تأثیر کاربرد لجن فعال در تولید ورمی‌کمپوست از پسماندهای مزارع ذرت

سیده مریم خرازی[1] حبیب‌اله یونسی[2] جواد عابدینی طرقبه[3]

(دریافت ۹۱/۶/۲۵ پذیرش ۹۲/۳/۲۶)

چکیده

در این پژوهش اثر تلقیح لجن فعال فاضلاب به پسماندهای آلی تولید شده در مزارع ذرت با هدف بررسی تغییرات مواد مغذی طی ورمی‌کمپوست، مورد مطالعه قرار گرفت. از لجن فاضلاب به‌عنوان منبع باکتری‌های تثبیت کننده نیتروژن و محلول کننده فسفر در چهار سطح استفاده شد. تیمارها به‌مدت ۳۰ روز، پیش‌کمپوست شده و سپس توسط لجن فاضلاب تلقیح شدند و به‌مدت ٤٠ روز ورمی‌کمپوست شدند. نتایج بررسی نشان داد که عمل تلقیح این باکتری‌ها به بستر تولید ورمی‌کمپوست همراه با فعالیت کرم‌های خاکی، موجب تسریع فرایند تجزیه زیستی مواد آلی می‌شود. افزایش غلظت لجن فاضلاب از ۰ تا ٦۰۰۰ میلی‌گرم در لیتر، موجب کاهش میزان مواد آلی کل (از ۳۲/۷٦ به ۲۹/۹۱ درصد)، مواد جامد فرار (آلی) کل (از ٤۹/۸۵ به ٤۸/۰۲ درصد) و نسبت کربن به نیتروژن (از ۱۹/۵۹ به ۱٦/۰٦) و افزایش میزان نیتروژن کلدالی کل (از ۱/٦۸ به ۱/۸۷درصد)، نیترات (از ۱٤۷٦/۷۵ به ۱٦۹۹/٦۰ میلی‌گرم در کیلوگرم)، میزان فسفر کل (از ۱/٦٦ به ۱/۷۷ گرم در کیلوگرم) و هدایت الکتریکی (از ۳/۱۰ به ۳/٤۸ میلی زیمنس بر سانتی‌متر) شد. نتایج نشان داد غلظت ٦۰۰۰ میلی‌گرم در لیتر لجن فاضلاب در میان سایر تیمارها، اثرات مطلوب‌تری بر کیفیت ورمی‌کمپوست نهایی داشت. بنابراین، تکرارپذیری فرایند و کیفیت محصول نهایی، این امکان را فراهم می‌کند که از روش این آزمایش برای پژوهش‌هایی که در آن نیاز به کاهش جرم مخلوط زائدات کمپوست است، استفاده شود.

واژه‌های کلیدی: میکروارگانیسم، مواد مغذی، ورمی‌کمپوست، پسماندهای آلی، تثبیت کربن

The Application of Active Sewage Sludge on the Vermicomposting of Agricultural Waste

S.M. Kharrazi [1] *H. Younesi [2]* *J. Abedini Torghabeh [3]*

(Received Sep. 15, 2012 Accepted June 16, 2013)

Abstract

In this experiment, active sewage sludge was inoculated in organic waste. The objective was to study its effect on nutrient dynamics during vermicomposting. Active sewage sludge, as a source of nitrogen fixing and phosphorous solubilizing bacteria, was added in four combinations to the vermicomposting substrate. Prior to inoculation with active sludge, the treatments were precomposted for 30 days and finally vermicomposted for 40 days. Results showed that inoculation of microorganisms in the substrate accompanied by earthworms' activity enhances the organic waste biodegradation rate. Increasing sludge concentration from 0 to 6000 mg/l led to reduced Total Organic Carbon from 32.76 to 29.91%, Total Volatile Solids from 49.85 to 48/02%, and C/N ratio from 19.59 to 16.06 but increased Total Kjeldahl Nitrogen from 1.68 to 1.87%, nitrate from 1476.75 to 1699.60 mg/kg, Total Phosphorous from 1.66 to 1.77 g/kg, and Electrical Conductivity from 3.10 to 3.48 mS/cm. By increasing the concentration of sewage sludge, heavy metals content also increased significantly due to the enhanced organic matter biodegradation. Finally, the results showed that, among the treatments, the one with an active sewage sludge concentration of 6000 mg/l had more desirable effects on the final vermicompost quality. Based on the reproducibility of the process and the quality of the final products, this experimental procedure may be proposed for studies requiring a mass reduction in the initial composted waste mixtures.

Keywords: Microorganism, Nutrients, Vermicompost, Organic Waste, Carbon Mineralization.

۱- دانشجوی کارشناسی ارشد مهندسی منابع طبیعی، دانشگاه تربیت مدرس، نور
۲- دانشیار گروه مهندسی محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تربیت مدرس، نور (نویسنده مسئول) ۶۲۵۳۱۰۳ (۰۱۲۲) hunesi@modares.ac.ir
۲- دانشجوی دکترای مهندسی منابع طبیعی، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تربیت مدرس، نور

1. MSc Student of Natural Resources Eng., Tarbiat Modares University, Noor
2. Assoc. Prof. of Environmental Eng., Facutly of Natural Resources, Tarbiat Modares University, Noor (Corresponding Author) (+98 122) 6253103 hunesi@modares.ac.ir
3. PhD Stdudent of Natural Resources Eng., Faculty of Natural Resources, Tarbiat Modares University, Noor

۱- مقدمه

با افزایش تولیدات کشاورزی، انواع مختلف فراورده‌های جانبی کشاورزی و ضایعات تولید می‌شود. بخش عظیمی از محصولات کشاورزی اعم از زراعی، باغی و دامی که با صرف هزینه‌های گران تولید می‌شود، به‌دلایل متعدد در چرخه تولید تا مصرف، ضایع شده و از بین می‌رود. در فرایند توسعه صنعتی و اقتصادی، استفاده از پسماندها و بازیافت آن‌ها به‌محصولات با ارزش یک امر ضروری است. عدم برنامه‌ریزی و مدیریت پسماندها، مسائل و مشکلات محیط‌زیستی را افزایش می‌دهد [۱].

تغذیه چهارپایان و تولیدات کشاورزی که بر مبنای مصرف مقدار زیاد انرژی و مواد شیمیایی است، موجب تهی شدن خاک از مواد مغذی و مواد آلی شده و آب‌های سطحی و زیرزمینی را آلوده می‌کند [۲]. کودهای آلی و سایر مواد زائد آلی کشاورزی، منبع مهمی برای بازگرداندن مواد آلی خاک تلقی شده و می‌توانند موجب حفظ حاصلخیزی خاک شوند [۳]. کمپوست نمودن، پایدارترین و اقتصادی‌ترین گزینه برای مدیریت مواد زائد آلی است [۴]. تولید ورمی‌کمپوست، ضایعات آلی را کاهش داده و نیاز گیاهان را به مواد مغذی در فرم قابل دسترس آن‌ها تأمین می‌کند. مواد دفعی کرم‌های خاکی که همان کود آلی ورمی‌کمپوست نام دارد، قابلیت انحلال بالایی در آب داشته و به‌راحتی توسط گیاهان جذب می‌شود. کاربرد ورمی‌کمپوست در زمین‌های کشاورزی، نه‌تنها حاصلخیزی خاک را افزایش می‌دهد، بلکه قابلیت نگهداری آب را در خاک افزایش می‌دهد [۳]. ورمی‌کمپوست، کودی یکنواخت بوده و سطح آلودگی کمتری نسبت به سایر کودها دارد و مواد مغذی بیشتری را در مدت زمان طولانی‌تری نگهداری می‌کند و همچنین اثرات مخرب کمتری بر محیط زیست دارد [۳].

