

## کمپوست هم‌زمان پسماند فضای سبز و لجن آبیگری شده تصفیه‌خانه فاضلاب غرب اهواز

نعمت الله جعفرزاده حقیقی فرد<sup>۱،۲</sup>، مختار عباسی<sup>۳،۴</sup>، رحمان عالی‌ور بابادی<sup>۳،۴</sup>، حسین بحرانی<sup>۳،۴</sup>،  
آزاده میرزایی<sup>۳،۴</sup> و مریم روانبخش<sup>۳،۴\*</sup>

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۱/۱/۳۱؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۳/۴/۴)

### چکیده

باتوجه به وجود نگرانی‌های بهداشتی و محیط‌زیستی ناشی از لجن آبیگری شده فاضلاب و افزایش پسماند سبز باغی توجه مهندسان محیط زیست به سوی یافتن یک‌روش ساده، ارزان‌قیمت و مؤثر در جهت دفع بهداشتی، بهینه و سازگار با محیط زیست این مواد جلب شده است. کمپوست هم‌زمان لجن و پسماند سبز (ضایعات باغی) یک فرآیند جدیدی است که می‌تواند ما را در نیل به این اهداف کمک نماید. هدف از این تحقیق یافتن مؤثرترین نسبت لجن به فاضلاب آبیگری شده به منظور انجام فرآیند کمپوست هم‌زمان لجن خروجی واحدهای آبیگری لجن تصفیه‌خانه غرب اهواز (چنیبیه) با پسماند سبز باغی در شهر اهواز می‌باشد. بدین منظور لجن فاضلاب آبیگری شده با پسماندهای باغبانی به عنوان عامل حجیم کننده، با نسبت‌های ۱:۱، ۱:۲ و ۱:۳ (پسماند باغبانی: لجن فاضلاب آبیگری شده، با نسبت وزنی W:W) مخلوط شده و در ظروف پایلوت استوانه‌ای  $M_1$ ،  $M_2$  و  $M_3$  ریخته شدند. در این مطالعه درصد کربن آلی، ازت، فسفر، C/N، رطوبت و pH در طی فواصل معین تعیین و کنترل شده و در نهایت پس از گذشت ۲۳ روز با مقادیر استاندارد مقایسه گردید. نتیجه به دست آمده نشان دهنده این است که پایلوت‌های  $M_1$  و  $M_2$  به غیر از درصد فسفر کل از نظر پارامترهای pH، نسبت کربن به ازت، درصد ازت کل و درصد کربن آلی در سطح رده اول استانداردهای ایران و از لحاظ کیفیت میکروبی در سطح A استانداردهای EPA آمریکا و ایران است و با اطمینان می‌توان آن را در زمین‌های کشاورزی و فضای سبز مورد استفاده قرارداد.

کلمات کلیدی: کمپوست، لجن فاضلاب، پسماند فضای سبز، اهواز

۱. گروه بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، مرکز تحقیقات و فناوری های زیست محیطی. دانشگاه علوم پزشکی جندی شاپور اهواز

۲. گروه بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی جندی شاپور اهواز

۳. گروه بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، کمیته تحقیقات دانشجویی، دانشگاه علوم پزشکی جندی شاپور اهواز

\*: مسئول مکاتبات، پست الکترونیکی: mapseh@gmail.com

## مقدمه

(۲۶)، چرا که حاوی ماده آلی از ۵۰ درصد تا ۷۰ درصد کل مواد جامد است. ویژگی‌های لجن بسته به نوع و منشأ آب مصرفی و همچنین به نوع تصفیه (هوازی و بی‌هوازی) در تصفیه‌خانه فاضلاب دارد (۱۲).

امروزه استفاده از لجن فاضلاب به عنوان یک منبع مهم مواد مغذی در بین دانشمندان محیط زیست به صورت یک موضوع جالب تحقیقاتی مورد توجه قرار گرفته است. محتوای بالای مواد آلی اجازه استفاده از آن را به عنوان یک کود پس از کمپوست کردن را می‌دهد (۳۵). در طول کمپوست، ترکیبات آلی از طریق فعالیت‌های پی در پی میکروبی‌های مختلف به ماده آلی پایدارتر و پیچیده‌تر تبدیل می‌شود (۱۲ و ۳۴). میزان و وسعت این تحولات به طبیعت مواد اولیه و شرایط فرآیند کمپوست بستگی دارد. کمپوست یک روش پذیرفته شده و بسیار مفید در تثبیت مواد آلی موجود در پسماند است (۳۳). در طی فرآیند کمپوست پاتوژن‌های انسانی به دلیل گرمای تولید شده در مرحله ترموفیل، از بین می‌روند و ترکیب‌های آلی در لجن از طریق کانی‌سازی به مواد هومیک تثبیت شده تبدیل می‌شوند که با کاهش قابل توجهی در حجم همراه است (۲۱). از مزایای کمپوست لجن این است که کمپوست ساخته شده از لجن منابع مفید را به محیط زیست برمی‌گرداند و از جمله اثرات سودمند دیگر آن عبارت است از تسریع در رشد گیاه، بهبود حفظ رطوبت در خاک، افزایش مواد آلی در خاک و بهبود کنترل فرسایش (۲۷). رطوبت بالای لجن بدان معنی است که آنها را نمی‌توان به تنهایی کمپوست کرد. تجارب قبلی نشان داده‌اند که اضافه کردن مواد زائد مکمل (کاه گندم، برنج، نی، ضایعات پنبه، خاک اره و چوب و تراشه‌ها) به عنوان عوامل حجیم‌کننده، به بهبود فرآیند کمپوست کمک می‌کند (۱۶، ۲۱ و ۲۳). این عوامل باعث جذب رطوبت، بهبود هوادهی و کیفیت کمپوست نهایی می‌شود (۳۰، ۲۴ و ۳۸). عوامل حجیم‌کننده در محصول نهایی کمپوست باقی می‌ماند، چرا که میزان تخریب و تجزیه آنها بسیار کم است، این مواد همچنین مؤثر بر کیفیت کمپوست نهایی و نیز بر عملکرد کمپوست تأثیر می‌گذارد (۱۰). بنابراین

