105، 58 و 138 درصد نسبت به شاهد به‌طور معنی‌دار افزایش یافتند. همچنین اثر زمان انکوباسیون بر کلیه پارامترها بجز جمعیت کل میکروارگانیسم‌ها، در سطح احتمال یک درصد معنی‌دار گردید. مقادیر کربوهیدرات و نیتروژن در تیمارهای لجن به طور معنی‌دار در زمان 180 روز نسبت به 30 روز افزایش یافت.

واژه‌های کلیدی: خاک آهکی، زمان انکوباسیون، شاخص های بیوشیمیایی، لجن پتروشیمی تبریز

Temporal Variations of Biochemical and Chemical Properties in a Calcareous Soil Amended with Tabriz Petrochemical Sludge

F Abdollahi[1], Sh Asghari[2*], N Aliasgharzad[3]

Received: 26 January 2011 Accepted: 20 Jun 2012
[1-] MSc Student Dept. of Soil Sci., Faculty of Agric.Tech. & Natu. Res., Univ. of Mohaghegh Ardabili, Iran.
[2-]Assist., Prof., Dept. of Soil Sci., Faculty of Agric. Tech. & Natu. Res., Univ. of Mohaghegh Ardabili, Iran.
[3-] Prof., Dept. of Soil Sci., Faculty of Agric., Univ. of Tabriz, Iran.
[*]Coresponding Author Email: shasghari@uma.ac.ir

Abstract

Recently, sewage sludge as a cheap organic fertilizer and rich in nutrients has received considerable attention in many countries. The aim of this study was to determine the effects of Tabriz petrochemical factory's biological sludge on some soil biochemical and chemical indices such as the number of microorganisms, substrate-induced respiration, electrical conductivity, hot water-soluble carbohydrates and total nitrogen as well as their temporal variations in a calcareous soil selected from Mohaghegh Ardabili University's Research Station. The greenhouse experiment was done as a factorial randomized complete block design with three replicates. The first factor was the rates of applied sludge as 0 (control), 25, 50, 75 and 100 ton/ha of air dry soil and the second factor was the incubation times as 30, 90 and 180 days. Incubation of the treatments was done at 22±4 ˚C and 0.75 field capacity moisture for 6 months. The results indicated that the all rates of applied sludge significantly increased the average of number of microorganisms, substrate-induced respiration, electrical conductivity, hot water-soluble carbohydrates and the percentage of soil total nitrogen 23, 53, 105, 58 and 138% as respectively compared to the control. Also, the effect of incubation time on all parameters except for the number of microorganisms was significant. The rates of carbohydrate and nitrogen in sludge treatments significantly increased at 180 days rather than the 30 days.

Keywords: Biochemical indices, Calcareous soil, Incubation time, Tabriz Petrochemical sludge

مقدمه

خاک‌های مناطق خشک و نیمه خشک به علت کمبود پوشش گیاهی و بازگشت کم بقایای گیاهی به خاک، مقدار ماده آلی اندکی داشته و عموماً آهکی می-باشند. در نتیجه بسیاری از گیاهان در این خاک‌ها با مشکل تغذیه عناصر پر مصرف و کم مصرف مانند نیتروژن، فسفر، آهن، روی، مس و منگنز روبرو هستند. از جمله روش‌های افزایش مقدار قابل جذب این عناصر در خاک استفاده از مواد آلی است (عرفان منش 1376). تحقیقات متعدد در کشورهای مختلف نشان داده که پسماندهای آلی مانند کودهای حیوانی، کمپوست و لجن فاضلاب دارای ارزش کودی بالایی هستند (افیونی 1987 ، کینگ 1981). کمبود مواد آلی درخاک‌های کشاورزی و تولید انبوه مواد زاید و مشکلات زیست محیطی حاصل

از آن ایجاب می‌کند که این مواد، به نحو مطلوب و آگاهانه به عنوان کود آلی استفاده شوند (حجتی و همکاران 1385). در این بین، لجن فاضلاب به دلیل ارزان بودن و دارا بودن اکثر عناصر مورد نیاز گیاهان از اهمیت ویژه ای برخوردار است (اسمیت 1992، گوئین 1985). بعلاوه مواد آلی موجود در لجن فاضلاب باعث بهبود خواص فیزیکی، شیمیایی و حاصلخیزی خاک نیز می گردند (برولییر و همکاران 1992). آرجو و موتییرو (2006) تأثیر کمپوست لجن کارخانه نساجی را بر یک خاک اسیدی آهک خورده در برزیل مورد بررسی قرار دادند و گزارش کردند که به کار بردن معادل مقادیر 6/4 و 19 تن در هکتار از لجن مذکور، بعد از دو ماه انکوباسیون، باعث افزایش معنی‌داری در تعداد باکتری-های خاک شد. کسرایی و همکاران (1387) گزارش کردند که مصرف لجن کارخانه پتروشیمی تبریز به مقادیر 10 تا 50 تن در هکتار در یک خاک آهکی باعث افزایش معنی‌داری در تعداد کل میکروارگانیسم‌ها و شدت تنفس می‌گردد. نتایج تحقیق گلخانه‌ای خورشید و همکاران (1387) نیز نشان داد که پس از افزودن 58/5 تن در هکتار لجن فاضلاب شهری بر ده نوع خاک آهکی منتخب از استان همدان، فسفر قابل استفاده به طور متوسط 37/6 درصد افزایش یافت. علی‌رغم جنبه‌های مفید لجن فاضلاب به عنوان کود آلی، به دلیل دارا بودن مقادیر نسبتاً زیاد فلزات سنگین، کاربرد مقادیر زیاد آن به ویژه در خاکهای اسیدی و خنثی ممکن است مشکل ساز شده و باعث انباشته شدن بیش از حد فلزات سنگین مانند سرب، کادمیم، مس و روی در خاک گردد. آلودگی خاک به این فلزات موجب ورود آن‌ها به زنجیره غذایی از طریق جذب به وسیله گیاه و ایجاد سمیت می‌گردد (هیون و همکاران 1998 ، برتی و جاکوبس 1996). از سویی دیگر لجن فاضلاب می‌تواند حاوی باکتری‌های بیماری‌زا و پروتوزوآها باشد که منشأ بیماری‌های خطرناک برای انسان‌ها، حیوانات و گیاهان هستند. با این وجود، گزارش‌ها بیانگر آن است که موجودات پاتوژن و پارازیت‌های موجود در لجن و همچنین سمیت ناشی از فلزات سنگین موجود در آن، می‌توانند قبل از مصرف لجن در مزارع با انجام اقدامات اختصاصی بر روی آن، مثل کمپوست کردن، روش‌های شیمیایی و تصفیه بیولوژیکی به طور مطمئنی کاهش پیدا کنند (گوپتا 2004، کارل و همکاران 2002). یکی از راههای کاهش قابلیت جذب فلزات سنگین موجود در لجن فاضلاب، افزودن آهک به آن می‌باشد. به عنوان یک نمونه می‌توان به تحقیق فانگ و وانگ (1999) اشاره کرد که گزارش کردند افزودن 0/63 درصد آهک به کمپوست لجن فاضلاب باعث افزایش pH لجن از 7/45 به 7/8 و در نتیجه کاهش معنی‌داری در قابلیت جذب عناصر سنگین مانند مس، منگنز، نیکل، سرب و روی توسط گیاه گردید. pH اساساً رفتار و قابلیت دسترسی گیاهان به فلزات سنگین را در خاک تعیین می‌کند. بنابراین زیاد بودن pH خاک تا حد زیادی از بروز سمیت فلزات در خاک جلوگیری می‌کند (کاباتا و پندیاس 1992 ، لونت 1959).