کیفیت کمپوست و ورمی‌کمپوست، مهم‌ترین معیار در بازیافت زائدات آلی، بازاریابی کودهای تولیدی و کاربرد این کودها در کشاورزی است [۳]. برای بهبود کیفیت کود کرمی می‌توان از تلقیح میکربی استفاده کرد. این عمل نه تنها مقدار نیتروژن، فسفر و پتاسیم را در کود افزایش می‌دهد، بلکه موجب سرعت بخشیدن به فرایند ورمی‌کمپوست‌سازی نیز می‌شود [۵]. ساها و همکاران نیز بهبود کیفیت ورمی‌کمپوست را در اثر تلقیح دو گونه قارچ و همچنین باکتری تثبیت کننده نیتروژن اعلام کرده‌اند [۶]. آنها تسریع فرایند تجزیه مواد آلی را به‌دلیل تولید آنزیم‌های تجزیه کننده سلولز، همی‌سلولز و لیگنین توسط میکروارگانیسم‌های تلقیح شده گزارش نموده‌اند. مطالعات متعددی ذکر کرده‌اند که تلقیح میکروارگانیسم، علاوه بر تسریع فرایند تثبیت‌سازی، مواد مغذی را به فرم قابل دسترس برای گیاهان تبدیل می‌کند و مقدار مواد مغذی و فعالیت آنزیمی را نیز در ورمی‌کمپوست افزایش می‌دهد [۷، ۸ و ۹].

بیوچامپ و همکاران نیز ضمن تأیید افزایش مقدار نیتروژن در اثر تلقیح باکتری‌های تثبیت کننده نیتروژن اعلام کرده‌اند که توانایی تثبیت نیتروژن توسط این باکتری‌ها به نوع پسماند آلی مورد استفاده بستگی دارد [۱۰].

هدف از این تحقیق افزایش مقدار مواد مغذی ورمی‌کمپوست تولید شده از پسماندهای مزارع ذرت به‌وسیله تلقیح میکربی در قالب لجن فعال فاضلاب بود. لجن فعال فاضلاب تولید شده در تصفیه‌خانه‌های فاضلاب شهری به‌دلیل حاوی بودن میکروارگانیسم‌های مؤثر در تجزیه مواد آلی می‌توانند برای این منظور مورد استفاده قرار بگیرد. با توجه به فقر خاک‌های ایران از نظر کشاورزی و با توجه به اینکه کودهای آلی و سایر مواد زائد آلی کشاورزی، منبع مهمی برای بازگرداندن مواد آلی خاک تلقی شده و می‌توانند موجب حفظ حاصلخیزی خاک شوند، تولید ورمی‌کمپوست یکی از ضروریات تلقی می‌شود. لذا بهبود کیفیت کود تولیدی از نظر پارامترهای فیزیکی و شیمیایی از طریق تلقیح باکتری‌های تثبیت کننده نیتروژن و فسفر، می‌تواند گام بلندی را از یک سو در مدیریت پسماندهای آلی و از سوی دیگر در کشاورزی پایدار ایفا کند.

در این تحقیق که با هدف بررسی پتانسیل بازیافت ضایعات مزارع ذرت به‌صورت کود ورمی‌کمپوست انجام گرفت، اثر پارامتر تلقیح میکروارگانیسم‌های تثبیت کننده نیتروژن و فسفر در قالب لجن فعال فاضلاب بر کیفیت محصول نهایی (ورمی‌کمپوست) بررسی شد.

۲- مواد و روش‌ها

طرح حاضر در قالب طرح کاملاً تصادفی با چهار غلظت لجن فعال شامل ۰، ۲۰۰۰، ۴۰۰۰ و ۶۰۰۰ میلی‌گرم در لیتر در سه تکرار برای هر تیمار در طی مدت ۷۰ روز انجام پذیرفت. محل اجرای این طرح، سالن ورمی‌کمپوست کارخانه کود آلی (کمپوست) مشهد بود.

۲-۱- فراوری و آماده‌سازی مواد اولیه

کود گاوی، از محل دپوی کود در کارخانه کمپوست مشهد و کود کمپوست نیز از سالن تولید کمپوست در کارخانه، تهیه شد که با توجه به گذشت زمانی معادل دو ماه از انجام دپو، کود مذکور نسبتا تثبیت شده و فاقد تخم علف‌های هرز بود. کود گاوی نیز به‌منظور جدا کردن ذرات با سایز درشت توسط الک با سایز سه میلی‌متر به‌صورت دستی سرند شد. حذف املاح مضر و کاهش هدایت الکتریکی نیز با پخش نمودن کود روی یک صفحه فلزی سوراخ دار و پاشیدن آب در سه مرحله انجام شد. ضایعات ذرت از مزارع

ذرت تهیه و شسته شد و در هوای آزاد به‌مدت چند روز پهن شد. کارتن از زباله‌های موجود در کارخانه تهیه شد. کارتن‌ها نیز شسته و خرد شدند. لجن فعال فاضلاب که به‌عنوان منبع میکروارگانیسم‌ها مورد استفاده قرار گرفت، از تصفیه‌خانه فاضلاب شهری بجنورد تهیه شد و در غلظت‌های ۲۰۰۰، ۴۰۰۰ و ۶۰۰۰ میلی‌گرم در لیتر آماده شد. قبل از ساخت تیمارهای اصلی، از مواد اولیه جداگانه نمونه‌برداری و ویژگی‌های شیمیایی آن‌ها تعیین شد.

در این تحقیق، برای ساخت واحدهای آزمایشی، از سطل‌های پلاستیکی بیضوی شکل با ابعاد ۴۹×۳۷ سانتی‌متر و حجم تقریبی ۱۵ لیتر استفاده شد. پس از فراوری و آماده‌سازی مواد اولیه، در داخل هر یک از ظروف، ۲/۵ کیلوگرم مواد بستر (بر اساس وزن خشک) که شامل ضایعات گیاه ذرت، کود گاوی، کمپوست و کارتن (به‌ترتیب ۶۰، ۱۵، ۲۰ و ۵ درصد وزن خشک بستر) بودند، ریخته شد و هر ظرف، یک واحد آزمایشی در نظر گرفته شد. حضور کود گاوی، کمپوست و کارتن همراه با ضایعات ذرت به‌منظور بهبود شرایط برای کرم‌های خاکی بود. واحدهای آزمایشگاهی مذکور در طی مدت اجرای طرح، در سالن ورمی‌کمپوست کارخانه کمپوست مشهد نگهداری شدند.

۲-۲- ساخت و آماده‌سازی تیمارها

پس از آماده سازی تیمارهای مختلف و تنظیم رطوبت آن‌ها در حدود ۷۰ درصد وزنی، تیمارها به‌مدت ۳۰ روز در حال کمپوست شدن قرار داده شدند تا مرحله پیش‌کمپوست سپری شود. حضور مرحله پیش‌کمپوست موجب کاهش نسبت کربن به نیتروژن مواد آلی، از بین رفتن پاتوژن‌های موجود در بستر و بهبود وضعیت بستر مواد آلی برای فعالیت کرم‌های خاکی می‌شود. تولیدکنندگان با تجربه کمپوست، اغلب انتهای این مرحله و رسیدن به کمپوست رسیده را با استفاده از شاخص‌های فیزیکی تشخیص می‌دهند. در این مطالعه نیز نشانه‌هایی از قبیل داشتن بوی خاک، رنگ قهوه‌ای تیره، بافت ریز و همچنین کاهش نسبت کربن به نیتروژن تا زیر ۲۰، ملاک تشخیص انتهای مرحله پیش‌کمپوست بود. پس از اتمام این مرحله، عمل تلقیح کلیه تیمارها توسط کرم‌های خاکی با اضافه کردن ۱۵۰ جفت کرم خاکی بالغ با وزن تقریبی ۲۵۰ تا ۴۰۰ میلی‌گرم از گونه *ایزنیا فتیدا*[1] به هر ظرف انجام شد. لجن فعال فاضلاب نیز در غلظت‌های مد نظر در ابتدای مرحله ورمی‌کمپوست با حجم دو لیتر به هر بستر اضافه شد. دمای بسترها که تابعی از درجه حرارت محل پروژه (سالن ورمی‌کمپوست) بود، در محدوده ۱۵ تا ۲۵ درجه سلسیوس تنظیم شد. به‌منظور ممانعت از هدر رفتن رطوبت مواد بستر و همچنین جلوگیری از تابش مستقیم نور به بستر کرم‌های خاکی، سطوح تیمارهای مختلف توسط گونی‌های نخی و نایلون پوشانیده شدند.