کمپوست یکی از فناوری‌های مدیریت پسماند است که در آن مواد آلی توسط تجزیه هوازی تثبیت می‌شوند. این روش عمدتاً به منظور بازیابی مواد آلی به صورت یک محصول مفید استفاده می‌شود. کمپوست حجم لجن و هزینه‌های حمل و نقل را کاهش می‌دهد، خطر انتشار عوامل بیماری‌زا را از بین می‌برد و ترکیبات بدبو را حذف می‌نماید (۲۹). علاوه بر این، کمپوست خواص کودی لجن را افزایش می‌دهد (افزایش محتوای مواد مغذی همراه با انتشار تدریجی و کانی‌سازی مواد آلی) (۱۳). کمپوست موجب کاهش خطر تثبیت نیتروژن در خاک توسط زیست‌توده میکروبی می‌شود، که در اثر استفاده از کمپوست‌های نارس ایجاد می‌شود (۱۳) و فرآیندهای فرسایش و بیابان‌زایی را کاهش می‌دهد (۱). علاوه بر این، کمپوست توانایی کاهش برخی از مواد شیمیایی آلی قابل تجزیه زیستی و در نتیجه پیامدهای زیست‌محیطی بالقوه ناشی از آن را نیز دارد (۶).

کمپوست شامل تغییر در ترکیب ماده آلی، در فرآیندی است که به نوبه خود بر روی درجه حرارت، رطوبت و در دسترس بودن اکسیژن بستگی دارد. فرآیند کمپوست‌سازی می‌تواند تحت تأثیر ماهیت عامل حجیم‌کننده باشد (۶). این عوامل باعث کاهش رطوبت لجن، افزایش تخلخل و افزایش محتوای کربن می‌شود. عامل حجیم‌کننده بر نسبت C/N و محتوای مواد آلی پایدار لجن و زیاده‌های دیگر تأثیر می‌گذارد (۷).

تصفیه‌خانه مدرن فاضلاب ترکیبی است از فرآیندهای بیولوژیکی، فیزیکی و شیمیایی و یکی از محصولات جانبی این تصفیه، تولید مواد جامد زیستی است، که همان لجن آبیگری شده تولیدی در طی فرآیند تصفیه اولیه، ثانویه یا پیشرفته فاضلاب‌شهری است (۸ و ۳۶).

لجن فاضلاب به عنوان کود آلی و مواد مغذی هم برای مصارف کشاورزی و هم برای بازسازی زمین تحت فرسایش قابل استفاده است (۳۳ و ۴۱). لجن فاضلاب‌شهری حاصل از تصفیه‌خانه‌های فاضلاب شهری یک گزینه مناسب برای کمپوست‌سازی و برای اهداف کشاورزی می‌باشند (۹، ۲۰ و

زیستی آن در کوتاه مدت میسر نمی‌باشد را در خود نگه می‌دارد، بنابراین تحت شرایط کنترل شده‌ای ضایعات باغی تبدیل به کمپوست می‌شوند. این مقاله قابلیت کاربرد فرآیند کمپوست هم‌زمان لجن آبیگری شده فاضلاب از تصفیه‌خانه‌های شهری اهواز با ضایعات باغی شهری (پسماند سبز شهری)، تأثیر استفاده از نسبت‌های مختلف عوامل حجیم‌کننده (۲:۱، ۱:۱، ۳:۱ لجن: ضایعات باغی) در فرآیند کمپوست هم‌زمان و پارامترهای میکروبیولوژی و شیمیایی به‌منظور ایجاد نسبت مناسب و بهینه از لجن و ضایعات باغی را بررسی می‌کند.

## مواد و روش‌ها

### فرآیند کمپوست‌سازی

در این مطالعه لجن فاضلاب شهری از تصفیه‌خانه فاضلاب غرب اهواز تأمین شده است لجن فاضلاب شهری با عبور از هاضم‌ها و صافی فشاری مراحل آبیگری را گذرانده و سپس وارد مراحل کمپوست گردید. از پسماندهای باغبانی خشک شده و در اندازه‌های ۷ تا ۱۰ سانتی‌متری خرد شده، به‌عنوان عامل حجیم‌کننده استفاده شد. پس از آماده‌سازی مواد اولیه کمپوست، نمونه‌هایی به وزن نیم کیلوگرم از مخلوط مواد، جهت آزمایش رطوبت، درصد کربن، ازت، فسفر، نسبت‌های کلیرم کل و مدفوعی برداشته شد. مشخصات اولیه لجن فاضلاب و پسماند باغبانی در جدول ۱ آمده است.