هدف از این پژوهش بررسی تأثیر کاربرد لجن بیولوژیک فاضلاب کارخانه پتروشیمی تبریز بر برخی پارامترهای کیفیت بیوشیمیایی و شیمیایی و نیز تغییرات زمانی این پارامترها در یک نمونه خاک آهکی منتخب از دشت اردبیل بود.

مواد و روش‌ها

در اجرای این پژوهش از لجن بیولوژیکی تصفیه خانه فاضلاب کارخانه پتروشیمی تبریز استفاده شد. آزمایش فاکتوریل (فاکتور اول مقادیر لجن و فاکتور دوم زمان‌های انکوباسیون) در قالب طرح بلوکهای کامل تصادفی با سه تکرار در گلخانه تحقیقاتی دانشکده کشاورزی دانشگاه محقق اردبیلی به اجرا در آمد. به همین منظور 15 عدد تشت پلاستیکی با ارتفاع 25 و قطر داخلی50 سانتیمتر تهیه گردید. در کف تشت‌ها به منظور خروج آب اضافی احتمالی روزنه‌هایی با فواصل یکسان ایجاد گردید. خاک مورد آزمایش از مزرعه تحقیقاتی

دانشکده کشاورزی دانشگاه محقق اردبیلی واقع در منطقه نیمه خشک سرد (طول جغرافیایی '20 و °48 و عرض جغرافیایی '19 و °38)، از عمق 0 تا 30 سانتی-متری تهیه و به منظور یکنواختی از الک 4/75 میلیمتری عبور داده شد. لجن مورد نیاز نیز پس از هواخشک و آسیاب کردن، از الک 1 میلیمتری رد شد سپس در مقادیر 11/11، 22/22، 33/33 و 44/44 گرم بر کیلوگرم خاک هوا خشک (بترتیب معادل 0 ، 25 ، 50، 75 و 100 تن در هکتار) با خاک مخلوط و در تشت‌های مذکور، بر اساس جرم مخصوص ظاهری مزرعه ($1/18\ g/cm^3$) پر گردید. تشت‌ها به مدت شش ماه تحت شرایط انکوباسیون در دمای 4±22 درجه سلسیوس و رطوبت 75 درصد رطوبت ظرفیت مزرعه‌ای (FC) خاک در گلخانه نگهداری شدند. کنترل رطوبت در محدوده 0/7 تا 0/8 FC با تانسیومتر صورت گرفت. نمونه‌های لازم برای اندازه‌گیری پارامترهای بیوشیمیایی (در زیر آورده می‌شود) 30، 90 و 180 روز پس از شروع انکوباسیون از عمق 10 تا 15 سانتی متری (شرایط مطلوب از نظر دما و رطوبت برای میکروارگانیسم‌های بومی هوازی) خاک تشت‌ها برداشته شد.

لازم به ذکر است که قبل از اعمال تیمارها برخی خصوصیات مهم خاک و لجن، طبق روش‌های استاندارد ومعمول آزمایشگاهی ذکر شده توسط کلوت (1986) و پیچ (1982) تعیین شدند (جدول 1).

جدول 1- خصوصیات خاک و لجن به کار رفته در آزمایش

پارامترهای اندازه‌گیری شده	واحد	خاک	لجن
جرم مخصوص ظاهری	(g/cm^3)	1/18	-
جرم مخصوص حقیقی	(g/cm^3)	2/28	-
کلاس بافت	-	لوم	-
میانگین وزنی قطر خاکدانه (MWD)	(mm)	0/29	-
رطوبت ظرفیت مزرعه‌ای** (FC)	%وزنی	28	-
رطوبت نقطه پژمردگی دائم (PWP)	%وزنی	16/2	-
pH*	-	8/25	7/47
هدایت الکتریکی عصاره 2 به 1 (آب:خاک یا لجن)	dS/m	0/ 792	1/487
کربن آلی	%	1/24	36
نیتروژن کل	%	0/077	5/18
کربنات کلسیم معادل	%	20	-
کادمیم	mg/kg	-	8
نیکل	mg/kg	-	78/5
سرب	mg/kg	-	438

* pH خاک در گل اشباع و لجن در عصاره 2 به 1 (آب:لجن) اندازه‌گیری شد.

** رطوبت FC بر اساس روش هیلل (1998) به روش وزنی در مزرعه تعیین گردید.

تعداد کل میکروارگانیسم‌ها

تعداد کل میکروارگانیسم‌ها در هر گرم خاک به روش محتمل‌ترین تعداد[1] شمارش گردید (علی-اصغرزاد 1385). به این ترتیب که ابتدا به روش استریل، رقت‌های دهدهی از سوسپانسیون خاک تا رقت 10^{-9} تهیه و سپس از هر کدام از رقت‌های 10^{-5} تا 10^{-9} به تعداد 3 تکرار و به مقدار یک میلی‌لیتر به لوله‌های حاوی محیط کشت نوترینت برات[2] منتقل گردیدند. شمارش

[1] Most probable number

[2] Nutrient broth

میکروارگانیسم‌ها دو هفته پس از نگهداری لوله‌های کشت در دمای 28 درجه سلسیوس و در داخل انکوباتور انجام گرفت.

تنفس تحریک شده با بستره[1](SIR)

به منظور اندازه‌گیری تنفس تحریک شده با بستره 20 گرم از خاک مرطوب تیمارها با 400 میلی‌گرم گلوکز مخلوط گردید سپس شدت CO_2 دفع شده پس از 4 ساعت انکوباسیون در دمای 22 درجه سلسیوس از روی هیدروکسید سدیم باقیمانده و از طریق تیتراسیون با اسید کلریدریک محاسبه گردید (علی اصغرزاد 1385).