به‌منظور اندازه‌گیری پارامترهای فیزیکوشیمیایی مدنظر، نمونه‌های همگنی از هر تیمار در سه مرحله شامل ابتدای مرحله پیش‌کمپوست، ابتدای مرحله ورمی‌کمپوست و انتهای مرحله ورمی‌کمپوست تهیه شد. نمونه‌های تهیه شده ابتدا به‌مدت ۲۳ ساعت در داخل آون و در دمای ۸۰ درجه سلسیوس به‌طور کامل خشک شدند. به‌منظور کنترل شرایط محیطی برای رشد کرم‌های خاکی، پارامترهای pH و هدایت الکتریکی هر ۱۰ روز یکبار برای تیمارهای مختلف توسط دستگاه pH متر و EC متر دیجیتال اندازه‌گیری شدند و رطوبت مواد بستر، پس از اندازه‌گیری و در صورت نیاز با اضافه کردن مجدد مقادیر مشخص آب در محدوده ۶۰ تا ۷۰ درصد وزنی تنظیم شد [۲۱]. سایر پارامترهای فیزیکوشیمیایی شامل مواد آلی کل به روش والکی بلاک[2]، نیتروژن کلدالی کل به‌روش کلدال[3]، نسبت کربن به نیتروژن، میزان فسفر کل از روش اولسن[4] و نیترات به‌روش اسپکتروفتومتری، در سه مرحله مذکور اندازه‌گیری شدند [۱۵-۱۲]. کلیه روش‌های آزمایشگاهی مورد استفاده برای اندازه‌گیری پارامترهای فیزیکی و شیمیایی در لجن فعال فاضلاب مطابق با کتاب روش‌های استاندارد برای آب و فاضلاب انجام گرفت [۱۶].

پس از آماده شدن ورمی‌کمپوست (۷۰ روز پس از ساخت تیمارها)، در تمامی واحدهای آزمایشگاهی، عملیات جداسازی کرم‌های خاکی از بستر به‌صورت دستی انجام شد. پس از جداسازی کرم‌های خاکی به‌منظور حذف مواد درشت، ورمی‌کمپوست تولید شده از هر واحد آزمایشگاهی به صورت دستی توسط یک الک با سایز منافذ ۳ میلی‌متر سرند شد و به‌این ترتیب محصول نهایی تیمارهای مختلف آماده شد.

۳- نتایج و بحث

در طی فرایند تولید ورمی‌کمپوست، در اثر تجزیه زیستی مواد آلی و بر هم کنش بین کرم‌های خاکی و میکروارگانیسم‌ها، تغییرات فیزیکی و شیمیایی قابل توجهی در مواد اولیه بستر انجام می‌شود که خصوصیات کمپوست نهایی را از نظر تأثیر بر حاصلخیزی خاک بهبود می‌بخشد. از مهم‌ترین تغییرات فیزیکوشیمیایی می‌توان به افزایش فراهمی اکثر عناصر غذایی برای گیاهان اشاره کرد که در اثر فعالیت کرم‌های خاکی و میکروارگانیسم‌ها و معدنی شدن مواد

[1] *Eisenia fetida*

[2] Walkey-Black

[3] Kjeldahl

[4] Olsen

آلی رخ می‌دهد. بسیاری از ترکیبات عناصر مختلف مانند ترکیبات نیتروژن، فسفر و سایر عناصر غذایی، معدنی شده و تبدیل به فرم قابل استفاده برای گیاه می‌شوند. در جدول‌های ۱ و ۲ ویژگی‌های شیمیایی مواد اولیه و لجن فاضلاب مورد استفاده، آورده شده است.

۳-۱- بررسی تغییرات pH

موجودات خاک از جمله کرم‌های‌خاکی و میکروارگانیسم‌ها قادر به تغییر pH خاک می‌باشند. تجزیه مواد آلی نیتروژن‌دار، موجب تولید یون‌های آمونیوم و اسید هیومیک می‌شود [۱۷]. اثر متقابل این دو ترکیب منجر به تنظیم pH ورمی کمپوست و نیل آن به‌سمت pH خنثی می‌شود [۹]. تلقیح لجن فعال فاضلاب به بستر مواد آلی، تأثیر معنی‌داری را در تغییرات pH نشان نداد ($p>۰/۰۵$). ساها و همکاران در تولید ورمی‌کمپوست از مواد زائد شهری توسط *ایزنیا فیتدا* با تلقیح باکتری‌های تثبیت کننده نیتروژن و قارچ‌های تولید کننده آنتی‌بیوتیک، اثر این باکتری‌ها را در مقدار pH بی‌معنی دانستند [۶]. پرامانیک و همکاران نیز ویژگی‌های ورمی کمپوست تحت تیمار سه گونه میکروارگانیسم را مورد بررسی قرار دادند و اعلام نمودند که تلقیح این میکروارگانیسم‌ها، اثرات متغیری را بر مقدار pH نشان می‌دهد که به‌دلیل تفاوت در طبیعت میکرب‌ها و مواد آلی اولیه مورد استفاده است [۹].

در این مطالعه pH کلیه تیمارها در دوره پیش‌کمپوست، افزایش یافت. پس از ۳۰ روز، pH کلیه تیمارها از میانگین ۷/۳۳±۰/۰۷ به ۷/۷۴±۰/۰۶ رسید. این افزایش pH در مطالعات متعددی در ابتدای فرایند کمپوست‌سازی مشاهده شده است [۱۸]. فعالیت شدید میکربی و تجزیه مواد آلی در هفته‌های نخست، سبب تشکیل آمونیوم و افزایش pH در کمپوست می‌شود [۱۹]. از روز ۳۰ تا روز ۵۰، نیز افزایش در میزان pH مشاهده شد. افزایش pH در این مرحله نیز مانند مرحله پیش‌کمپوست‌سازی نشان دهنده فعالیت میکروارگانیسم‌های مؤثر در عمل تجزیه مواد، طی فرایند سوخت و ساز هوازی و در حضور رطوبت کافی و در نتیجه تولید ترکیبات بازی (مانند آمونیاک حاصل از تجزیه مواد آلی نیتروژن دار) است.

از روز ۵۰ تا انتهای فرایند، در اثر تثبیت بیشتر ترکیبات آلی توسط میکروارگانیسم‌ها و تشکیل اسیدهای ضعیف و همچنین در اثر مصرف ترکیبات بازی مذکور (تبدیل آمونیاک به نیترات)، pH مواد بستر کاهش یافت. همچنین کاهش انتهایی pH مواد بستر می‌تواند به‌دلیل تولید گاز دی‌اکسیدکربن در اثر فعالیت‌های متابولیسمی کرم‌های‌خاکی و میکروارگانیسم‌های موجود در بستر نیز باشد [۲۰].

سینگ و همکاران دریافتند که با وجود تفاوت در مقدار pH اولیه، ابتدا pH مواد بستر با تمایل مشابهی در ۶ تا ۱۵ روز اول افزایش یافته و سپس کاهش می‌یابد به‌طوری‌که پس از ۳۰ روز از شروع تحقیق، pH به حدود خنثی رسید [۲۱]. لوح و لی فرایند ورمی‌کمپوست را در مخلوط کود گاوی و کود بزی مورد مطالعه قرار دادند و تفاوت معنی‌داری را بین pH کمپوست نهایی و مواد اولیه مشاهده نمودند [۲۲]. نتیجه تحقیق آن‌ها دلالت بر این داشت که pH مواد اولیه روندی را از خنثی بودن تا قلیایی شدن و سپس اسیدی شدن نشان داده است که چنین نتیجه‌ای توسط نگوا نیز گزارش شده است [۲۳]. دلایل کاهش pH در این پژوهش‌ها، تبدیل زیستی مواد اولیه به مواد حد واسط از جمله اسیدهای آلی و معدنی شدن نیتروژن و فسفر و تبدیل آن‌ها به نیترات، نیتریت و ارتوفسفات بوده است.