باتوجه به آزمایشات اولیه بر روی مخلوط اولیه به‌منظور ثابت نگه داشتن نسبت مطلوب C/N در حد ۳۰-۲۵٪ لجن فاضلاب آبیگری شده و پسماندهای باغبانی خرد و خشک شده با نسبت‌های ۱:۱، ۲:۱ و ۳:۱ (پسماند باغبانی به لجن فاضلاب آبیگری شده، با نسبت وزنی W:W) با هم مخلوط شده و در ظروف پایلوت استوانه‌ای  $M_1$ ،  $M_2$  و  $M_3$  که یک نوع فیلتر هوا بودند ریخته شد. پایلوت  $M_1$  متشکل بود از ۱/۸۵۰ کیلوگرم لجن فاضلاب و ۱/۸۵۰ کیلوگرم پسماند فضای سبز با نسبت ترکیبی ۱:۱ پایلوت  $M_2$  متشکل از ۳/۵۰۰ کیلوگرم لجن فاضلاب و ۱/۷۵۰ کیلوگرم پسماند فضای سبز با نسبت ترکیبی

طبیعت لجن و نوع و نسبت عامل حجیم‌کننده کمپوست‌سازی لجن را تحت تأثیر قرار می‌دهد. به‌این‌صورت که، اضافه نمودن عوامل حجیم‌کننده، اجازه تبادل مناسب گاز را داده و با ایجاد ساختار حفره‌ای در بین ذرات، از تراکم بیش از حد بستر کمپوست جلوگیری می‌کند. در طول کمپوست، مواد آلی تغییر شکل می‌دهند. سرعت و میزان این تغییر و تحولات بسته به طبیعت لجن، نوع و نسبت عوامل حجیم‌کننده و شرایط کمپوست‌سازی دارد (۱۰، ۱۲). این مزایا به‌همراه تنظیم اولیه نسبت C/N، کاهش  $NH_4$ ، تولید گازهای گلخانه‌ای، و کنترل هوادهی، اضافه نمودن عوامل حجیم‌کننده را به یک عمل موجه تبدیل کرده است (۱۰). تجربیات پژوهشی متعددی در سال‌های اخیر انجام شده است (۱۰، ۱۲، ۱۶ و ۳۹)، که به بررسی عوامل حجیم‌کننده برای تعیین مناسب‌ترین نسبت لجن/عامل حجیم‌کننده و تأثیر آن در فرآیند کمپوست می‌پردازد. با این‌حال، مطالعات اضافی برای ارتقاء آگاهی‌ها از فرآیندهای کمپوست لجن فاضلاب و یافتن مناسب‌ترین نسبت عامل حجیم‌کننده و کاربرد آن لازم است.

در سال‌های اخیر تولید کمپوست هم‌زمان با نسبت‌هایی از ضایعات چوب و لجن مورد توجه قرار گرفته است. مطالعات با هدف تعیین مناسب‌ترین نسبت لجن: خاک اره برای بهینه‌سازی عملکرد کمپوست لجن بسیار کم است. برای ایجاد نسبت مناسب و علمی لجن به خاک اره و نیز بررسی نقش نوع لجن (هوای/بی‌هوای) در تعیین این نسبت به مطالعات بیشتری نیاز است. امروزه یکی از نگرانی‌های مهم در بسیاری از شهرها در ایران این است که چگونه لجن نهایی فاضلاب دفع شود که سازگار با محیط زیست و امکان‌پذیر از لحاظ اقتصادی باشد و به سلامت انسان و موجودات دیگر آسیب نرساند. از سوی دیگر در طول ربع قرن گذشته به‌دلیل تصویب قانون منع سوزاندن، ضایعات باغی افزایش یافته است و اخیراً ۲۴-۱۶٪ وزنی پسماند شهری را به خود اختصاص داده‌است. از آن‌جایی که ضایعات باغی دارای درصد بالایی لیگنین هستند و این لیگنین، فیبر سلولوزی در درختان و گیاهان خاص را که تبدیل

جدول ۱. مشخصات اولیه لجن فاضلاب آبیگری شده و پسماند باغبانی خرد شده

پسماند باغبانی	لجن فاضلاب آبیگری شده	
۴۰/۹۵	۴۸/۷۵	درصد کربن آلی
۱/۲۲	۰/۷۴۴	درصد ازت
۰/۳۱	۰/۵۷	درصد فسفر
الف ۷ ۹×۱۰	الف ۱۶ ۱۵۰ × ۱۰	کلیفرم کل
الف ۷ ۹×۱۰	الف ۱۶ ۱۵۰ × ۱۰	کلیفرم مدفوعی
۱.۸۴	۱۸/۱۱۰	درصد رطوبت

الف: برحسب MPN/gr.ds.....

ب: مقادیر به دست آمده از آنالیز ۱ کیلوگرم مواد پسماند باغبانی و ۱ کیلوگرم لجن فاضلاب آبیگری شده

با برداشتن ۱/۰ تا ۳/۰ گرم نمونه تعیین شد (۳۱) بدین منظور با استفاده از فرمول زیر میزان درصد کربن آلی محاسبه گردید:

نسبت درصد کربن آلی =

$$[1] \quad \frac{T \times S(V_1 - V_2) N \times 0.003 \times 100 \times 1/3}{W \times V_1}$$

### ج- تعیین ازت کل

ازت کل به روش کجلاال انجام گرفت. بدین منظور ۴/۰ گرم نمونه از مواد در حال کمپوست یکبار در ابتدای فرآیند و یکبار در انتهای فرآیند مورد آزمایش قرار گرفت. (۱۹) از فرمول زیر برای انجام محاسبه میزان ازت کل استفاده شد:

$$[2] \quad \text{درصد ازت کل} = \frac{\text{مقدار اسید مصرفی برای هضم نمونه} \times 0.14}{0.14 \times \text{وزن نمونه}}$$

وزن نمونه

با تقسیم درصد کربن آلی بر ازت کل می توان نسبت C/N را نیز یافت.

