

# تأثیر کاربرد لجن فعال در تولید ورمی کمپوست از پسماندهای مزارع ذرت

جواد عابدینی طرهبه<sup>۲</sup>

حبیب‌اله یونسی<sup>۲</sup>

سیده مریم خرازی<sup>۱</sup>

پذیرش ۹۲/۳/۲۶

(دریافت ۹۱/۶/۲۵)

## چکیده

در این پژوهش اثر تلقیح لجن فعال فاضلاب به پسماندهای آلی تولید شده در مزارع ذرت با هدف بررسی تغییرات مواد مغذی طی ورمی کمپوست، مورد مطالعه قرار گرفت. از لجن فاضلاب به عنوان منبع باکتری‌های تثبیت کننده نیتروژن و محلول کننده فسفر در چهار سطح استفاده شد. تیمارها به مدت ۳۰ روز، پیش کمپوست شده و سپس توسط لجن فاضلاب تلقیح شدند و به مدت ۴۰ روز ورمی کمپوست شدند. نتایج بررسی نشان داد که عمل تلقیح این باکتری‌ها به بستر تولید ورمی کمپوست همراه با فعالیت کرم‌های خاکی، موجب تسریع فرایند تجزیه زیستی مواد آلی می‌شود. افزایش غلظت لجن فاضلاب از ۰ تا ۶۰۰۰ میلی‌گرم در لیتر، موجب کاهش میزان مواد آلی کل (از ۳۲/۷۶ به ۲۹/۹۱ درصد)، مواد جامد فرار (آلی) کل (از ۴۹/۸۵ به ۴۸/۰۲ درصد) و نسبت کربن به نیتروژن (از ۱۹/۵۹ به ۱۶/۰۶) و افزایش میزان نیتروژن کلدالی کل (از ۱/۶۸ به ۱/۸۷ درصد)، نیترات (از ۱۴۷۶/۷۵ به ۱۶۹۹/۶۰ میلی‌گرم در کیلوگرم)، میزان فسفر کل (از ۱/۶۶ به ۱/۷۷ گرم در کیلوگرم) و هدایت الکتریکی (از ۳/۱۰ به ۳/۴۸ میلی‌زیمنس بر سانتی‌متر) شد. نتایج نشان داد غلظت ۶۰۰۰ میلی‌گرم در لیتر لجن فاضلاب در میان سایر تیمارها، اثرات مطلوب‌تری بر کیفیت ورمی کمپوست 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:** میکروارگانیزم، مواد مغذی، ورمی کمپوست، پسماندهای آلی، تثبیت کربن

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

S.M. Kharrazi<sup>1</sup>

H. Younesi<sup>2</sup>

J. Abedini Torghabeh<sup>3</sup>

(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.

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

- 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) ۰۱۲۲۲) ۶۲۵۳۱۰۳ hunesi@modares.ac.ir
- ۳- دانشجوی دکتری مهندسی منابع طبیعی، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تربیت مدرس، نور

بیوچامپ و همکاران نیز ضمن تأیید افزایش مقدار نیتروژن در اثر تلقیح باکتری‌های تثبیت‌کننده 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 به وسیله تلقیح میکربی در قالب لجن فعال فاضلاب بود. لجن فعال فاضلاب تولید شده در تصفیه‌خانه‌های فاضلاب شهری به دلیل حاوی بودن میکروارگانیسم‌های مؤثر در تجزیه مواد آلی می‌تواند 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 تثبیت‌کننده 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 به صورت کود ورمی‌کمپوست انجام گرفت، اثر پارامتر تلقیح میکروارگانیسم‌های تثبیت‌کننده 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 نسبتاً تثبیت شده و فاقد تخم علف‌های هرز بود. کود گاوی نیز به‌منظور جدا کردن ذرات با سایز درشت توسط الک با سایز سه میلی‌متر به صورت دستی سرنده 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

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، به دلایل متعدد در چرخه تولید تا مصرف، ضایع شده و از بین می‌رود. در فرایند توسعه صنعتی و اقتصادی، استفاده از پسماندها و بازیافت آن‌ها به محصولات 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 گرم‌های خاکی که همان کود آلی ورمی‌کمپوست نام دارد، قابلیت انحلال بالایی در آب داشته و به راحتی توسط گیاهان جذب می‌شود. کاربرد ورمی‌کمپوست در زمین‌های کشاورزی، نه تنها 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 طولانی تری 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 گرمی 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 تثبیت‌کننده نیتروژن اعلام کرده‌اند [۶]. آنها تسریع فرایند تجزیه مواد آلی را به دلیل تولید آنزیم‌های تجزیه‌کننده سلولز، همی سلولز 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].