۳-۲- بررسی تغییرات هدایت الکتریکی (EC)

با توجه به این‌که در اثر فعالیت کرم‌های خاکی و تجزیه مواد آلی و

جدول ۱- ویژگی‌های شیمیایی لجن فعال فاضلاب مورد استفاده

لجن فعال فاضلاب (mg/L)	NO_3^- (mg/L)	TKN (%)	PO_4^{3-} (mg/L)	pH	EC (mS/cm)	sCOD (mg/l)	Total count (CFU/ml)	Salmonella	*E. coli*
۲۰۰۰	۱/۰۳±۰/۰۵	۲/۵۳±۰/۰۹	۱/۱۵±۰/۰۸	۷/۸±۰/۰۶	۳±۰/۰۶	۳۰±۵/۶	$۲/۹\times۱۰^{۷}$	-	-
۴۰۰۰	۱/۲۱±۰/۰۹	۲/۷۷±۰/۱۱	۱/۳۷±۰/۱۱	۸±۰/۱۲	۴/۵±۰/۰۶	۵۳±۴/۵	$۱/۰۲\times۱۰^{۸}$	-	-
۶۰۰۰	۱/۵۱±۰/۱۲	۳/۳۷±۰/۰۷	۱/۷۱±۰/۱۳	۷/۷±۰/۰۶	۵/۳±۰/۰۴	۸۱±۳/۲	$۳/۳۲\times۱۰^{۹}$	-	-

جدول ۲- ویژگی‌های شیمیایی مواد اولیه مورد استفاده

مواد اولیه	NO_3^- (mg/kg)	TKN (%)	TP (g/kg)	TVS (%)	TOC (%)	C/N
ضایعات ذرت	n.d	۰/۹۶±۰/۱۸	۲/۷۳±۰/۵۶	۶۱±۱۲	۴۵/۸۱±۵/۶	۴۷/۷۲±۸/۲
کمپوست	n.d	۱/۱۵±۰/۲۷	۲/۱۶±۰/۳۴	۳۵±۸	۲۵/۹۱±۵/۴	۲۲/۵۳±۵/۳
کود گاوی	n.d	۰/۵۳±۰/۱۴	۳/۲۹±۰/۲۳	۱۵±۳	۱۱/۵۸±۳/۲	۲۱/۸۵±۳/۷
کارتن	n.d	۰/۲۳±۰/۰۵	۰/۶۱±۰/۱	۶۵±۱۶	۴۹/۲۱±۷	۲۱۳/۹۶±۱۲

اعداد گزارش شده به‌صورت میانگین ± انحراف معیار می‌باشند (n=۳) n.d.: not detected

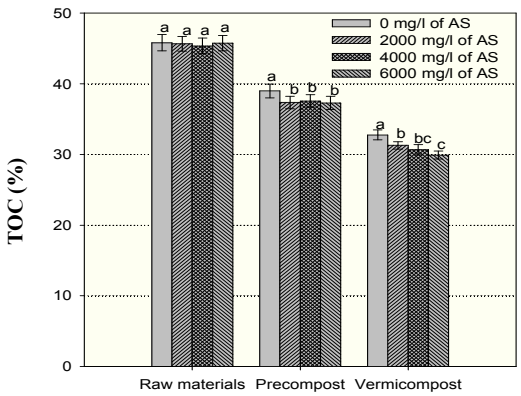
معدنی شدن آن‌ها، حلالیت و تحرک آن‌ها زیاد می‌شود، هدایت الکتریکی مواد بستر به‌مقدار قابل توجهی در طی فرایند تولید ورمی‌کمپوست تغییر می‌کند. افزایش در مقدار هدایت الکتریکی می‌تواند به‌علت کاهش مواد آلی بستر و همچنین رها شدن نمک‌های معدنی مختلف در فرم‌های قابل دسترس (مانند فسفات، آمونیوم و پتاسیم) در طول فرایند نیز باشد [۲۴]. روند تغییرات هدایت الکتریکی در تیمارهای مختلف نشان داد که در تمامی تیمارها، مقدار هدایت الکتریکی مواد بستر به‌صورت پیوسته افزایش یافته است. دلیل افزایش هدایت الکتریکی این است که بر اثر فعالیت میکروارگانیسم‌ها در مرحله پیش‌کمپوست‌سازی و فعالیت مشترک کرم‌های خاکی و میکروارگانیسم‌ها در مرحله ورمی‌کمپوست‌سازی، بیشتر عناصر به فرم‌های معدنی قابل دسترس در آمده و در محیط آزاد می‌شوند. گارگ و همکاران در پژوهشی، افزایش هدایت الکتریکی را ناشی از رها شدن یون‌های قابل دسترس و کانی‌ها در طول فرایند هضم مواد آلی توسط کرم‌های خاکی معرفی نمودند [۲۰].

اثر غلظت لجن فاضلاب تلقیح شده به بستر ورمی‌کمپوست، در ابتدای فرایند معنی‌دار نبود ($p>0/05$) که دلیل آن این است که در این زمان، میکروارگانیسم‌های موجود در لجن هنوز فعالیتی انجام ندادند و نمونه‌گیری دقیقاً بعد از افزودن لجن صورت گرفت. اما این فاکتور در بقیه نمونه‌برداری‌ها که میکروارگانیسم‌ها زمان کافی برای فعالیت داشتند، در سطح اطمینان ۹۹ درصد اثرات معنی‌داری را در تغییرات هدایت الکتریکی نشان داد. بررسی مقایسه میانگین داده‌های آزمایش نشان داد که بیشترین مقدار هدایت الکتریکی در تیمارهای با غلظت تلقیح ۶۰۰۰ میلی گرم در لیتر (۰/۰۵±۱/۷۶ و ۰/۰۸±۳/۴۸ میلی زیمنس بر سانتی‌متر به‌ترتیب در ابتدا و انتهای فرایند) و کمترین مقدار هدایت الکتریکی در تیمارهای بدون تلقیح (۰/۰۴±۱/۷۴ و ۰/۰۸±۳/۱۰ میلی زیمنس بر سانتی‌متر به‌ترتیب در در ابتدا و انتهای فرایند) مشاهده شد. از روز ۳۰ تا انتهای فرایند که مرحله تولید ورمی‌کمپوست بود، این روند تغییرات بیشتر مشهود بود که این امر می‌تواند به‌علت فعالیت هم‌زمان کرم‌های خاکی با میکروارگانیسم‌ها باشد. با افزایش غلظت لجن فعال فاضلاب اضافه شده به بستر تولید ورمی‌کمپوست، تعداد میکروارگانیسم‌های مؤثر در تجزیه مواد آلی افزایش یافته و در نتیجه عناصر بیشتری به فرم معدنی و قابل دسترس در آمده که این امر منجر به افزایش مقدار هدایت الکتریکی می‌شود [۲۵]. افزایش مقدار هدایت الکتریکی همچنین می‌تواند به‌علت کاهش مواد آلی و آزاد شدن نمک‌های معدنی در فرم‌های قابل دسترس مانند فسفات، آمونیوم و پتاسیم باشد [۲۶]. ساها و همکاران و الویرا و همکاران در مطالعاتی، نتایج مشابهی را گزارش کردند [۶، ۹ و ۲۵].