### د- تعیین میزان فسفر کل

برای تعیین فسفر کل نمونه ۵۰ گرمی از نمونه مخلوط آسیاب گردید، سپس ۵/۰ گرم از آن به حجم ۱۰۰ میلی لیتر رسانده شد. میزان جذب نمونه صاف شده در طول موج ۶۹۰ نانومتری با استفاده از دستگاه اسپکتروفوتو متری ۶۰۰ da در محدوده نور مرئی قرائت گردید (۱۱). این آزمایش یکبار در ابتدا و یکبار در انتهای مطالعه انجام گرفت و میزان فسفر با استفاده از فرمول

۲:۱ بود. پایلوت M<sub>۳</sub> متشکل از ۴ کیلوگرم لجن فاضلاب و ۱ کیلوگرم پسماند فضای سبز با نسبت ترکیب ۳:۱ بود. به منظور ثابت نگه داشتن میزان اکسیژن کمپوست پایلوت در حد ۱۲٪- ۱۵٪ و نیز یکنواخت کردن آن، پایلوت ها هر سه روز یکبار به صورت دستی زیر و رو می شد. هوادهی طبیعی پایلوت نیز از طریق خود سوراخ های موجود بر روی فیلتر انجام می شد. در طول فرآیند کمپوست، به منظور ثابت نگهداشتن میزان رطوبت در ظروف مذکور در حد ۶۰٪ تا ۷۰٪ هر سه روز یکبار میزان رطوبت موجود در ظروف مورد آزمایش قرار گرفته و در صورت مشاهده هرگونه کمبودی، رطوبت آب مورد نیاز به پایلوت ها تزریق می شد.

## آزمایش ها و موارد اندازه گیری در مطالعه

### الف - تعیین pH پایلوت ها

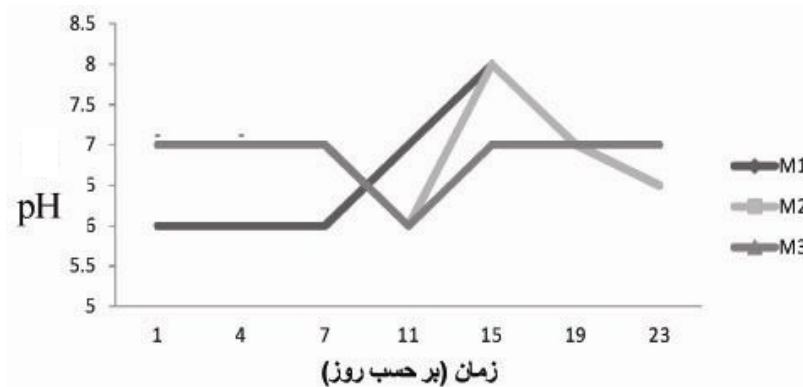
تعیین pH هر سه روز یک بار انجام گرفت. ۱۰ گرم نمونه را در ظرف مخصوص قرائت pH ریخته و حجم آن به ۱۰۰ میلی لیتر رسانده شد، سپس به وسیله همزن به مدت ۳ دقیقه هم زده شده و از صافی گذرانده شد. با استفاده از کاغذ تورنسل مقدار pH مخلوط تعیین گردید. (۲)

### ب- تعیین نسبت درصد کربن آلی

نسبت درصد کربن آلی هر هفته یکبار به روش والکی براک و

جدول ۲. مقادیر تعیین شده در مخلوط مواد اولیه هر پایلوت به صورت میانگین متوسط هر پارامتر

C/N	pH	رطوبت	فسفرکل	ازت کل	کربن آلی	
%		%	%	%	%	
۲۰/۸۶	۶/۷	۲۲/۸۶	۰/۲۶	۱/۴۹	۳۰/۵۴	M <sub>۱</sub>
۱۷/۲۲	۶/۹	۲۳/۶۴	۰/۴۸	۱/۵۶	۲۶/۸۷	M <sub>۲</sub>
۱۹/۲۶	۶/۸	۲۷/۵۰	۰/۲۲	۱/۳۵	۲۶/۰۱	M <sub>۳</sub>



شکل ۱. روند تغییرات pH در پایلوت M<sub>۱</sub>، M<sub>۲</sub> و M<sub>۳</sub>

### ۳- آزمون‌های آماری

در تحلیل آماری نتایج به دست آمده از نمونه برداری‌های انجام شده از نرم‌افزار SPSS نگارش ۱۶ و با کاربرد روش تحلیل واریانس یک طرفه و ضریب همبستگی استفاده شده است. سطح معنی‌داری مورد نظر برای آزمون‌ها در مورد تمام فرضیه‌ها  $(P < 0/05)$  بود. از ضریب همبستگی جهت بررسی ارتباط و نوع ارتباط میان پارامترها استفاده شده است.

### بحث و نتایج

نتایج به دست آمده پس از آنالیز پارامترهای شیمیایی و فیزیکی از فرآیند یک ماه کمپوست هم‌زمان لجن آبیگری شده و پسماند باغبانی به صورت جدول ۲ و شکل‌های ۱، ۲، ۳، ۴ و ۵ ارائه شده‌اند. در هر سه پایلوت همان‌طور که در شکل (۱) مشاهده می‌شود تغییرات pH یک رویه مشابهی را طی می‌کنند و تا روز ۱۵ شاهد یک روند افزایشی در pH بودیم (pH = ۸) این افزایش pH می‌تواند ناشی از پدیده آمونیفیکاسیون و

زیر محاسبه گردید:

$$\text{میزان فسفر} = \frac{100 \times 100 \times 100 \times \text{جذب بر حسب ppm}}{1000 \times 10 \times 0/5} \quad [۳]$$

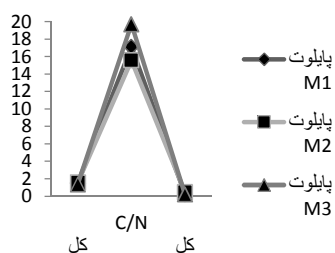
### ه- تعیین تعداد کلیفرم مدفوعی

پس از انتقال و رقیق‌سازی نمونه‌ها، آزمایش کلیفرم مدفوعی به روش ۹ لوله‌ای هر هفته یک بار انجام گردید. نتایج به صورت MPN/gr.ds گزارش شد (۱۱).