ذرت تهیه و شسته شد و در هوای آزاد به مدت چند روز پهن شد. کارتن از زباله‌های موجود در کارخانه تهیه شد. کارتن‌ها نیز شسته و خرد شدند. لجن فعال فاضلاب که به عنوان 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 نمونه برداری و ویژگی‌های شیمیایی آن‌ها تعیین شد.

در این تحقیق، برای ساخت واحدهای آزمایشی، از سطل‌های پلاستیکی بیضوی شکل با ابعاد ۳۷×۴۹ 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 (به ترتیب 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 به منظور 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 آماده‌سازی تیمارهای مختلف و تنظیم رطوبت آن‌ها در حدود ۷۰ درصد وزنی، تیمارها به مدت 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. تولید کنندگان 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 *Eisenia fetida*<sup>۱</sup> 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. به منظور 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.

به منظور 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 به مدت ۲۳ ساعت در داخل آون و در دمای ۸۰ درجه سلسیوس به‌طور کامل خشک شدند. به منظور 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<sup>۲</sup>، نیتروژن کلدالی کل به روش کلدال<sup>۳</sup>، نسبت کربن به نیتروژن، میزان فسفر کل از روش اولسن<sup>۴</sup> و نیترات به روش 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 آماده‌شدن ورمی‌کمپوست (۷۰ روز پس از ساخت تیمارها)، در تمامی واحدهای آزمایشگاهی، عملیات جداسازی کرم‌های خاکی از بستر به صورت دستی انجام شد. پس از جداسازی کرم‌های خاکی به منظور حذف مواد درشت، ورمی‌کمپوست تولید شده از هر واحد آزمایشگاهی به صورت دستی توسط یک الک با سایز منافذ ۳ میلی‌متر سرنند شد و به این ترتیب محصول نهایی تیمارهای مختلف آماده شد.

## ۳- نتایج و بحث

در طی فرایند تولید ورمی‌کمپوست، در اثر تجزیه زیستی مواد آلی و برهم 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

<sup>۲</sup>Walkey-Black

<sup>۳</sup>Kjeldahl

<sup>۴</sup>Olsen

<sup>۱</sup> *Eisenia fetida*

آلی رخ می دهد. بسیاری از ترکیبات عناصر مختلف مانند ترکیبات نیتروژن، فسفر و سایر عناصر غذایی، معدنی شده و تبدیل به فرم قابل استفاده برای گیاه می شوند. در جدول های ۱ و ۲ ویژگی های شیمیایی مواد اولیه و لجن فاضلاب مورد استفاده، آورده شده است.