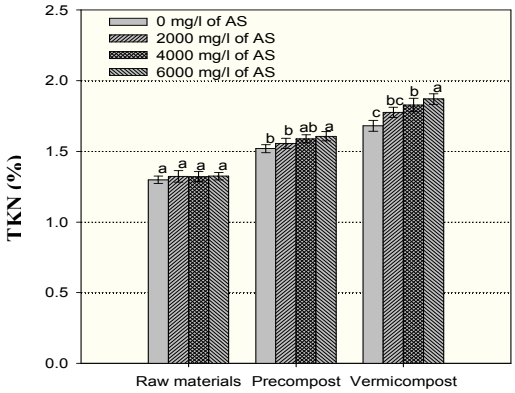
۳-۳- بررسی تغییرات کل کربن آلی (TOC)

با گذشت زمان، مقدار مواد آلی بستر در کلیه تیمارها در مدت تحقیق شامل مراحل تولید کمپوست و ورمی‌کمپوست، کاهش یافت (شکل ۱). کاهش مقدار مواد آلی کل، ناشی از معدنی شدن و تجزیه مواد آلی توسط کرم‌های خاکی و میکروارگانیسم‌های موجود در مواد بستر و از دست رفتن ترکیبات کربنی به‌صورت CO_2 است [۲۱، ۲۲ و ۲۷]. همچنین به‌علت کاهش نسبت کربن به نیتروژن در طول فرایند، تعداد کرم‌های خاکی موجود در بستر به‌تدریج افزایش یافته و این امر، موجب افزایش اکسیداسیون مواد آلی و کاهش کربن آلی می‌شود [۹ و ۲۸].

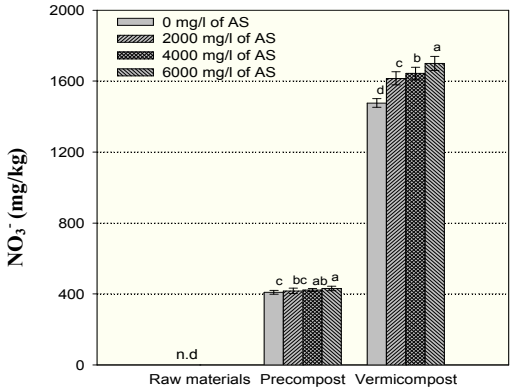
اثر غلظت لجن فعال فاضلاب تلقیح شده به بستر ورمی‌کمپوست، در ابتدای فرایند معنی‌دار نبود ($p>0/05$) که این امر به این دلیل است که در این زمان، میکروارگانیسم‌های موجود در لجن فعال فاضلاب هنوز فعالیتی انجام نداده بودند و نمونه‌گیری دقیقاً بعد از افزودن لجن صورت گرفت. اما این فاکتور در روزهای ۳۰ و ۷۰ که میکروارگانیسم‌ها زمان کافی برای فعالیت داشتند، اثرات معنی‌داری را در سطح اطمینان ۹۹ درصد در میزان مواد آلی کل نشان داد. شکل ۱ نشان می‌دهد که با افزایش غلظت لجن فعال اضافه شده به بستر، میزان مواد آلی کل کاسته شد. لذا کمترین میزان مواد آلی کل در تیمارهای با غلظت ۶۰۰۰ میلی‌گرم در لیتر لجن فعال مشاهده شد که به‌ترتیب در ابتدای فرایند، روز ۳۰ و انتهای فرایند برابر با ۱/۰۸±۴۵/۷۵، ۰/۹۲±۳۷/۲۹ و ۰/۵۶±۲۹/۹۱ درصد بود و بیشترین میزان آن در تیمارهای بدون تلقیح لجن به‌ترتیب در ابتدای فرایند و روز ۳۰ و انتهای فرایند برابر با ۱/۱۵±۴۵/۸۱، ۰/۹۸±۳۸/۹۹ و ۰/۶۹±۳۲/۷۹ درصد مشاهده شد. با افزایش غلظت لجن فعال فاضلاب اضافه شده به بستر تولید ورمی‌کمپوست، تعداد میکروارگانیسم‌های مؤثر در تجزیه مواد آلی افزایش یافت و این افزایش تثبیت و تجزیه منجر



شکل ۱- روند تغییرات مواد آلی کل در طول فرایند تحت تأثیر لجن فعال فاضلاب



شکل ۲- روند تغییرات TKN طی فرایند تحت تأثیر لجن فعال فاضلاب



شکل ۳- روند تغییرات نیترات طی فرایند تحت تأثیر لجن فعال فاضلاب

به کاهش مواد آلی کل شد. عمل تلقیح باکتری‌های تجزیه کننده مواد آلی به بستر تولید ورمی کمپوست همراه با کرم‌های خاکی، موجب تسریع فرایند تجزیه زیستی مواد آلی می‌شود [۶].

بسیاری از محققان، کاهش مواد آلی در فرم CO_2 را در فرایند تخمیر هوازی و فعالیت کرم‌های خاکی و میکروارگانیسم‌ها گزارش کرده‌اند [۲۹ و ۳۰].

۳-۴- بررسی تغییرات نیتروژن کلدالی کل (TKN) و نیترات (NO_3^-)

با گذشت زمان مقدار نیتروژن کلدالی کل و نیترات در کلیه تیمارها افزایش یافت (شکل‌های ۲ و ۳). یکی از دلایل اصلی، کاهش وزن خشک مواد آلی بستر در اثر فرایند تجزیه توسط میکروارگانیسم‌ها و کرم‌های خاکی است. ولی دلایل مهم دیگری هم که ناشی از حضور و فعالیت کرم‌های خاکی در بستر است، وجود دارد. از جمله این موارد می‌توان به لعاب نیتروژن‌دار، هورمون‌های محرک رشد و آنزیم‌هایی که توسط کرم‌های خاکی به مواد بستر اضافه می‌شوند، اشاره نمود که همه این مواد سرشار از نیتروژن می‌باشند [۳۱].

اثر غلظت لجن فعال فاضلاب تلقیح شده به بستر ورمی‌کمپوست در ابتدای فرایند معنی‌دار نبود اما در روز ۳۰ و ۷۰ که میکروارگانیسم‌ها زمان کافی برای فعالیت داشتند، این فاکتور اثرات معنی‌داری را در میزان نیتروژن کلدالی کل در سطح اطمینان ۹۹ درصد نشان داد. بررسی مقایسه میانگین داده‌های آزمایش نشان داد که با افزایش غلظت لجن فعال اضافه شده به بستر، میزان نیتروژن کلدالی کل افزوده شد. لذا بیشترین میزان نیتروژن کلدالی کل در تیمارهای با غلظت ۶۰۰۰ میلی‌گرم در لیتر لجن فعال مشاهده شد که به‌ترتیب در ابتدای فرایند و روزهای ۳۰ و ۷۰، برابر با ۱/۳۲±۰/۰۲۶، ۱/۶۱±۰/۰۳۳ و ۱/۸۷±۰/۰۳۸ درصد بود و کمترین میزان آن در تیمارهای بدون تلقیح لجن و به‌ترتیب برابر با ۱/۳۰±۰/۰۲۶، ۱/۵۲±۰/۰۲۸ و ۱/۶۸±۰/۰۳۸ درصد مشاهده شد (شکل ۲). با افزایش غلظت لجن فعال فاضلاب، تعداد میکروارگانیسم‌های مؤثر در تجزیه مواد آلی افزایش یافت که منجر به کاهش وزن خشک (رهاسازی کربن آلی در فرم CO_2) و کاهش رطوبت موجود در بستر و در نتیجه افزایش میزان نیتروژن کلدالی کل شد. تلقیح باکتری‌های تثبیت کننده نیتروژن به بستر تولید ورمی‌کمپوست، موجب افزایش درصد نیتروژن می‌شود [۶].