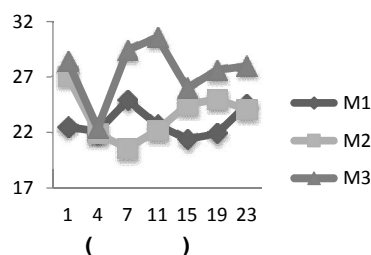
### و- تعیین رطوبت

برای تعیین رطوبت در پایلوت‌ها ۱۰ گرم از نمونه، پس از وزن شدن در دمای ۱۰۵ درجه سانتی‌گراد به مدت ۲۴ ساعت خشک شده و پس از خنک شدن در دسیکاتور دوباره توزین شد، (۲)، نهایتاً با فرمول زیر میزان رطوبت محاسبه گردید:

$$\text{ظرف پس از آون} - \text{وزن اولیه ظرف و نمونه قبل از آون} - \text{وزن اولیه نمونه و ظرف پس از آون} \times 100 = \text{درصد رطوبت} \quad [۴]$$



شکل ۳. روند تغییرات در درصد کربن آلی، فسفر و نسبت C/N در طول تهیه کمپوست در پایلوت  $M_1$ ،  $M_2$  و  $M_3$



شکل ۲. روند تغییرات رطوبت در طول تهیه کمپوست در پایلوت  $M_1$ ،  $M_2$  و  $M_3$

مشاهده می‌شود روند تغییرات در جهت کاهش رطوبت می‌باشد، این روند کاهش رطوبت در هر سه پایلوت نشان دهنده تجزیه مواد آلی موجود در پایلوت‌ها می‌باشد (۲۹) بیشترین میزان کاهش رطوبت در پایلوت  $M_3$  دیده می‌شود. از طرف دیگر نیز شاهد یک روند کاهشی در میزان درصد کربن آلی پایلوت‌ها هستیم.

آمونیاک + آب + دی‌اکسید کربن  $\rightarrow$  مواد آلی + اکسیژن در هر سه پایلوت این روند مشابه وجود دارد (شکل ۳). که ناشی از عمل معدنی‌سازی در طول فرآیند کمپوست است. کاهش در محتوای کربن آلی که به‌طور مستقیم تحت تأثیر مواد آلی موجود در پایلوت است را می‌توان به معدنی‌سازی مواد آلی موجود در لجن نسبت داد که همزمان با خروج کربن آلی به‌صورت گاز دی‌اکسید کربن از محیط پایلوت می‌باشد (۲۹)، چرا که مواد آلی ناشی از پسماند باغبانی از موادی تشکیل شده است که کمتر مستعد حمله میکروارگانیسم‌ها هستند. (۱۲ و ۲۸) بنابراین میکروارگانیسم‌های موجود در توده کمپوست ترجیح می‌دهند که به‌جای استفاده از منبع کربن موجود در عامل حجیم کننده از یک جزء کربن قابل اعتمادتر موجود در لجن فاضلاب به‌عنوان منبع انرژی استفاده کنند (۱۲ و ۳۰) بیشترین میزان کاهش در محتوای کربن آلی، یعنی کاهشی در حدود ۲۵/۵۹٪ در پایلوت  $M_1$  دیده شد. این کاهش برای پایلوت  $M_2$  برابر با ۱۹/۸۰٪ و برای پایلوت  $M_3$  برابر با ۱۵٪ می‌باشد. Komilis و همکاران (۲۵)، بیشترین کاهش در مقدار کربن رادر ۰ روز اول

معدنی‌سازی مواد نیتروژنه آلی در اثر فعالیت‌های میکروبی باشد (۱۴) و پس از گذشت زمان تا ۲۳ روز شاهد کاهش pH در هر سه پایلوت می‌باشیم. این کاهش می‌تواند ناشی از پدیده نیتریفیکاسیون و تشکیل گاز آمونیوم و انتشار آن به اتمسفر و نهایتاً رها شدن یون‌های هیدروژن باشد (۴۰). با مروری بر مطالعات مشابه نیز می‌توان به نتایج مشابهی رسید باشد (۴۰ و ۷)، به‌طوری که کاهش تدریجی pH در پایلوت  $M_1$  (pH=۷) = در پایلوت  $M_2$  (pH=۶/۵) و در پایلوت  $M_3$  (pH=۷) بوده است. بیشترین میزان کاهش مربوط به ظرف  $M_2$  با نسبت وزنی ۱:۲ لجن فاضلاب/پسماند باغی می‌باشد.

ظرف  $M_3$  متشکل از ۴ کیلوگرم لجن فاضلاب و ۱ کیلوگرم پسماند فضای سبز با نسبت ترکیب ۳:۱ بود. در طی فرآیند کودسازی جهت حفظ و کنترل درصد رطوبت از طریق آبرسانی پایلوت‌ها رطوبت افزایش یافت. نوساناتی در میزان رطوبت دیده می‌شد که افزایش رطوبت ناشی از آبرسانی پایلوت‌ها و کاهش رطوبت ناشی از افزایش دما و افزایش هوادهی و در نتیجه افزایش تبخیر بود. نهایتاً با کاهش میزان مواد قابل تجزیه بیولوژیکی و کاهش دمای پایلوت شاهد کاهش رطوبت بودیم. یعنی شاهد بیشترین مقدار رطوبت در این پایلوت هستیم که در روز ۱۱ دیده می‌شود (۳۰/۶٪). این مقدار رطوبت مطابق با استانداردهای رده ۲ کمپوست ایران و استاندارد WHO می‌باشد که درصد رطوبت را بین ۳۰٪ تا ۵۰٪ بیان کرده است. همان‌طور که در شکل (۲)