هدایت الکتریکی (EC)[2]

اندازه گیری EC تیمارها در عصاره 1:2 (آب:خاک) و با استفاده از دستگاه EC سنج صورت گرفت.

کربوهیدرات قابل عصاره‌گیری با آب داغ

اندازه‌گیری کربوهیدرات تیمارها براساس روش ارائه شده توسط آدسودن و همکاران (2001) انجام گرفت. برای این منظور در داخل لوله آزمایش، یک گرم خاک (عبوری از الک 4 میلی متری) با 10 میلی‌لیتر آب مقطر داغ در دمای 85 درجه سلسیوس و به مدت 2/5 ساعت حرارت داده شد و پس از 30 دقیقه سانتریفوژ شدن از محلول صاف رویی برای تعیین غلظت کربوهیدرات استفاده شد. بدین ترتیب که 2 میلی لیتر از عصاره را برداشته و به آن 0/06 میلی لیتر فنل 80 درصد وزنی و 5 میلی لیتر اسید سولفوریک غلیظ (خلوص 98 درصد) جهت ایجاد رنگ زرد متمایل به نارنجی اضافه شد و مقدار جذب نور با استفاده از دستگاه اسپکتوفتومتر در طول موج 490 نانومتر خوانده شد. برای رسم منحنی کالیبراسیون از محلول ppm 1000 ، استانداردهای 110، 100، 90، 80، 70، 60، 50، 40، 30، 20، ppm 10 گلوکز تهیه و معادله رگرسیونی بین غلظت گلوکز و جذب دستگاه به‌دست آمد.

نیتروژن کل

نیتروژن کل در هر یک از تیمارها به روش کجلدال (برمر و لوانی 1985)، اندازه‌گیری شد. نمونه‌های خاک پس از هضم و تقطیر در دستگاه، با اسید سولفوریک 0/05 نرمال تیتر گردید و برای هر سری خاک یک نمونه شاهد (بدون خاک) تهیه گردید.

تجزیه‌های آماری

تحلیل‌های آماری و مقایسه میانگین‌ها با آزمون دانکن و از طریق به کارگیری نرم افزار MSTATC و رسم نمودارهای مربوطه با نرم افزار Excel صورت گرفت.

نتایج و بحث

بعضی از ویژگی‌های خاک و لجن مصرفی در جدول 1 نشان داده شده است. خاک دارای کلاس بافت لوم بوده و علی رغم داشتن کربن آلی نسبتاً کم دارای میزان آب قابل استفاده (FC-PWP) زیاد می‌باشد. به نظر می‌رسد بالا بودن رطوبت FC در این خاک به دلیل وجود رس‌های تورم‌پذیر در آن باشد. مشاهدات آزمایشگاهی این موضوع را تأیید کرد به این ترتیب که در موقع اشباع کردن نمونه‌های خاک دست‌نخورده، خاک داخل استوانه‌های فولادی ($100\ cm^3$) در حدود 5 میلیمتر متورم شده و از لبه بالایی استوانه‌ها بیرون زدند. در خاک مورد آزمایش اندازه خاکدانه‌های پایدار در آب کوچک بود (MWD= 0/29 mm) همچنین از نظر pH، قلیایی بوده و به علت داشتن 20 درصد کربنات کلسیم معادل می‌توان آنرا یک خاک آهکی در نظر گرفت. با توجه به جدول 1 مشاهده می‌شود که لجن صنعتی به کار رفته در این تحقیق مقدار کربن آلی و نیتروژن نسبتاً

[1] Substrate-induced respiration
[2] Electrical conductivity

بالایی دارد که می‌تواند اثر مطلوبی بر خواص فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی خاک بگذارد و این مخصوصاً برای خاکهای ایران که با کمبود مواد آلی مواجه هستند حائز اهمیت می‌باشد. پیامدهای کاربرد لجن فاضلاب در زمین‌های کشاورزی بستگی زیادی به ویژگی‌های شیمیایی لجن مورد استفاده دارد. قابلیت هدایت الکتریکی (EC) لجن مورد آزمایش (جدول 1) در مقایسه با مقدار گزارش شده توسط کسرایی و همکاران (1387) کمتر است. به خاطر اینکه، محققان مذکور EC را در عصاره اشباع لجن تازه اندازه گرفتند. همچنین بر اساس جدول 1 مقادیر فلزات سنگین کادمیم، نیکل و سرب پایین‌تر از حدود مجاز گزارش شده (به ترتیب 39، 500 و 300 میلی گرم بر کیلوگرم) توسط آژانس حفاظت محیط زیست امریکا (بی‌نام 1993) می‌باشد. بنابراین به نظر می‌رسد مصرف لجن پتروشیمی تبریز در این خاک، از نظر فلزات سنگین و pH مشکلی نداشته و حتی انتظار می رود که مصرف آن در خاک‌های قلیایی و آهکی موجب کاهش pH این خاک‌ها گردد.

جدول 2، تجزیه واریانس پارامترهای اندازه-گیری شده در آزمایش را نشان می‌دهد. مشاهده می-شود که اثرات اصلی مقدار مصرفی لجن بر همه پارامترها و نیز اثرات اصلی زمان انکوباسیون بر همه پارامترها به غیر از تعداد کل میکروارگانیسم‌ها در سطح احتمال یک درصد معنی‌دار گردید. اثرات متقابل مقدار مصرفی لجن و زمان انکوباسیون فقط در مورد تنفس ناشی از بستره و نیتروژن کل (سطح یک درصد) و کربوهیدرات (سطح 5 درصد) معنی‌دار شد.