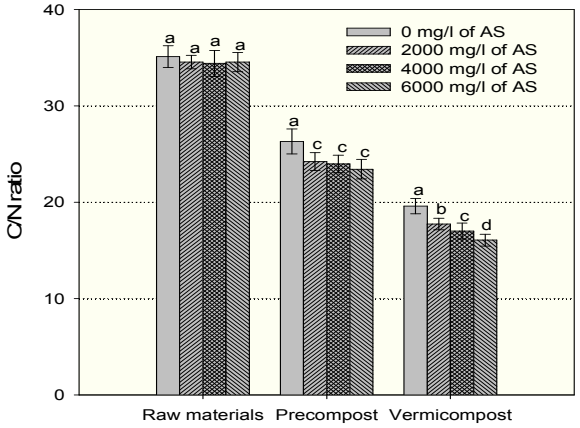
غلظت لجن فعال فاضلاب در روز ۳۰ و ۷۰ که میکروارگانیسم‌ها زمان کافی برای فعالیت داشتند، اثرات معنی‌داری را در میزان نیترات در سطح اطمینان ۹۹ درصد نشان داد. بررسی مقایسه میانگین داده‌های آزمایش نشان داد که با افزایش غلظت لجن فعال، تعداد میکروارگانیسم‌های تثبیت کننده نیتروژن افزایش یافته و در نتیجه میزان نیترات افزوده شد. لذا بیشترین میزان نیترات در تیمارهای با غلظت ۶۰۰۰ میلی‌گرم در لیتر لجن فعال مشاهده شد که به‌ترتیب در روزهای ۳۰ و ۷۰، برابر با ۴۳۱/۶۰±۱۲/۵۴ و ۱۶۹۹/۶۰±۴۰/۲۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم بود و کمترین میزان آن در تیمارهای بدون تلقیح لجن و به‌ترتیب در روزهای ۳۰ و ۷۰، برابر با ۴۰۹/۵۵±۱۱/۴۴ و ۱۴۷۶/۷۵±۲۴/۲۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم مشاهده شد (شکل ۳). زیرا تلقیح باکتری‌های تثبیت کننده نیتروژن به بستر تولید ورمی‌کمپوست، موجب معدنی شدن نیتروژن و افزایش نیترات موجود در بستر می‌شود [۳۲].

کاله و همکاران گزارش کردند که میزان نیتروژن کلدالی کل ورمی‌کمپوست، علاوه بر کیفیت و کمیت مواد آلی اولیه موجود در بستر، به حضور باکتری‌های تثبیت کننده نیتروژن در بستر نیز وابسته است [۳۲]. حضور باکتری‌های تثبیت کننده نیتروژن موجب تثبیت نیتروژن اتمسفری می‌شود و همچنین افزایش سرعت تجزیه

مواد آلی از طریق تولید اکسین، ژیبرلین، ویتامین‌ها را بهبود می‌بخشد [۵ و ۳۳]. پرامانیک و همکاران نیز دریافتند که طی فرایند معدنی شدن، کربن آلی بستر به CO_2 تبدیل شده و رطوبت بستر به‌صورت تبخیر کاهش می‌یابد [۹]. در مطالعات دیگر، افزایش نیتروژن کلدالی کل در اثر تلقیح میکروارگانیسم‌ها طی فرایند تولید ورمی‌کمپوست مشاهده شده است [۶، ۷ و ۳۰]. افزایش نیتروژن کلدالی کل در دوره پیش‌کمپوست نیز گزارش شده است [۵]. این پژوهشگران کاهش در میزان نیتروژن کلدالی کل را در طول دوره ورمی‌کمپوست به‌دلیل آمونیفیکاسیون، تبخیر NH_3 و دی‌نیتریفیکاسیون دانسته‌اند. پژوهشگران دیگری نیز تسریع فرایند تجزیه مواد آلی موجود در بستر و افزایش میزان نیتروژن ورمی‌کمپوست را در نتیجه تلقیح ازتوباکتر[1] گزارش نموده‌اند [۵ و ۳۴]. الکساندر حضور باکتری‌های تثبیت کننده نیتروژن را سبب افزایش میزان نیترات در ورمی‌کمپوست تولیدی گزارش کرده است [۳۵].

۳-۵- بررسی تغییرات نسبت کربن به نیتروژن (C/N)

نسبت کربن به نیتروژن منعکس کننده تجزیه ترکیبات آلی و پایداری به‌دست آمده طی فرایند کمپوست‌سازی است [۳۶]. نسبت کربن به نیتروژن مواد بستر در تمامی تیمارها با گذشت زمان کاهش یافت (شکل ۴). علت این کاهش، تجزیه مواد آلی بستر و آزاد شدن بخشی از کربن آلی به‌صورت گاز دی‌اکسیدکربن و نیز معدنی شدن نیتروژن در اثر فرایندهای تجزیه میکروبیولوژی و تولید موکوز و ترکیبات نیتروژنی است [۳۷]. با افزایش غلظت لجن فعال فاضلاب اضافه شده به بستر، تعداد میکروارگانیسم‌های مؤثر در تجزیه مواد آلی افزایش یافته و منجر به کاهش وزن خشک (رهاسازی کربن آلی در فرم CO_2) و کاهش رطوبت موجود در بستر و در نتیجه افزایش میزان نیتروژن کلدالی کل می‌شود. اثر غلظت لجن فعال، در ابتدای فرایند معنی‌دار نبود اما این فاکتور در روز ۳۰ و ۷۰ که میکروارگانیسم‌ها زمان کافی برای فعالیت داشتند، اثرات معنی‌داری را در سطح اطمینان ۹۹ درصد در نسبت کربن به نیتروژن نشان داد. مقایسه میانگین داده‌ها نشان داد که بیشترین میزان نسبت کربن به نیتروژن در ابتدا، روز ۳۰ و ۷۰ به‌ترتیب در تیمارهای بدون لجن فعال و برابر با ۱/۱۳±۳۵/۱۱، ۱/۳± ۲۶/۳۰ و ۰/۷۹± ۱۹/۵۹ و کمترین میزان آن در ابتدا، روز ۳۰ و ۷۰ به‌ترتیب در تیمارهای با غلظت تلقیح ۶۰۰۰ میلی‌گرم در لیتر لجن فعال و برابر با ۰/۹۹±۳۴/۵۴، ۱/۰۱± ۲۳/۴۱ و ۰/۶۰± ۱۶/۰۶ بود (شکل ۴).

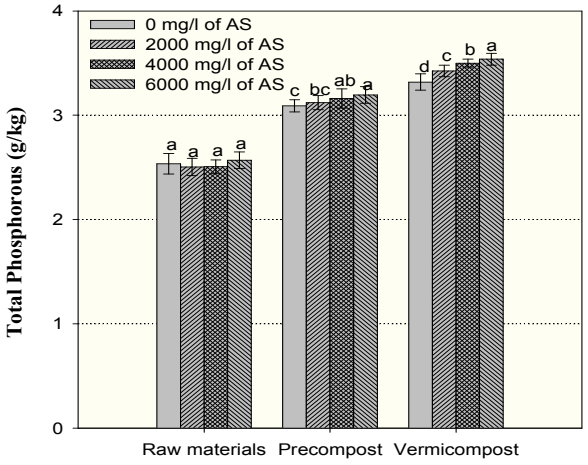


شکل ۴- روند تغییرات نسبت کربن به نیتروژن طی فرایند تحت تأثیر لجن فعال فاضلاب

پژوهشگران دیگر نیز اعلام نموده‌اند که تلقیح این میکروارگانیسم‌ها موجب افزایش نیتروژن کلدالی کل و کاهش مواد آلی کل و در نتیجه کاهش نسبت کربن به نیتروژن می‌شود [۶، ۹، ۳۰ و ۳۴].