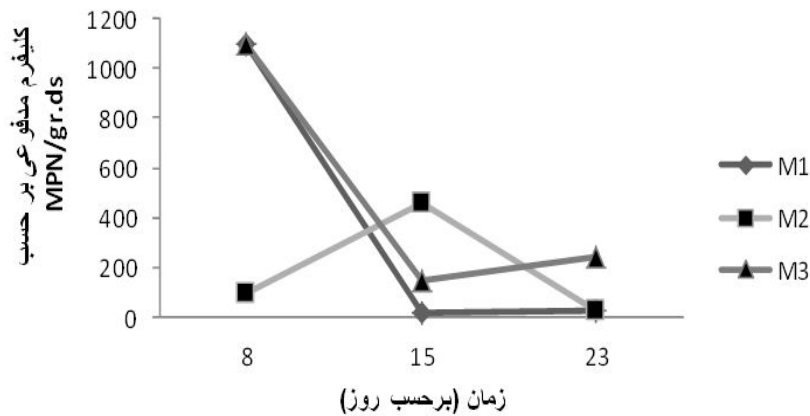
کربن آلی در پایلوت‌ها می‌توان نتیجه‌گیری کرد که بالا بودن میزان نسبت C/N در پایلوت M<sub>۳</sub> به علت کم بودن میزان ازت آن و کم بودن نسبت C/N در پایلوت M<sub>۲</sub> به علت بالا بودن میزان ازت کل آن است (شکل ۳). بوسیله حاج و همکاران (۱۵) در مطالعه‌ای میزان ارزش کود ازته را در کمپوست هم‌زمان لجن فاضلاب، با عوامل مختلف حجیم کننده (پسماند خانگی، کیک‌های زیتون و خاک اره) به نسبت وزنی ۱:۱ را بررسی کردند. (۳۱) ملا و همکاران نسبت وزنی ۱:۱ را به منظور ارزیابی امکان‌سنجی فرآیندهای تبدیل زیستی (bioconversion) جامدات در تجزیه بیولوژیکی لجن فاضلاب مورد مطالعه قرار دادند. گوکسی و همکاران به منظور انجام کمپوست هم‌زمان، مقدار مناسبی از خاک اره را به لجن فاضلاب اضافه کردند تا نسبت C/N را برابر با ۳۰ تنظیم نمایند (۲۱).

یکی از مشکلات استفاده مستقیم از لجن فاضلاب تصفیه‌خانه به‌عنوان کود مربوط به خطر آلودگی انسان‌ها و گیاهان به پاتوژن‌ها است. لجن تازه دارای تراکم بالایی از کلیفرم‌های مدفوعی (مثل ایشرشیا کلی) و استرپتو کوکس‌های مدفوعی است در لجن هوازی سالمونلا نیز دیده شده است (۱۲). در این مطالعه در طول فرآیند کمپوست‌سازی میزان کلیفرم‌های مدفوعی و کلیفرم کل در روزهای ۸ و ۱۵ و ۲۳ به روش ۹ لوله‌ای محاسبه گردید و نتایج به صورت شکل‌های ۴ و ۵ نشان داده شد. نتایج نمایان‌گر آن است که بیشترین درصد کاهش کلیفرم مدفوعی و کل در پایلوت M<sub>۱</sub> (۹۶/۴۵٪ کاهش) و در روز ۱۵ رخ داده است. این کاهش برای پایلوت M<sub>۲</sub> (۸۱/۳۳٪ کاهش) و برای پایلوت M<sub>۳</sub> (۷۸/۱۸٪ کاهش) می‌باشد.

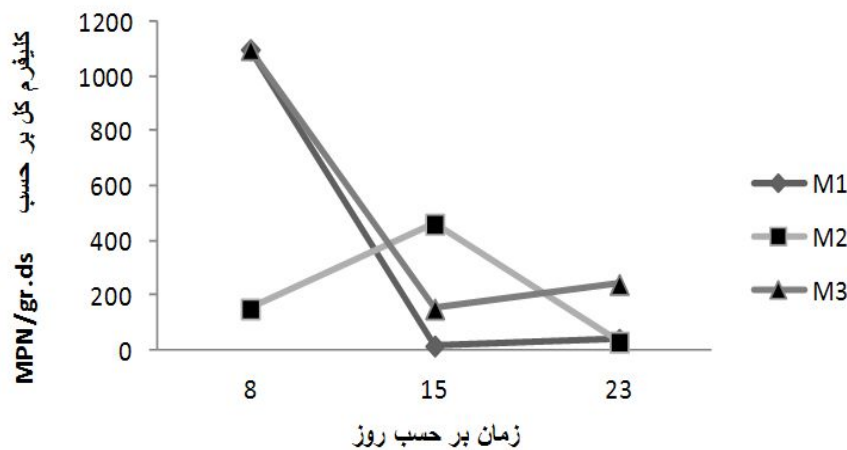
پرورش و همکاران (۴) پس از ۱۰-۱۵ روز در توده کمپوست لجن فاضلاب اصفهان فاز ترموفیلیک را مشاهده کردند که با قرارگرفتن توده کمپوست در فاز ترموفیلیک با مدت زمان کافی، توده با کاهش سطح میکروب‌ها و پاتوژن‌ها تا سطح استانداردهای آمریکا مواجه می‌شود. از مطالعات بعدی نتایج مشابهی نیز به دست آمد (۳). جعفرزاده و همکاران (۵)