جدول 2- تجزیه واریانس (میانگین مربعات) پارامترهای اندازه‌گیری شده در آزمایش

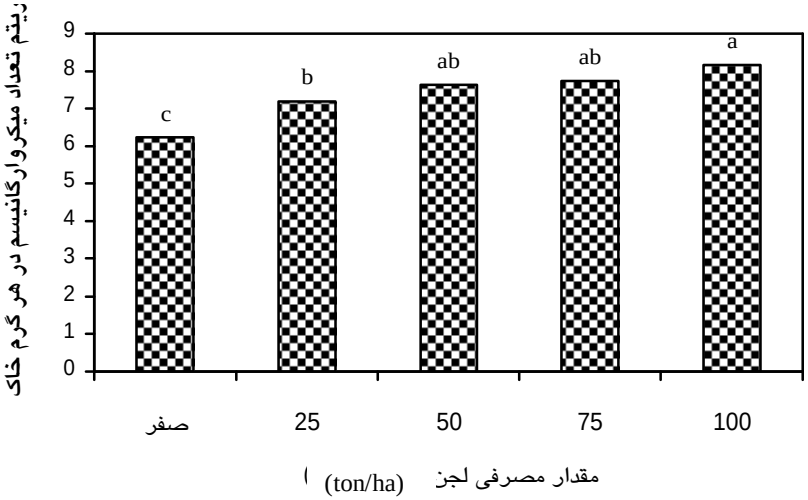
منابع تغییر	درجه آزادی	تعدادکل میکروارگانیسم	تنفس تحریک شده با بستره	EC	کربوهیدرات	نیتروژن کل
تکرار	2	0/468 $^{n.s}$	3218/6 $^{n.s}$	0/005$^{n.s}$	6428/3 $^{n.s}$	0/001$^{n.s}$
مقدار لجن (A)	4	4/868**	434668/3**	3/38**	363325/78**	0/04**
زمان (B)	2	0/61 $^{n.s}$	261819/8**	0/38**	340423/468**	0/095**
A×B	8	0/329 $^{n.s}$	157790/05**	0/011$^{n.s}$	13747/115*	0/01**
خطا	28	0/25	8326/5	0/009	5654/56	0/00036
ضریب تغییرات (%)	-	6/76	12/12	5/62	9/74	10/29

*: معنی‌دار در سطح احتمال 5 درصد، **: معنی‌دار در سطح احتمال یک درصد، n.s: غیر معنی‌دار

اثر لجن و زمان انکوباسیون بر جمعیت کل میکروارگانیسم‌ها و تنفس تحریک شده با بستره

مقایسه میانگین‌ها در شکل 1 نشان می‌دهد که کلیه مقادیر مصرفی لجن، تعداد کل میکروارگانیسم‌های خاک را در تیمارهای 25 تا 100 تن در هکتار 15 تا 31 درصد نسبت به شاهد به طور معنی دار افزایش دادند. ولی بین زمان‌های مختلف انکوباسیون از نظر تعداد میکروارگانیسم‌ها اختلاف معنی‌دار مشاهده نشد (جدول 2). این نکته بیانگر این واقعیت است که لجن در مقادیر مصرفی به کار رفته در تحقیق حاضر توانسته است جمعیت میکروبی خاک را به مدت 6 ماه و به طور معنی-دار در سطح بالاتری در مقایسه با شاهد نگهداری کند. با افزایش مقدار مصرفی لجن از 25 تا 100 تن در هکتار، تعداد میکروارگانیسم‌ها روند صعودی داشته ولی اختلاف بین تیمارها فقط در مورد 25 و 100 تن در هکتار معنی‌دار گردیده است (شکل 1). می‌توان چنین استنباط کرد که با افزایش لجن مصرفی ماده آلی خاک افزایش یافته و مواد غذایی سهل‌الوصول برای

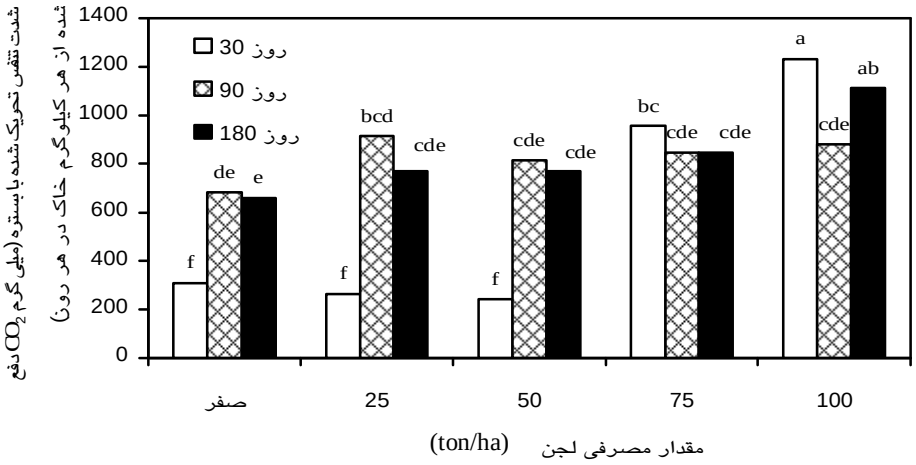
میکروارگانیسم‌ها زیاد شده و به تبع آن جمعیت آنها افزایش یافته است. جزیرسکا-تیس و همکاران (2008) نیز گزارش کردند که افزودن 30 و 75 تن در هکتار لجن فاضلاب در یک خاک لوم شنی با اسیدیته بالا، باعث افزایش معنی‌دار جمعیت باکتری در تیمار 75 تن در هکتار نسبت به شاهد شد ولی جمعیت قارچ‌ها در هر دو تیمار لجن، افزایش معنی‌داری نسبت به تیمار شاهد داشتند. بر اساس گزارش متزگر و همکاران (1987) استفاده از لجن فاضلاب شهری در یک خاک لوم رس شنی منتخب از منطقه خشک با ماده آلی 0/2 درصد باعث افزایش معنی‌دار تعداد باکتریها نسبت به شاهد شد که این روند تا 50 روز پس از شروع انکوباسیون همچنان حفظ گردید. نتایج حاصل از تحقیق حاضر در مغایرت با یافته‌های کسرایی و همکاران (1387) است که نشان دادند تعداد کل میکروارگانیسم‌ها در مقادیر بیش از 50 تن در هکتار لجن کارخانه پتروشیمی تبریز به علت وجود برخی آلاینده‌ها مثل فلزات سنگین کاهش یافت. احتمالاً علت این اختلاف به pH خاک مربوط شود که pH خاک نامبردگان 7/6 بوده در حالیکه pH خاک به‌کار رفته در تحقیق حاضر 8/25 می‌باشد. کاهش اثرات مضر فلزات سنگین موجود در لجن با افزایش pH خاک توسط محققان مختلف مثل واثقی و همکاران(1382) و روان بخش و همکاران (1388) به اثبات رسیده است.



شکل 1- اثر اصلی مقادیر مصرفی لجن بر میانگین جمعیت کل میکروارگانیسم‌های خاک. حروف غیر مشابه بیانگر وجود اختلاف معنی‌دار در سطح احتمال یک درصد می‌باشد.