۳-۶- بررسی تغییرات فسفر کل (TP)

با گذشت زمان مقدار فسفر کل مواد بستر در کلیه تیمارها افزایش یافت (شکل ۵). این امر ناشی از معدنی شدن و متحرک شدن فسفر به‌دلیل وجود میکروارگانیسم‌ها و آنزیم‌های محلول کننده فسفر در روده کرم‌های خاکی و معدنی شدن مواد آلی بستر و کاهش وزن خشک مواد بستر است [۳۷]. اثر غلظت لجن فعال فاضلاب تلقیح شده به بستر ورمی‌کمپوست، در ابتدای فرایند معنی‌دار نبود اما این فاکتور در نمونه‌برداری روز ۳۰ و همچنین در انتهای فرایند، اثرات معنی‌داری را در میزان فسفر کل در سطح اطمینان ۹۹ درصد



شکل ۵- روند تغییرات فسفر کل طی فرایند تحت تأثیر لجن فعال فاضلاب

[1] Azotobacter

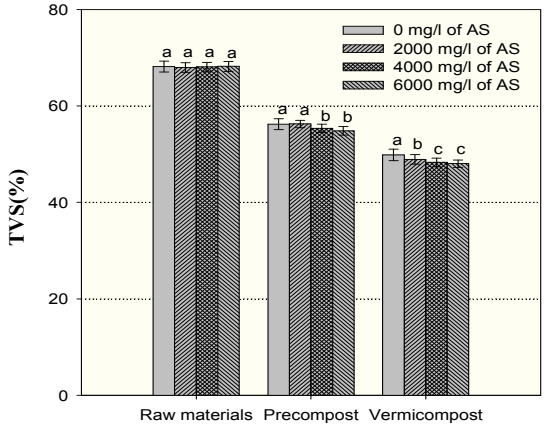
نشان داد که نشان دهنده فعالیت میکروارگانیسم‌ها بود. بررسی مقایسه میانگین داده‌های تحقیق نشان داد که بیشترین میزان فسفر کل در ابتدای آزمایش، روز ۳۰ و انتهای فرایند به‌ترتیب در تیمارهای با غلظت تلقیح ۶۰۰۰ میلی گرم در لیتر لجن فعال فاضلاب و برابر با ۰/۰۸ ± ۲/۵۷، ۰/۰۸±۳/۱۹ و ۰/۰۶± ۳/۵۳ گرم در کیلوگرم و کمترین میزان آن به‌ترتیب در تیمارهای بدون لجن فعال و برابر با ۰/۱ ± ۲/۵۴، ۰/۰۶±۳/۰۸ و ۰/۰۸ ± ۳/۳۲ گرم بر کیلوگرم بود (شکل ۵).

با افزایش غلظت لجن فعال فاضلاب طی فرایند ورمی‌کمپوست، تعداد میکروارگانیسم‌های حل کننده فسفر و همچنین تعداد میکروارگانیسم‌های مؤثر در تجزیه مواد آلی افزایش یافته که منجر به کاهش وزن خشک (رهاسازی کربن آلی در فرم CO_2) و کاهش رطوبت موجود در بستر و در نتیجه افزایش میزان فسفر کل می‌شود. پرامانیک و همکاران بیان نمودند که تولید اسید در طی تجزیه مواد آلی توسط میکروارگانیسم‌ها، مهم‌ترین عامل در محلول کردن فسفر غیر محلول موجود در بستر است [۹]. همچنین، حضور تعداد زیاد میکروفلور موجود در روده کرم‌های خاکی، عامل مهمی در افزایش فسفر کل در ورمی‌کمپوست اعلام شده است. ایشان حضور باکتری‌های تثبیت کننده نیتروژن را موجب افزایش میزان نیترات موجود در بستر و در نتیجه افزایش میزان فسفر گزارش کرده‌اند که علت آن، جایگزین شدن یون‌های PO_4^- با آنیون‌های نیترات در کلوییدهای هیومیک و سپس انتشار یون‌های فسفات (PO_4^-) به سیستم است [۹ و ۳۵]. در مطالعات دیگر افزایش معنی‌دار در میزان فسفر کل مواد آلی بستر گزارش شده است [۵، ۷ و ۳۰].

۳-۷- بررسی تغییرات جامدات کل فرار (TVS)

مقدار کل مواد جامد فرار، شاخص میزان مواد آلی قابل تجزیه بیولوژیکی است و تغییرات آن تابع فعالیت‌های کرم‌ها و میکروارگانیسم‌ها بر روی مواد آلی و تجزیه این مواد است. با گذشت زمان، مقدار مواد جامد فرار (آلی) کل مواد بستر در کلیه تیمارها به‌صورت پیوسته در طی مدت تحقیق کاهش یافت (شکل ۶). کرم‌های خاکی هم از طریق فعالیت خود و هم از طریق بهبود شرایط اقلیم برای فعالیت میکروارگانیسم‌ها، تجزیه بیولوژیکی مواد آلی را افزایش داده و از این طریق باعث کاهش مواد جامد فرار (آلی) کل مواد بستر می‌شوند [۳۷].

اثر غلظت لجن فعال فاضلاب تلقیح شده به بستر ورمی‌کمپوست، در ابتدای فرایند معنی‌دار نبود. اما این فاکتور در نمونه‌برداری روز ۳۰ و ۷۰ که میکروارگانیسم‌ها زمان کافی برای فعالیت داشتند، اثرات معنی‌داری را در میزان مواد جامد فرار (آلی) کل در سطح اطمینان ۹۹ درصد نشان داد. بررسی مقایسه میانگین داده‌ها حاکی از آن بود که با افزایش غلظت لجن فعال اضافه شده به بستر، تثبیت مواد آلی موجود در آن بیشتر شده و در نتیجه مواد جامد فرار (آلی) کل آن کاهش می‌یابد، به‌طوری‌که کمترین میزان مواد جامد فرار (آلی) کل در تیمارهای با غلظت تلقیح ۶۰۰۰ میلی‌گرم در لیتر لجن فاضلاب به‌ترتیب در ابتدای فرایند، روز ۳۰ و انتهای فرایند ۶۸/۲۰±۱/۰۳، ۵۴/۸۵±۰/۹۱ و ۴۸/۰۲±۰/۷۴درصد و بیشترین میزان آن در تیمارهای بدون لجن فاضلاب به‌ترتیب در ابتدای فرایند، روز ۳۰ و انتهای فرایند ۶۸/۱۶±۱/۱۱، ۵۶/۲۲±۱/۱۰ و ۴۹/۸۵±۱/۲درصد مشاهده شد (شکل ۶). با افزایش غلظت لجن فعال فاضلاب اضافه شده به بستر ورمی‌کمپوست، تعداد میکروارگانیسم‌های مؤثر در تجزیه مواد آلی افزایش یافته و این افزایش تثبیت و تجزیه منجر به کاهش مقدار مواد جامد فرار (آلی) کل می‌شود. کرم‌های خاکی، نرخ معدنی شدن مواد آلی بستر را افزایش می‌دهند [۵ و ۲۴]. هنگامی‌که مواد آلی از روده کرم‌های خاکی عبور می‌کنند، شرایط مناسب برای تجزیه آن‌ها فراهم می‌شود [۳۸]. عمل تلقیح باکتری‌های تجزیه کننده مواد آلی به بستر تولید ورمی‌کمپوست، موجب تسریع فرایند تجزیه زیستی مواد آلی می‌شود [۶].



شکل ۶- روند تغییرات مواد جامد فرار (آلی) کل طی فرایند تحت تأثیر لجن فعال فاضلاب

۴- نتیجه‌گیری

کیفیت کمپوست و ورمی‌کمپوست، مهم‌ترین معیار در بازیافت زائدات آلی، بازاریابی کودهای تولیدی و کاربرد این کودها در کشاورزی است. نتایج این مطالعه نشان داد که ضایعات مزارع ذرت می‌توانند به‌عنوان بسترهای پرورشی برای تولید ورمی‌کمپوست مورد استفاده قرار بگیرند. همچنین با تلقیح میکروارگانیسم‌های مؤثر در تجزیه در قالب لجن فعال فاضلاب، نه

تنها لجن فاضلاب که به‌عنوان ضایعات تصفیه‌خانه‌ها است، مدیریت می‌شود، بلکه ویژگی‌های کود نهایی و از جمله نسبت کربن به نیتروژن، نیتروژن کلدالی کل، مواد آلی کل و فسفر کل مناسب‌تر شده و ورمی کمپوست تولیدی می‌تواند به‌دلیل غنی بودن از عناصر ماکرو و میکرو، pH و هدایت الکتریکی تعدیل شده، کود آلی مناسبی در افزایش بیومس محصولات زراعی محسوب شود.