### ۳-۱- بررسی تغییرات pH

موجودات خاک از جمله کرم های خاکی و میکروارگانیسم ها قادر به تغییر pH خاک می باشند. تجزیه مواد آلی نیتروژن دار، موجب تولید یون های آمونیوم و اسید هیومیک می شود [۱۷]. اثر متقابل این دو ترکیب منجر به تنظیم pH ورمی کمپوست و نیل آن به سمت pH خنثی می شود [۹]. تلقیح لجن فعال فاضلاب به بستر مواد آلی، تأثیر معنی داری را در تغییرات pH نشان نداد ( $p > 0.05$ ). ساها و همکاران در تولید ورمی کمپوست از مواد زائد شهری توسط /یزنیا فیتدا/ با تلقیح باکتری های تثبیت کننده نیتروژن و قارچ های تولید کننده آنتی بیوتیک، اثر این باکتری ها را در مقدار pH بی معنی دانستند [۶]. پرامانیک و همکاران نیز ویژگی های ورمی کمپوست تحت تیمار سه گونه میکروارگانیسم را مورد بررسی قرار دادند و اعلام نمودند که تلقیح این میکروارگانیسم ها، اثرات متغیری را بر مقدار pH نشان می دهد که به دلیل تفاوت در طبیعت میکربها و مواد آلی اولیه مورد استفاده است [۹]. در این مطالعه pH کلیه تیمارها در دوره پیش کمپوست، افزایش یافت. پس از ۳۰ روز، pH کلیه تیمارها از میانگین  $7.33 \pm 0.07$  به  $7.74 \pm 0.06$  رسید. این افزایش pH در مطالعات متعددی در ابتدای فرایند کمپوست سازی مشاهده شده است [۱۸]. فعالیت شدید میکربی و تجزیه مواد آلی در هفته های نخست، سبب تشکیل آمونیوم و افزایش pH در کمپوست می شود [۱۹]. از روز ۳۰ تا روز ۵۰، نیز افزایش در میزان pH مشاهده شد. افزایش pH در این

مرحله نیز مانند مرحله پیش کمپوست سازی نشان دهنده فعالیت میکروارگانیسم های 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 میکروارگانیسم ها 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 می تواند به دلیل تولید گاز دی اکسید کربن در اثر فعالیت های متابولیسمی کرم های خاکی و میکروارگانیسم های 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 می یابد به طوری که پس از ۳۰ روز از شروع تحقیق، pH به حدود خنثی رسید [۲۱]. لوح و لی فرایند ورمی کمپوست را در مخلوط کود گاوی و کود بزی مورد مطالعه قرار دادند و تفاوت معنی داری را بین pH کمپوست نهایی و مواد اولیه مشاهده نمودند [۲۲]. نتیجه تحقیق آن ها 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 نتیجه ای توسط نگوا نیز گزارش شده است [۲۳]. دلایل کاهش pH در این پژوهش ها، تبدیل زیستی مواد اولیه به مواد حد واسط از جمله اسیدهای آلی و معدنی شدن نیتروژن و فسفر و تبدیل آن ها به نیترات، نیتريت و ارتوفسفات بوده است.

### ۳-۲- بررسی تغییرات هدایت الکتریکی (EC)

با توجه به این که در اثر فعالیت کرم های خاکی و تجزیه مواد آلی و

جدول ۱- ویژگی های شیمیایی لجن فعال فاضلاب مورد استفاده

| <i>E. coli</i> | <i>Salmonella</i> | Total count (CFU/ml) | sCOD (mg/l) | EC (mS/cm) | pH       | PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/L) | TKN (%)   | NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L) | لجن فعال فاضلاب (mg/L) |
|----------------|-------------------|----------------------|-------------|------------|----------|--------------------------------------|-----------|-------------------------------------|------------------------|
| -              | -                 | ۲/۹×۱۰ <sup>۷</sup>  | ۳۰±۵/۶      | ۳±۰/۰۶     | ۷/۸±۰/۰۶ | ۱/۱۵±۰/۰۸                            | ۲/۵۳±۰/۰۹ | ۱/۰۳±۰/۰۵                           | ۲۰۰۰                   |
| -              | -                 | ۱/۰۲×۱۰ <sup>۸</sup> | ۵۳±۴/۵      | ۴/۵±۰/۰۶   | ۸±۰/۱۲   | ۱/۳۷±۰/۱۱                            | ۲/۷۷±۰/۱۱ | ۱/۲۱±۰/۰۹                           | ۴۰۰۰                   |
| -              | -                 | ۳/۳۲×۱۰ <sup>۹</sup> | ۸۱±۳/۲      | ۵/۳±۰/۰۴   | ۷/۷±۰/۰۶ | ۱/۷۱±۰/۱۳                            | ۳/۳۷±۰/۰۷ | ۱/۵۱±۰/۱۲                           | ۶۰۰۰                   |