مقایسه میانگین‌ها در شکل 2 نشان می‌دهد که کلیه مقادیر مصرفی لجن ، تنفس تحریک شده با بستره خاک را در تیمارهای 25 تا 100 تن در هکتار حدود 18 تا 95 درصد نسبت به شاهد به طور معنی دار افزایش دادند اگرچه این افزایش در برخی زمان‌ها و در بین برخی تیمارها معنی‌دار نشد. با توجه به شکل 2 مشاهده می شود که بیشترین مقدار تنفس تحریک شده با بستره مربوط به تیمار 100 تن در هکتار در زمان 30 روز است

(1232 میلی گرم CO_2 دفع شده از هر کیلوگرم خاک در هر روز) که اختلاف آن با شاهد در همان زمان (308 میلی گرم CO_2 دفع شده از هر کیلوگرم خاک در هر روز) و حتی تیمارهای 25، 50 و 75 تن در هکتار در کلیه زمان‌ها معنی دار گردید. در توجیه این تغییرات می‌توان چنین گفت که با افزودن لجن به خاک در کلیه مقادیر مصرفی، تعداد میکروارگانیسم‌های بومی خاک (شکل1) و نیز فعالیت آنها در اثر فراهمی مواد غذایی سهل-الوصول افزایش یافته و باعث گردید تا شدت تنفس تحریک شده با بستره به طور معنی دار بالا رود. افزایش معنی‌دار تنفس تحریک شده با بستره در تیمارهای شاهد، 25 و 50 تن در هکتار و در زمان‌های 90 و 180 روز در مقایسه با 30 روز، احتمالاً به خاطر فعال شدن جمعیت میکروب‌های هوازی بومی در اثر ایجاد شرایط رطوبتی و حرارتی مناسب در خاک باشد. ماناتا و همکاران (2010) انواع کودهای آلی شامل لجن فاضلاب هضم شده، کمپوست لجن فاضلاب و ضایعات خوک در مقادیر 10 تا 900 گرم بر کیلوگرم در یک خاک شنی به مدت 28 روز انکوباسیون بکار بردند و گزارش کردند که متناسب با افزایش مقادیر کود مصرفی، تنفس تحریک شده با بستره افزایش یافت.

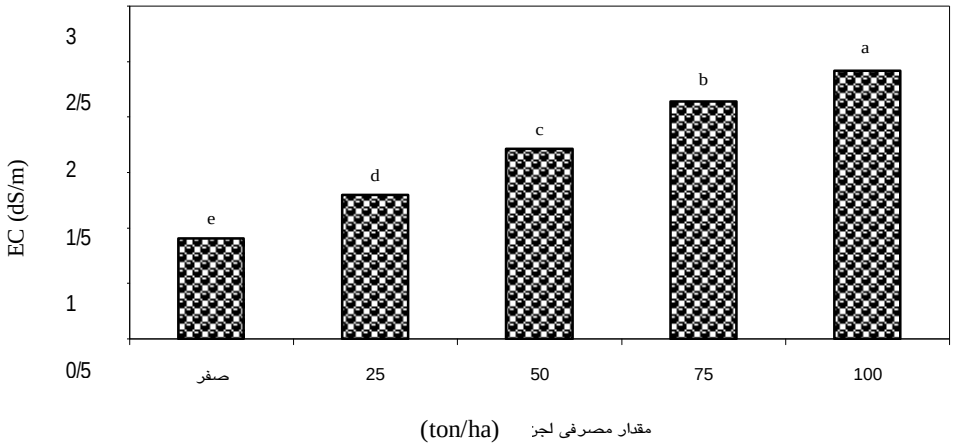


شکل 2- اثر متقابل مقدار مصرفی لجن و زمان انکوباسیون بر میانگین تنفس تحریک شده با بستره در خاک. حروف غیر مشابه بیانگر وجود اختلاف معنی‌دار در سطح احتمال یک درصد می‌باشد.

اثر لجن و زمان انکوباسیون بر هدایت الکتریکی (EC)

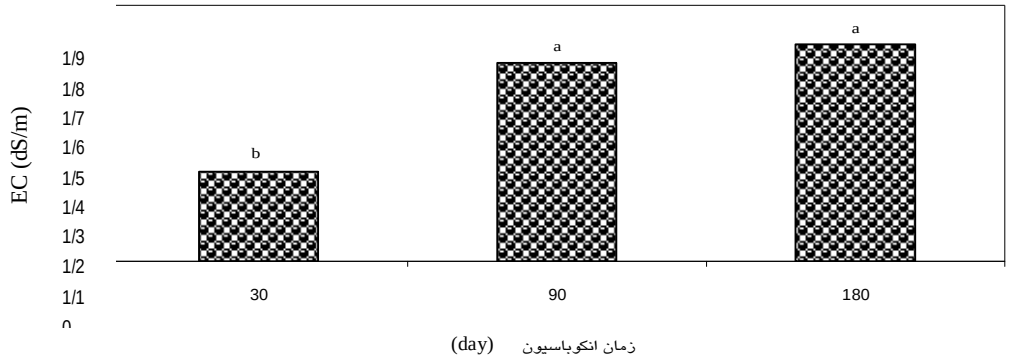
مقایسه میانگین‌ها در شکل 3 نشان می‌دهد که کلیه مقادیر لجن مصرفی، EC خاک را در تیمارهای 25 تا 100 تن در هکتار حدود 43 تا 167 درصد نسبت به شاهد افزایش دادند. در توجیه این تغییرات می‌توان گفت که لجن مصرفی دارای مقادیر زیادی از عناصر غذایی مانند فسفر، نیتروژن و کربن آلی می‌باشد بنابراین زمانی که به عنوان کود در خاک استفاده می‌شود هدایت الکتریکی خاک را به‌طور موقت افزایش می‌دهد که با گذشت زمان و جذب عناصر توسط گیاه یا رسوب آنها در خاک به تدریج، هدایت الکتریکی پایین می‌آید از سوی دیگر وجود یونهای معدنی مثل کلسیم، منیزیم، سدیم و کلر در لجن (کسرایی و همکاران 1387) نیز می‌تواند در افزایش هدایت الکتریکی خاک نقش داشته باشد. بنابراین به تناسب لجن مصرفی هدایت الکتریکی خاک افزایش می‌یابد. کسرایی و همکاران (1387) نشان دادند که با مصرف 10 تا 70 تن در هکتار لجن فاضلاب پتروشیمی

تبریز در یک خاک آهکی با کربن آلی ناچیز (0/25 درصد) هدایت الکتریکی (عصاره گل اشباع) به‌طور معنی‌دار در مقایسه با شاهد افزایش یافت و از 2/09 دسی زیمنس یر متر در تیمار شاهد به 4/18 دسی زیمنس بر متر در تیمار 70 تن در هکتار لجن فاضلاب رسید. در تحقیق دیگری کسرایی و ساعدی (1389) با بکار بردن 5 سطح مختلف لجن فاضلاب پتروشیمی تبریز در یک خاک لوم شنی نشان دادند که EC (عصاره گل اشباع) از 2/24 دسی زیمنس بر متر در تیمار شاهد به 6/31 دسی زیمنس بر متر در تیمار 40 تن در هکتار لجن فاضلاب رسید. نتایج مشابهی درباره اثر لجن فاضلاب بر هدایت الکتریکی خاک‌های مختلف توسط چینگ و همکاران (2007) و کرمی و همکاران (1386) گزارش شده است.