مشاهده کردند که در ۵ روز اول این روند کاهش شدت بیشتری داشت. Molla و همکاران (۳۱) پس از طی ۷۵ روز از فرآیند کمپوست شاهد کاهش ۲۴/۵٪ و ۱۳/۷۸٪ در غلظت مواد آلی برای به ترتیب لجن + خاک اره و لجن + کاه برنج، بودند، فانگ و همکاران (۱۷) کاهش در حدود ۹ درصدی را در غلظت مواد آلی در کمپوست هم‌زمان لجن فاضلاب با خاکستر ذغال سنگ فرار گزارش کردند. به نظر می‌رسد در شرایط کمپوست‌سازی هوازی مقدار عامل حجیم کننده به علت ایجاد شرایط مطلوب هوادهی در تثبیت بیشتر مواد آلی تأثیرگذاری بالایی دارد و در شرایط نسبتی یکسان از لجن و پسماند باغبانی در پایلوت M<sub>۱</sub> (۱:۱) شاهد بیشترین کاهش در کربن آلی هستیم. با نگاهی به شکل می‌توان دریافت که شدت تجزیه مواد آلی کربنه در ابتدای فرآیند کمپوست‌سازی بیشتر است که در هر سه پایلوت نیز این روند قابل مشاهده است.

میزان ازت کج‌جلدال (ازت آلی و ازت آمونیاکی) در طول فرآیند کمپوست ثابت باقی ماند. در پایلوت M<sub>۲</sub> با نسبت وزنی ۱:۲ (لجن فاضلاب/ پسماند باغی)، میزان درصد ازت از سایر پایلوت‌ها بیشتر است (۱/۴۸٪) و کمترین درصد ازت در پایلوت M<sub>۳</sub> با نسبت ۳:۱ (لجن فاضلاب/ پسماند باغی) (۱/۳۵٪) دیده شد (شکل ۳). در مورد درصد فسفر کل هم بیشترین میزان فسفر در پایلوت M<sub>۲</sub> (۰/۴۸٪) و کمترین میزان فسفر در پایلوت M<sub>۳</sub> (۰/۲۲٪) قابل مشاهده است. تنها این پایلوت دارای میزان فسفر نهایی در حد استانداردهای ایران و جهان است (شکل ۳). وورین (۳۹) در مطالعه فرآیند کمپوست هم‌زمان کود گاوی و خوکی مشاهده کرد که انتخاب عامل حجیم کننده (کاه، جو خرد شده و یا خزه تورب) به شدت بر پتانسیل ظرفیت و میزان معدنی سازی فسفر آلی در کمپوست کود تأثیر می‌گذارد. نتایج حاصل از آزمایشات نسبت C/N نهایی نشان داد که این نسبت به ترتیب برای پایلوت‌های M<sub>۲</sub>، M<sub>۱</sub> و M<sub>۳</sub> برابر است با ۱۱/۱۷، ۱۵/۵۷ و ۱۹/۷ درصد که بیشترین نسبت C/N در پایلوت M<sub>۳</sub> و کمترین میزان آن برای پایلوت M<sub>۲</sub> است. با مقایسه این نتایج با میزان ازت کل و میزان



شکل ۴. تعداد کلیفرم‌های مدفوعی طی فرآیند کمپوست در سه مقطع زمانی (تعداد باکتری‌ها در مقدار  $10^{17}$  ضرب می‌شوند و بر حسب MPN/gr.ds بیان می‌شود).



شکل ۵. تعداد کلیفرم‌های کل طی فرآیند کمپوست در سه مقطع زمانی (تعداد باکتری‌ها در مقدار  $10^{17}$  ضرب می‌شوند و بر حسب MPN/gr.ds بیان می‌شود).

$5 \times 10^2$  CFU  $g^{-1}$  (وزن‌تر) را برای کلی فرم مدفوعی و حد  $5 \times 10^3$  CFU  $g^{-1}$  (وزن‌تر) را برای استرپتوکوک مدفوعی توصیه می‌کند. ناکازاکی و همکاران (۳۲) نشان دادند که مقادیر بیشتری از پوسته برنج اضافه شده به عنوان عامل حجیم کننده به لجن فاضلاب منجر به تولید نرخ بالاتر  $CO_2$  و تعداد زیادی از ترموفیل‌ها در واحد جرم خشک لجن خام می‌شود. Albuquerque و همکاران (۱۰) نشان دادند که عملکرد کمپوست پوسته زیتون تحت تأثیر ویژگی‌های عامل حجیم کننده (ساقه انگور یا برگ زیتون) قرار دارد. Hay و همکاران (۲۲) دنبال یافتن جایگزینی برای عوامل حجیم کننده در

مطالعه‌ای را در مورد میزان سالمونلا در لجن بی‌هوازی خروجی از دو تصفیه‌خانه فاضلاب شهری اهواز انجام دادند و مشاهده کردند که لجن خروجی از هیچ‌کدام از دو تصفیه‌خانه استانداردهای پیشنهاد شده از سوی سازمان محیط زیست آمریکا برای مصرف در کشاورزی را رعایت نکرده است. Farrel (۱۸) توصیه می‌کند که یک دانسیته ایمن برای کلی فرم‌های مدفوعی کمپوست در  $1000/g$  جامد تعریف شود، زیرا این‌طور فرض می‌شود که سالمونلا پایین‌تر از این میزان در تمام نمونه‌های حاوی مقدار مدفوع کلی فرم‌ها وجود نداشته باشد. Strauch و همکاران (۳۷) برای کمپوست بهداشتی حد



جدول ۳. مقادیر میانگین و انحراف معیار برای پایلوت‌های  $M_1$ ،  $M_2$  و  $M_3$

پایلوت	کربن آلی %	ازت %	فسفر %	C/N %	رطوبت %	pH
$M_1$	۳۰/۵۴±۴/۶۹	۱/۴۹	۰/۲۷	۲۰/۵	۱/۳۴ ±۶۸/۲۲	۶/۷۱±۰/۷۵
$M_2$	۳/۱۲±۲۶/۸۷	۱/۵۶	۰/۴۸	۱۷/۲۲	۲/۲۱±۲۳/۶۴	۰/۶±۶/۹۲
$M_3$	۳/۷۷±۲۶/۰۱	۱/۳۵	۰/۲۲	۱۹/۲۶	۲/۶۶±۲۷/۵۰	۰/۳۷±۶/۸۵