جدول ۲- ویژگی های شیمیایی مواد اولیه مورد استفاده

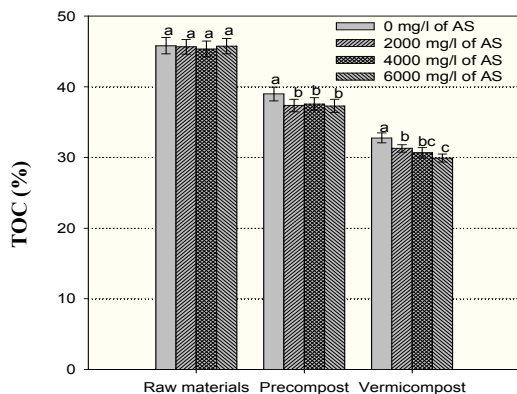
| C/N       | TOC (%)   | TVS (%) | TP (g/kg) | TKN (%)   | NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/kg) | مواد اولیه |
|-----------|-----------|---------|-----------|-----------|--------------------------------------|------------|
| ۴۷/۷۲±۸/۲ | ۴۵/۸۱±۵/۶ | ۶۱±۱۲   | ۲/۷۳±۰/۵۶ | ۰/۹۶±۰/۱۸ | n.d                                  | ضایعات ذرت |
| ۲۲/۵۳±۵/۳ | ۲۵/۹۱±۵/۴ | ۳۵±۸    | ۲/۱۶±۰/۳۴ | ۱/۱۵±۰/۲۷ | n.d                                  | کمپوست     |
| ۲۱/۸۵±۳/۷ | ۱۱/۵۸±۳/۲ | ۱۵±۳    | ۳/۲۹±۰/۲۳ | ۰/۵۳±۰/۱۴ | n.d                                  | کود گاوی   |
| ۲۱۳/۹۶±۱۲ | ۴۹/۲۱±۷   | ۶۵±۱۶   | ۰/۶۱±۰/۱  | ۰/۲۳±۰/۰۵ | n.d                                  | کارتن      |

n.d.: not detected (n=۳) ± انحراف معیار می باشد

### 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 ورمی کمپوست، 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 به صورت  $CO_2$  است [۲۱، ۲۲ و ۲۷]. همچنین به علت کاهش نسبت کربن به نیتروژن در طول فرایند، تعداد کرم‌های خاکی موجود در بستر به تدریج 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 ورمی کمپوست، 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 ندادند 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 به ترتیب در ابتدای فرایند، روز ۳۰ و انتهای فرایند برابر با  $37/29 \pm 0/92$ ،  $45/75 \pm 1/08$  و  $29/91 \pm 0/56$  درصد بود و بیشترین میزان آن در تیمارهای بدون تلقیح لجن به ترتیب در ابتدای فرایند و روز ۳۰ و انتهای فرایند برابر با  $32/79 \pm 0/69$  و  $38/99 \pm 0/98$ ،  $45/81 \pm 1/15$  درصد مشاهده شد. با افزایش غلظت لجن فعال فاضلاب اضافه شده به بستر تولید ورمی کمپوست، 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

معدنی شدن آن‌ها، حلالیت و تحرک آن‌ها زیاد می‌شود، هدایت الکتریکی مواد بستر به مقدار قابل توجهی در طی فرایند تولید ورمی کمپوست تغییر می‌کند. افزایش در مقدار هدایت الکتریکی می‌تواند به علت 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 به صورت پیوسته افزایش یافته است. دلیل افزایش هدایت الکتریکی این است که بر اثر فعالیت میکروارگانیسم‌ها در مرحله پیش کمپوست‌سازی و فعالیت مشترک کرم‌های خاکی و میکروارگانیسم‌ها در مرحله ورمی کمپوست‌سازی، 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].