شکل 3- اثر اصلی مقادیر مصرفی لجن بر میانگین هدایت الکتریکی(EC) خاک. حروف غیر مشابه بیانگر وجود اختلاف معنی‌دار در سطح احتمال یک درصد می‌باشد.

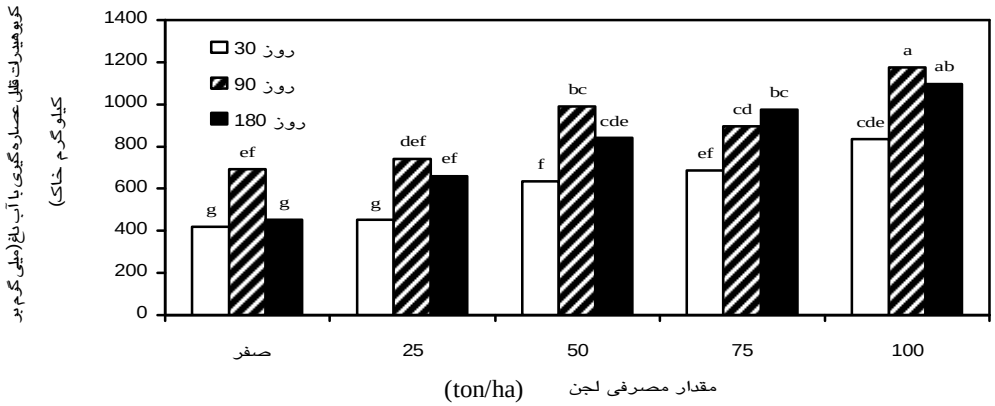
با توجه به شکل 4 مشاهده می‌شود که هدایت الکتریکی (EC) خاک با گذشت زمان، از 30 روز به 90 و 180 روز به‌طور معنی‌دار افزایش یافت. در توجیه این تغییرات می‌توان چنین گفت که با گذشت زمان و انکوباسیون در شرایط رطوبتی و حرارتی مناسب باعث انحلال و آزادسازی تدریجی املاح لجن گردیده و در نتیجه هدایت الکتریکی خاک افزایش یافته است، نتایج آزمایش گلخانه‌ای وانگ و همکاران (1998) نیز نشان داد که افزودن لجن فاضلاب به مقادیر 25، 50، 150 و 350 گرم بر کیلوگرم در یک خاک شنی، پس از 70 روز انکوباسیون باعث افزایش معنی‌دار هدایت الکتریکی تیمارها گردید که سپس در طول دوره انکوباسیون کاهش یافت. اپستین و همکاران (1976) گزارش کردند که افزودن لجن به مقدار 240 تن در هکتار باعث افزایش هدایت الکتریکی خاک از 0/41 به 5/5 دسی زیمنس بر متر شد و در پایان فصل رشد مقدارش به 3/9 دسی زیمنس بر متر رسید.



شکل 4- اثر اصلی زمان انکوباسیون بر میانگین هدایت الکتریکی (EC) خاک. حروف غیر مشابه بیانگر وجود اختلاف معنی‌دار در سطح احتمال یک درصد می‌باشد.

اثر لجن و زمان انکوباسیون بر کربوهیدرات قابل عصاره-گیری با آب داغ

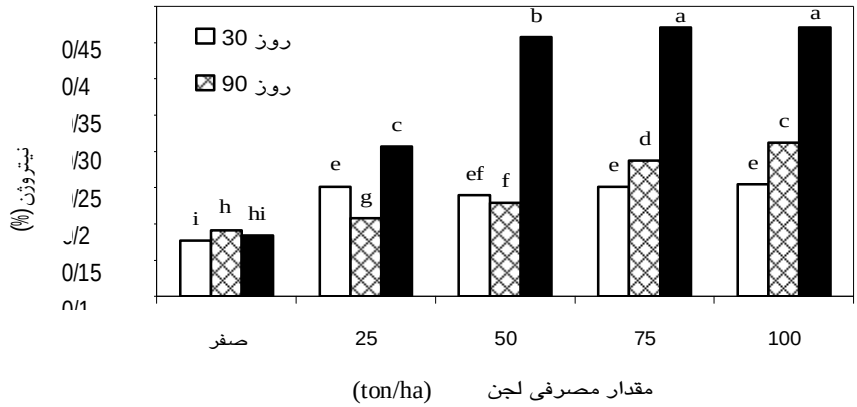
مقایسه میانگین‌ها در شکل 5 نشان می‌دهد که کلیه مقادیر لجن مصرفی، کربوهیدرات قابل عصاره-گیری با آب داغ خاک را در تیمارهای 25 تا 100 تن در هکتار حدود 18تا 98/5 درصد نسبت به شاهد و به طور معنی دار افزایش دادند. شکل 5 نشان می‌دهد که در هر یک از زمان‌های انکوباسیون کلیه مقادیر مصرفی لجن (به استثنای تیمار 25 تن در هکتار و در زمان‌های 30 و 90 روز) باعث افزایش معنی‌دار کربوهیدرات خاک آهکی مورد آزمایش (جدول 1) نسبت به شاهد گردیده و با افزایش مقدار مصرفی لجن، افزایش در مقدار هیدرات کربن تشدید یافته است به‌طوریکه بیشترین مقدار کربوهیدرات (1170 میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک) در تیمار 100 تن در هکتار لجن و زمان 90 روز به‌دست آمد. در توجیه این تغییرات می‌توان چنین گفت که لجن مورد آزمایش دارای ماده آلی زیادی در مقایسه با خاک بوده (جدول 1) و با توجه به اینکه بخشی از ماده آلی لجن به شکل کربوهیدرات می‌باشد و بخشی از کربوهیدرات‌ها نیز در اثر تجزیه میکروبی مولکولهای آلی درشت حاصل می‌شود. لذا افزودن لجن به خاک آهکی با ماده آلی ناچیز باعث افزایش کربوهیدرات‌ها در آن گردیده است. در حدود 5 تا 25 درصد مواد آلی خاک را کربوهیدرات تشکیل می‌دهند و کربوهیدرات‌های قابل عصاره‌گیری با آب داغ در پاسخ به تغییرات کوتاه مدت مدیریتی بسیار سریع‌تر از کربن آلی خاک تغییر می‌کند (یوسفی و همکاران 1386). همچنین مشاهده می‌شود که در تیمارهای 25 تا 100 تن در هکتار، مقدار کربوهیدرات‌های خاک در زمان های 90 و 180 روز نسبت به زمان 30 روز به‌طور معنی‌دار افزایش یافته است. به نظر می‌رسد با گذشت زمان به علت کاهش فراوانی ماده آلی سهل الوصول، بخشی از میکروارگانیسم‌های خاک از بین رفته و در اثر تجزیه شدن، کربوهیدرات موجود در بدن آن‌ها در محیط آزاد گردیده است. گارسیا- اورنیس و همکاران (2005) مقادیر 30 و 50 گرم بر کیلوگرم لجن فاضلاب را در دو خاک شور و غیر شور به کار بردند و گزارش کردند که با افزایش مقادیر لجن، مقدار کربوهیدرات افزایش معنی-داری در مقایسه با شاهد نشان داد. نتیجه مشابهی درباره تغییرات اثر لجن فاضلاب با زمان بر مقدار کربوهیدرات توسط باستیدا و همکاران (2008) گزارش شده است.