۵- مراجع

1. Skoulou, V., and Zabaniotou, A. (2007). "Investigation of agricultural and animal wastes in Greece and their allocation to potential application for energy production." *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 11(8), 1698-1719.
2. Ndegwa, P. M., and Thompson, S. A. (2001). "Integrating composting and vermicomposting in the treatment and bioconversion of biosolids." *Bioresource Technology*, 76(2), 107-112.
3. Latifah, A. M., Mohd Lokman, C. J., Mohd Kamil, Y., Tengku Hanidza, T. I., Rosta, H., and Hafizan, J. (2009). "Influences of bedding material in vermicomposting process." *International Journal of Biology*, 1(1), 81-91.
4. Nair, J., Sekiozoic, V., and Anda, M. (2006). "Effect of pre-composting on vermicomposting of kitchen waste." *Bioresource Technology*, 97(16), 2091-2095.
5. Singh, A., and Sharma, S. (2002). "Composting of a crop residue through treatment with microorganisms and subsequent vermicomposting." *Bioresource Technology*, 85(2), 107-111.
6. Saha, S., Pradhan, K., Sharma, S., and Alappat, B. J. (2008). "Compost production from Municipal Solid Waste (MSW) employing bioinoculants." *International Journal of Environment and Waste Management*, 2(6), 572-583.
7. Kumar, V., and Singh, K. P. (2001). "Enriching vermicompost by nitrogen fixing and phosphate solubilizing bacteria." *Bioresource Technology*, 76(2), 173-175.
8. Raja Sekar, K., and Karmegam, N. (2010). "Earthworm casts as an alternate carrier material for biofertilizers: Assessment of endurance and viability of *Azotobacter chroococcum*, *Bacillus* megaterium and *Rhizobium leguminosarum*." *Scientia Horticulturae*, 124(2), 286-289.
9. Pramanik, P., Ghosh, G. K., Ghosal, P. K., and Banik, P.,(2007). "Changes in organic - C, N, P and K and enzyme activities in vermicompost of biodegradable organic wastes under liming and microbial inoculants." *Bioresource Technology*, 98(13), 2485-2494.
10. Beauchamp, C. J., Lévesque, G., Prévost, D., and Chalifour, F.-P. (2006). "Isolation of free-living dinitrogen-fixing bacteria and their activity in compost containing de-inking paper sludge." *Bioresource Technology*, 97(8), 1002-1011.
11. Campitelli, P., and Ceppi, S. (2008). "Chemical, physical and biological compost and vermicompost characterization: A chemometric study." *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*, 90(1), 64-71.
12. Walkley, A., and Black, I. A. (1934). "An Examination of the degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method." *Soil Science*, 37(1), 29-38.
13. Schollenberger, C. J. (1945). "Determination of soil organic matter." *Soil Science*, 59(1), 53-56.
14. Kostecka, J., and Kaniuczak, J. (2008). "Vermicomposting of duckweed (Lemna minor L.) biomass by *Eisenia fetida* (SAV.) earthworm." *J. Elementol*, 13(4), 571-579.
15. Huffman, S. A., and Barbarick, K. A. (1981). "Soil nitrate analysis by cadmium reduction 1." *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 12(1), 79-89.
16. American Public Health Association. (1989). *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 17th Ed., APHA, Washington.
17. Komilis, D. P., and Ham, R. K. (2006). "Carbon dioxide and ammonia emissions during composting of mixed paper, yard waste and food waste." *Waste Management*, 26, 62-70.
18. Zorpas, A. A., and Loizidou, M. (2008). "Sawdust and natural zeolite as a bulking agent for improving quality of a composting product from anaerobically stabilized sewage sludge." *Bioresource Technology*, 99(16), 7545-7552.

19. Saludes, R. B., Iwabuchi, K., Miyatake, F., Abe, Y., and Honda, Y. (2008). "Characterization daily cattle manure/wallboard paper compost mixture." *Bioresource Technology*, 99, 7285-7290.
20. Garg, P., Gupta, A., and Satya, S. (2006). "Vermicomposting of different types of waste using Eisenia foetida: A comparative study." *Bioresource Technology*, 97(3), 391-395.
21. Singh, N. B., Khare, A. K., Bhargava, D. S., and Bhattachary, S. (2005). "Effect of initial substrate pH on vermicomposting using perionyx excavatus." *Applied Ecology and Environmental Rresearch*, 4(a), 85-97.
22. Loh, T. C., Lee, Y. C., Liang, J. B., and Tan, D. (2005). "Vermicomposting of cattle and goat manures by Eisenia foetida and their growth and reproduction performance." *Bioresource Technology*, 96(1), 111-114.
23. Ndegwa, P. M., Thompson, S. A., and Das, K. C. (2000). "Effects of stocking density and feeding rate on vermicomposting of biosolids." *Bioresource Technology*, 71(1), 5-12.
24. Kavira., and Sharma, S. (2003). "Municipal solid waste management through vermicomposting employing exotic and local species of earthworms." *Bioresource Technology*, 90(2), 169-173.
25. Elvira, C., Goicoechea, M., Sampedro, L., Mato, S., Nogales, R. (1996). "Bioconversion of solid paper-pulp mill sludge by earthworms." *Bioresource Technology*, 57(2), 173-177.
26. Fang, M., Wong, J. W. C., Ma, K. K., and Wong, M. H. (1999). "Co-composting of sewage sludge and coal fly ash: Nutrient transformations." *Bioresource Technology*, 67(1), 19-24.
27. Elvira, C., Sampedro, L., Benitez, E., and Nogales, R. (1998). "Vermicomposting of sludge from paper mill and dairy industries with *Eisenia andrie* : A pilot scale study." *Bioresourses Technology*, 63 (3), 205-211.
28. Ndegwa, P. M., and Thompson, S. A. (2000). "Effects of C-to-N ratio on vermicomposting of biosolids." *Bioresource Technology*, 75(1), 7-12.
29. Vinceslas-Akpa, M., and Loquet, M. (1997). "Organic matter transformations in lignocellulosic waste products composted or vermicomposted *(eisenia fetida andrei)*: Chemical analysis and 13C CPMAS NMR spectroscopy." *Soil Biology and Biochemistry*, 29(3-4), 751-758.
30. Pramanik, P. (2010). "Changes in microbial properties and nutrient dynamics in bagasse and coir during vermicomposting: Quantification of fungal biomass through ergosterol estimation in vermicompost." *Waste Management*, 30(5), 787-791.
31. Wang, P., Changa, C. M., Watson, M. E., Dick, W. A., Chen, Y., and Hoitink, H. A. J. (2004). "Maturity indices for composted dairy and pig manures." *Soil Biology and Biochemistry*, 36(5), 767-776.
32. Kale, R. D., Bano, K., and Krishnamurthy, R. V. (1982). "Potential of Perionyx excavatus for utilising organic wastes." *Pedobiologia*, 23419-425.
33. Rangaswami, G., Kandaswami, T. K., and Ramasamy, K. (1975). "Pleurotus sajor-caju (Fr.) Singer, a protein rich nitrogen fixing mushroom fungus." *Curr. Sci.*, 44, 403-404.
34. Singh, A., and Sharma, S. (2003). "Effect of microbial inocula on mixed solid waste composting, vermicomposting and plant response." *Compost Science and Utilization*, 11(3), 190-199.
35. Alexander, M. (1978). Introduction to soil microbiology." *Soil Science*, 125(5), 331.
36. Huang, G. F., Wu, Q. T., Wong, J. W. C., and Nagar, B. B. (2006). "Transformation of organic matter during co-composting of pig manure with sawdust." *Bioresource Technology*, 97(15), 1834-1842.
37. Khwairakpam, M., and Bhargava, R. (2009). "Vermitechnology for sewage sludge recycling." *Journal of Hazardous Materials*, 161(2-3), 948-954.
38. Gunadi, B., and Edwards, C. A. (2003). "The effects of multiple applications of different organic wastes on the growth, fecundity and survival of Eisenia fetida (Savigny) (Lumbricidae)." *Pedobiologia*, 47(4), 321-329.