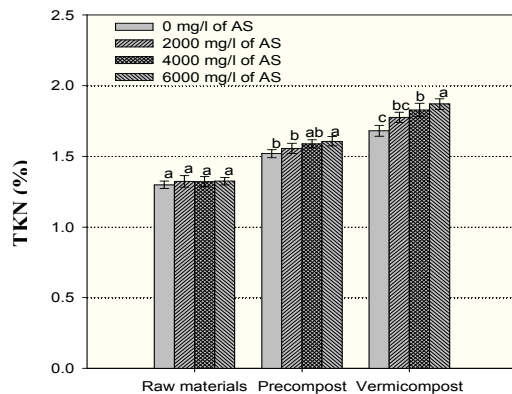
اثر غلظت لجن فاضلاب تلقیح شده به بستر ورمی کمپوست، در ابتدای فرایند معنی‌دار نبود ( $p > 0.05$ ) که دلیل آن این است که در این زمان، میکروارگانیسم‌های موجود در لجن هنوز فعالیتی انجام ندادند و نمونه‌گیری دقیقاً بعد از افزودن لجن صورت گرفت. اما این فاکتور در بقیه نمونه‌برداری‌ها که میکروارگانیسم‌ها زمان 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 میلی‌گرم در لیتر ( $1/76 \pm 0/05$ ) و  $3/48 \pm 0/08$  میلی‌زیمنس بر سانتی‌متر به ترتیب در ابتدا و انتهای فرایند) و کمترین مقدار هدایت الکتریکی در تیمارهای بدون تلقیح ( $3/10 \pm 0/08$  و  $1/74 \pm 0/04$  میلی‌زیمنس بر سانتی‌متر به ترتیب در در ابتدا و انتهای فرایند) مشاهده شد. از روز ۳۰ تا انتهای فرایند که مرحله تولید ورمی کمپوست بود، این روند تغییرات بیشتر مشهود بود که این امر می‌تواند به علت فعالیت هم‌زمان کرم‌های خاکی با میکروارگانیسم‌ها باشد. با افزایش غلظت لجن فعال فاضلاب اضافه شده به بستر تولید ورمی کمپوست، 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 به علت 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].

اضافه می‌شوند، اشاره نمود که همه این مواد سرشار از نیتروژن می‌باشند [۳۱].

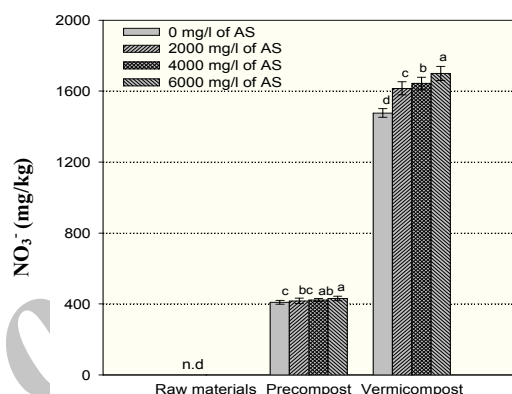
اثر غلظت لجن فعال فاضلاب تلخیص شده به بستر ورمی‌کمپوست در ابتدای فرایند معنی‌دار نبود اما در روز ۳۰ و ۷۰ که میکروارگانیسم‌ها زمان کافی برای فعالیت داشتند، این فاکتور اثرات معنی‌داری را در میزان نیتروژن کلدالی کل در سطح اطمینان ۹۹ درصد نشان داد. بررسی مقایسه میانگین داده‌های آزمایش نشان داد که با افزایش 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 به ترتیب در ابتدای فرایند و روزهای ۳۰ و ۷۰، برابر با  $۱/۳۲ \pm ۰/۰۲۶$ ،  $۱/۶۱ \pm ۰/۰۳۳$  و  $۱/۸۷ \pm ۰/۰۳۸$  درصد بود و کمترین میزان آن در تیمارهای بدون تلخیص لجن و به ترتیب برابر با  $۱/۳۰ \pm ۰/۰۲۶$ ،  $۱/۵۲ \pm ۰/۰۲۸$  و  $۱/۶۸ \pm ۰/۰۳۸$  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 (رها سازی کربن آلی در فرم  $CO_2$ ) و کاهش رطوبت موجود در بستر و در نتیجه افزایش میزان نیتروژن کلدالی کل شد. تلخیص 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 به ترتیب در روزهای ۳۰ و ۷۰، برابر با  $۴۳۱/۶۰ \pm ۱۲/۵۴$  و  $۱۶۹۹/۶۰ \pm ۴۰/۲۶$  میلی‌گرم بر کیلوگرم بود و کمترین میزان آن در تیمارهای بدون تلخیص لجن و به ترتیب در روزهای ۳۰ و ۷۰، برابر با  $۴۰۹/۵۵ \pm ۱۱/۴۴$  و  $۱۴۷۶/۷۵ \pm ۲۴/۲۵$  میلی‌گرم بر کیلوگرم مشاهده شد (شکل ۳). زیرا تلخیص 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