شکل 5- اثر متقابل مقدار مصرفی لجن و زمان انکوباسیون بر میانگین کربوهیدرات قابل عصاره‌گیری با آب داغ خاک. حروف غیر مشابه بیانگر وجود اختلاف معنی‌دار در سطح احتمال یک درصد می‌باشد.

اثر لجن و زمان انکوباسیون بر نیتروژن کل خاک

مقایسه میانگین ها در شکل 6 نشان می‌دهد که در کلیه زمان‌ها با افزایش مقادیر مصرفی لجن، درصد ازت کل خاک در تیمارهای 25 تا 100 تن در هکتار 84/5 تا 191/6 درصد نسبت به شاهد و به طور معنی دار افزایش یافت. با توجه به شکل 6 مشاهده می-شود که بیشترین مقدار نیتروژن مربوط به تیمارهای 75 و 100 تن در هکتار و در زمان 180 روز است (0/371 درصد) که اختلاف آن‌ها با شاهد در همان زمان (0/077 درصد) و حتی بقیه تیمارها در کلیه زمانها معنی‌دار گردیده است. در توجیه این تغییرات می‌توان چنین گفت که احتمالاً گذشت زمان و افزایش مقدار مصرفی لجن باعث گردیده که موادآلی لجن (پروتئین‌ها، کربوهیدرات‌ها و لیپیدها) توسط میکروارگانیسم‌های موجود در خاک بیشتر تجزیه شود و نیتروژن موجود در جزء پروتئینی لجن آزاد گردد و در نتیجه نیتروژن کل افزایش پیدا کند. نتایج تحقیق گلخانه‌ای کسرایی و همکاران (1387) نیز نشان داد که در اثر افزایش مقادیر مصرفی لجن بیولوژیکی پتروشیمی تبریز در یک خاک لوم آهکی از منطقه اهر، نیتروژن کل به‌طور معنی‌دار افزایش یافت و از 0/067 درصد در تیمار شاهد به 0/265 درصد در تیمار 70 تن در هکتار رسید. پریز مورسیا و همکاران (2006) گزارش کردند در اثر به-کارگیری 4 تیمار کمپوست لجن فاضلاب در سطوح صفر، 15، 30 و 50 درصد وزنی در مخلوط با پیت، نیتروژن کل با افزایش مقادیر لجن، افزایش معنی‌داری نسبت به شاهد (100 درصد پیت) پیدا کرد و از 8/8 گرم بر کیلوگرم در شاهد به 15 گرم بر کیلوگرم در تیمار 50 درصد وزنی لجن رسید. نتایج مشابهی درباره تغییرات اثر لجن فاضلاب بر ازت کل خاکهای مختلف توسط تراسون و همکاران (2008)، چینگ و همکاران (2007)، کاندسوارز و همکاران (2004)، گزارش شده است.



شکل 6- اثر متقابل مقدار مصرفی لجن و زمان انکوباسیون بر میانگین نیتروژن کل خاک. حروف غیر مشابه بیانگر وجود اختلاف معنی‌دار در سطح احتمال یک درصد می‌باشد.

نتیجه‌گیری کلی

نتایج تحقیق حاضر نشان داد که بکارگیری لجن فاضلاب پتروشیمی تبریز در مقادیر 25 تا 100 تن در هکتار باعث افزایش تعداد میکروارگانیسم‌ها، تنفس تحریک شده با بستره، کربوهیدرات قابل عصاره‌گیری با آب داغ و نیتروژن کل در خاک آهکی گردید. همچنین این مقادیر لجن باعث افزایش هدایت الکتریکی (EC) خاک گردید لذا توصیه می‌شود لجن را حداقل 6 ماه قبل از کشت گیاه وارد خاک نموده تا غلظت عناصر به تدریج کاهش پیدا کنند. به نظر می‌رسد تهیه کمپوست از لجن فاضلاب قبل از استعمال مستقیم آن در خاک از اثرات آلایندگی لجن به ویژه در زمان‌های اولیه پس از مخلوط کردن با خاک بکاهد که این مسأله نیاز به بررسی بیشتر دارد.

منابع مورد استفاده

حجتی س، نوربخش ف و خاوازی ک، 1385. تأثیر لجن فاضلاب بر شاخص بیومس میکروبی خاک، فعالیت آنزیمی و عملکرد گیاه ذرت. مجله علوم خاک و آب، جلد 20، شماره 1. صفحه‌های 84 تا 93.

خورشید م، حسین‌پور ع و اوستان ش، 1387. تأثیر لجن فاضلاب بر جذب فسفر و فسفر قابل استفاده در برخی از خاک-های آهکی. مجله علوم کشاورزی و منابع طبیعی، شماره 46. صفحه‌های 791 تا 801 .

روانبخش م ح، فتوت ا و حق نیا غ ح، 1388. تأثیر لجن فاضلاب و زمان بر فراهمی و توزیع گونه‌های نیکل و کادمیم در محلول خاکهای آهکی. مجله آب و خاک علوم و صنایع کشاورزی، جلد 23، شماره 1. صفحه‌های 239 تا 249.

عرفان منش م، 1376. اثر تیمارهای لجن فاضلاب بر برخی ویژگی‌های خاک و جذب و تراکم عناصر سنگین به وسیله اسفناج و گوجه‌فرنگی. پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشکده کشاورزی دانشگاه صنعتی اصفهان.

علی اصغرزاده ن، 1385. روشهای آزمایشگاهی در بیولوژی خاک (ترجمه). انتشارات دانشگاه تبریز.

کرمی م، رضایی نژادی ی، افیونی م و شریعتمداری ح، 1386. اثرات تجمعی و باقی‌مانده لجن فاضلاب شهری بر غلظت عناصر سرب و کادمیم در خاک و گیاه گندم. مجله علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی، سال یازدهم، شماره اول. صفحه‌های 79 تا 94.

کسرایی ر، ساعدی س و علی اصغرزاده ن ، 1387. بررسی اثرات بیوشیمیایی کاربرد لجن بیولوژیک کارخانه پتروشیمی تبریز روی یک نمونه از خاک‌های اهر. مجله علوم کشاورزی و منابع طبیعی ، جلد پانزدهم، شماره دوم. صفحه‌های 67 تا 75.

کسرایی ر و ساعدی س، 1389. تأثیر لجن فاضلاب مجتمع پتروشیمی تبریز بر رشد گیاه گوجه فرنگی. نشریه آب و خاک علوم و صنایع کشاورزی، جلد 24، شماره 1. صفحه‌های 10 تا 20.

واثقی س، افیونی م، شریعتمداری ح و مبلی م، 1382. اثر لجن فاضلاب و pH خاک بر قابلیت جذب عناصر کم‌مصرف و فلزات سنگین. مجله علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی، شماره 3. صفحه‌های 95 تا 105.

یوسفی م، شریعتمداری ح و حاج عباسی م‌ع، 1386. اندازه‌گیری برخی از ذخایر کربن آلی در دسترس به عنوان شاخص کیفیت خاک. مجله علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی، سال یازدهم، شماره 42 (ب). صفحه‌های 429 تا 439.

Anonymous, 1993. Clean water act. Section 503. vol. 58, No. 32, U.S. Enviromental Protection Agency. Washington, DC.

Adesodun JK, Mbagwu JSC, Oti N, 2001. Structural stability and carbohydrate contents of an ultisol under different management systems. Soil and Tillage Research 60: 135-142

Afyuni M, 1987. Exractability of Fe, Zn and Cd in sludge amended calcareous soils. M. S. Thesis, New Mexico State Univ.NM.

Araujo ASF and Monteiro RTR, 2006. Microbial biomass and activity in a Brazilian soil amended with untreated and composted textile sludge. Chemosphere 64: 1043-1046.

Bastida F, Kandeler E, Moreno JL , Ros M, Garcia C and Hernandez T, 2008. Application of fresh and composted organic wastes modifies structure, size and activity of soil microbial community under semiarid climate. Applied Soil Ecology 40: 318-329.

Berti WR and Jacobs IW, 1996. Chemistry and phytotoxicity of soil trace elements from repeated sewage sludge application. Journal of Environmental Quality 25: 1025-1032.

Bremner JM and Mulvaney CS, 1982. Nitrogen total. Pp. 595-624. In: Page AL (ed). Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Methods. ASA and SSSA, Madison, WI.

Brollier S, Smith SR, Henry CL and Harrison RB, 1992. I. Changes in Soil Chemistry. Seventeen Years of Municipal Sludge Application in Forests, Agronomy Abstracts 33:541- 547.

Carl A, Trine E, Jane H and Henrik L, 2002. Degradation of organic contaminants in sewage sludge during windrow composting, No3036. Drammen, Norway.

Cheng H, Xu W, Liu J, Zhao Q, He Y and Gang Ch, 2007. Application of composted sewage sludge (GSS) as a soil amendment for turfgrass growth. Ecological Engineering 29: 96-104.

Conde Suarez P, Seoane S, Lopez Mosquera E, Solla-Gullon F and Merino A. 2004. Dairy industry sewage sludge as a fertilizer for an acid soil: a laboratory experiment with *Lolium multiflorum* L. Spanish Journal of Agricultural Research 2(3): 419-427.

Epstien E, Tylor JM and Chaney RL, 1976. Effect of sewage sludge compost applied to soil on some soil physical and chemical properties. Journal of Environmental Quality 55: 422-426.

Fang M and Wang JWC, 1999. Effects of lime amendment on availability of heavy metals and maturation in sewage sludge composting. Enviromental Pollution 106: 83-89.

Garcia-Orenes F, Guerrero C, Mataix-Solera J, Navarro-Pedreno J, Gomez I and Mataix-Beneyto J, 2005. Factors controlling the aggregate stability and bulk density in two different degraded soils amended with biosolids. Soil &Tillage Research 82: 65-76.

Gouin FR, 1985. Growth of hardy chrysanthemums in containers of media amended with composted municipal sewage sludge. Journal of Environmental Horticulture 3: 53-55.

Gupta PK, 2004. Soil, Plant, Water and Fertilizer Analysis. Agrobios, India.

Hillel, D. 1998. Environmental Soil Physics. Academic Press. USA.

Hyun H, Chang AC, Parker DR and Page AL, 1998. Cadmium solubility and phytoavailability in sludge treated soil: effects of soil organic carbon. Journal of Environmental Quality 27: 329-334.

Jezierska-Tys S and Frac M, 2008. Microbiological indices of soil quality fertilized with dairy sewage sludge. International Agrophysics 22: 215-219.

Kabata P and Pendias AH, 1992. Trace Element in Soils and Plants. 2nd ed., CRC Press, New York.

King LD, 1981. Effect of swine manure lagoon sludge and municipal sewage slugde on growth, nitrogen recovery, and heavy metal content of fescue grass. Journal of Environmental Quality 10: 465-472.

Klut A (ed.), 1986. Methods of Soil Analysis: Part 1. Physical and Mineralogical Methods. 2nd edition. ASA and SSSA, Madison, WI.

Lunt AH, 1959. Digested Sewage Sludge for Soil Iimprovement. Bull Conn Agric Exp Stn, 622.

Mattana S, Ortiz O and Alcaniz JM, 2010. Substrate-induced respiration of a sandy soil treated with different types of organic waste. Communications in Soil Science and Plant Analysis 41: 408-423.

Metzger L, Levanon D and Mingelgrin V,1987. The effect of sewage sludge on soil structural stability: Microbiological aspects. Soil Science Society of America Journal 51: 346-351.

Page, AL (ed.),1982. Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Methods. Agronomy No.9. ASA and SSSA, Madison, WI.

Perez-Murcia MD, Moral R, Moreno-Caselles J, Perez-Espinosa A and Paredes C, 2006. Use of composted sewage sludge in growth media for broccoli. Bioresource Technology 97: 123-130.

Smith SR, 1992. Sewage sludge and refuse composts as peat alternatives for conditioning impoverished soil. Journal of Horticulture Science 67: 703-716.

Tarrason D, Ojeda G, Ortiz O and Alcaniz JM, 2008. Differences on nitrogen availability in a soil amended with fresh, composted and thermally-dried sewage sludge. Bioresource Technology 99: 252-259.

Wang JWC, Lai KM, Fang M and Ma KK, 1998. Effect of sewage sludge amendment on soil microbial activity and nutrient mineralization. Environment International 24: 935-943.