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



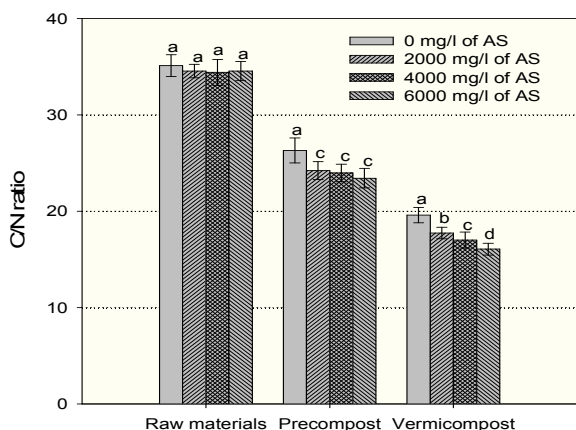
شکل ۳- روند تغییرات نیترات طی فرایند تحت تأثیر لجن فعال فاضلاب

به کاهش مواد آلی کل شد. عمل تلخیص باکتری‌های تجزیه کننده مواد آلی به بستر تولید ورمی‌کمپوست 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 نیتروژن دار، هورمون‌های محرک رشد و آنزیم‌هایی که توسط کرم‌های خاکی به مواد بستر



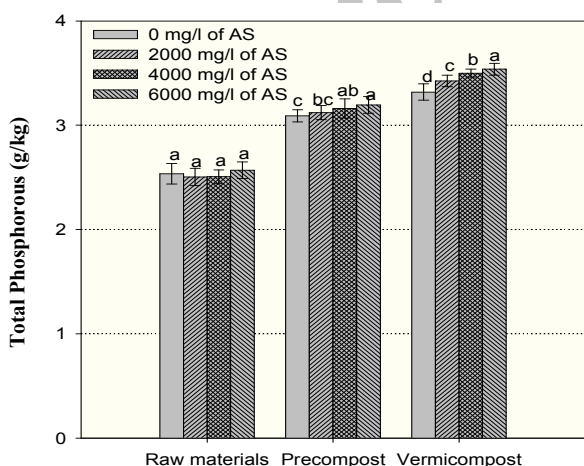


شکل ۴- روند تغییرات نسبت کربن به نیتروژن طی فرایند تحت تأثیر لجن فعال فاضلاب

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 به دلیل وجود میکروارگانیسم‌ها و آنزیم‌های محلول‌کننده 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

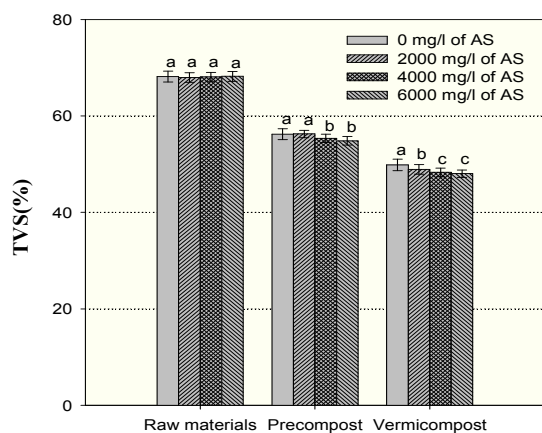
مواد آلی از طریق تولید اکسین، ژیرلین، ویتامین‌ها را بهبود می‌بخشد [۵ و ۳۳]. پرامانیک و همکاران نیز دریافته‌اند که طی فرایند معدنی شدن، کربن آلی بستر به  $CO_2$  تبدیل شده و رطوبت بستر به صورت تبخیر کاهش می‌یابد [۹]. در مطالعات دیگر، افزایش نیتروژن کلدالی کل در اثر تلقیح میکروارگانیسم‌ها طی فرایند تولید 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 به دلیل 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<sup>۱</sup> گزارش نموده‌اند [۵ و ۳۴]. الکساندر حضور باکتری‌های تثبیت‌کننده 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 منعکس‌کننده تجزیه ترکیبات آلی و پایداری به دست 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 به صورت 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 (رها سازی 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 به ترتیب در تیمارهای بدون لجن فعال و برابر با  $1/13 \pm 1/3$ ،  $35/11 \pm 1/3$  و  $26/30 \pm 0/79$  و  $19/59 \pm 0/79$  و کمترین میزان آن در ابتدا، روز ۳۰ و ۷۰ به ترتیب در تیمارهای با غلظت تلقیح  $6000$  میلی‌گرم در لیتر لجن فعال و برابر با  $1/01 \pm 23/41$ ،  $34/54 \pm 0/99$  و  $0/60 \pm 16/06$  بود (شکل ۴).

<sup>1</sup> Azotobacter

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، به طوری که کمترین میزان مواد جامد فرار (آلی) کل در تیمارهای با غلظت تلقیح ۶۰۰۰ میلی‌گرم در لیتر لجن فاضلاب به ترتیب در ابتدای فرایند، روز ۳۰ و انتهای فرایند ۴۸/۰۲±۰/۷۴ درصد و بیشترین میزان آن در تیمارهای بدون لجن فاضلاب به ترتیب در ابتدای فرایند، روز ۳۰ و انتهای فرایند ۶۸/۱۶±۱/۱۱، ۵۶/۲۲±۱/۱۰ و ۴۹/۸۵±۱/۲ درصد 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]. هنگامی که 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 باز یافت زائده‌های 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

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 به ترتیب در تیمارهای با غلظت تلقیح ۶۰۰۰ میلی‌گرم در لیتر لجن فعال فاضلاب و برابر با ۲/۵۷±۰/۰۸، ۳/۱۹±۰/۰۸ و ۰/۰۶±۰/۵۳ گرم در کیلوگرم و کمترین میزان آن به ترتیب در تیمارهای بدون لجن فعال و برابر با ۲/۵۴±۰/۰۱، ۳/۰۸±۰/۰۶ و ۰/۰۸±۰/۳۲ گرم بر کیلوگرم بود (شکل ۵).

با افزایش غلظت لجن فعال فاضلاب طی فرایند ورمی‌کمپوست، تعداد میکروارگانیسم‌های حل‌کننده فسفر و همچنین تعداد میکروارگانیسم‌های مؤثر در تجزیه مواد آلی افزایش یافته که منجر به کاهش وزن خشک (رها سازی کربن آلی در فرم CO<sub>2</sub>) 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<sub>4</sub><sup>-</sup> با آنیون‌های نیترات در کلوئیدهای هیومیک و سپس انتشار یون‌های فسفات (PO<sub>4</sub><sup>-</sup>) 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 به صورت 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 نمونه برداری روز ۳۰ و ۷۰ که میکروارگانیسم‌ها زمان کافی برای فعالیت داشتند، اثرات معنی‌داری را در میزان مواد جامد فرار (آلی)



شده و ورمی کمیوست تولیدی می تواند به دلیل غنی بودن از عناصر ماکرو و میکرو، pH و هدایت الکتریکی تعدیل شده، کود آلی مناسبی در افزایش بیومس محصولات زراعی محسوب شود.

تنها لجن فاضلاب که به عنوان ضایعات تصفیه خانه ها است، مدیریت می شود، بلکه ویژگی های کود نهایی و از جمله نسبت کربن به نیتروژن، نیتروژن کلدالی کل، مواد آلی کل و فسفر کل مناسب تر

## 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*, 17<sup>th</sup> 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." *Bioresources 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. Vincelas-Akpa, M., and Loquet, M. (1997). "Organic matter transformations in lignocellulosic waste products composted or vermicomposted (*eisenia fetida andrei*): Chemical analysis and <sup>13</sup>C 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.