جدول ۴. ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی کمپوست (مؤسسه استاندارد و تحقیقات صنعتی ایران ۱۳۸۶)

ویژگی	حدود قابل قبول (کمپوست رده ۱)	حدود قابل قبول (کمپوست رده ۲)
مواد آلی (براساس درصد وزن ماده خشک)	٪۳۵	٪۲۵
کربن آلی (براساس درصد وزن ماده خشک)	حداقل ۲۵٪	حداقل ۱۵٪
ازت کل (براساس درصد وزن ماده خشک)	۱/۶۶-۱/۲۵	۱/۵-۱
P (P2O5) (براساس درصد وزن ماده خشک)	۳/۸-۱	۳/۸-۳
رطوبت (براساس درصد)	حداکثر ۱۵٪	حداکثر ۳۵٪
C/N (براساس درصد)	۲۰-۱۵	۱۵-۱۰
pH	۶-۸	۶-۸

### نتیجه‌گیری

با توجه به نتایج به‌دست آمده (جدول ۳) و مقایسه آن با مقادیر استاندارد ایران (جدول ۴) و جهان می‌توان گفت که در صورت وجود شرایط متعارف محصول کمپوست لجن فاضلاب شهری آبیگری شده از تصفیه‌خانه غرب اهواز (چنیبیه) به لحاظ کیفیت میکروبی در سطح A استانداردهای EPA آمریکا و ایران است و با اطمینان می‌توان آن را در زمین‌های کشاورزی و فضای سبز مورد استفاده قرار داد. پایلوت‌های  $M_1$ ،  $M_2$  و  $M_3$  از نظر pH نسبت کربن به ازت، و درصد ازت کل و درصد کربن آلی در سطح رده اول استانداردهای ایران می‌باشد، ولی از نظر درصد فسفر کل کمتر از حد استانداردهای ایران می‌باشند. در نهایت چنین به نظر می‌رسد که می‌توان لجن خروجی واحدهای آبیگری لجن تصفیه‌خانه غرب اهواز (چنیبیه) را از طریق فرآیند کمپوست هوازی با استفاده از پسماند فضای سبز به‌خوبی تثبیت کرد. به نظر می‌رسد که این روش قابل اعتماد و قابل انعطاف است.

کمپوست لجن، لجن فاضلاب را با کاه و نیز خاک اره با نسبت ۱:۱ و ۱:۲ کمپوست کردند. آنها مشاهده کردند که هر دو مخلوط به‌طور مؤثری میکروارگانیسم‌های شاخص و بیماری‌زا را نابود کرده و یک محصول نهایی که به خوبی تثبیت شده و دارای بافت هوموس‌مانند و بدون بوی اعتراض‌کننده می‌باشد را تولید می‌کند. ثابت شده است که خاک اره یک عامل خوب حجیم‌کننده برای کمپوست لجن است و بر روی عملکرد فرآیند کمپوست مورد استفاده قرار گرفته است. براساس استانداردهای میکروبی برای محصول نهایی کمپوست که توسط EPA سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا منتشر شده است غلظت کلی کلیرم مدفوعی باید در محصول نهایی کمتر از  $MPN 1000$  در هر گرم جامدات خشک لجن باشد. بنابراین با توجه به نتایج به‌دست آمده به نظر می‌رسد محصول تولیدی کمپوست در این مطالعه برای استفاده در اراضی کشاورزی و فضای سبز بی‌خطر است.

## سپاسگزاری

علوم پزشکی جندی شاپور اهواز اعلام می‌دارند. این کار مطالعاتی، حاصل طرح تحقیقاتی مصوب این دانشگاه می‌باشد.

نویسندگان مقاله مراتب تشکر و قدردانی خود را از دانشگاه

## منابع مورد استفاده

- ۱ اکبرنژاد، ف، آستارایی، ع، فتوت، ا، نصیری، م. م. ۱۳۹۱. اثر کمپوست زیاله شهری و لجن فاضلاب بر عملکرد و اجزای عملکرد گیاه دارویی سیاهدانه (*Nigella sativa* L.). نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی) ۲۶: ۱۳۳۸-۱۳۲۹.
۲. الله‌رستمی، ر، نبئی، ا. و اسلامی، ا. ۲۰۰۹. بررسی دما و رطوبت بهینه برای رشد کرم‌ها و انجام فرآیند تولید ورمی‌کمپوست از پسماندهای غذایی، مجله سلامت و محیط ایران ۱(۲): ۱۱۲-۱۰۵.
۳. پرورش، ع، عمرانی، ق. ع. و مقدس، ح. ۱۳۷۹. تهیه کمپوست به‌روش بی‌هوازی و مقایسه آن با کمپوست هوازی مرسوم. مجله پژوهش در علوم پزشکی ۵(۲): ۱۴۷-۱۴۳.
۴. پرورش، ع، موحدیان، ع. ح. و حمیدیان، ل. ۱۳۸۳. بررسی کیفیت شیمیایی و ارزش کودی ورمی‌کمپوست تهیه‌شده از لجن فاضلاب شهری اصفهان. آب و فاضلاب ۱۵(۲): ۲۹-۳۳.
۵. جعفرزاده حقیقی‌فرد نعمت‌اله، ت. ا.، واحدی حبیب ۱۳۸۴. بررسی میزان سالمونلا در لجن هضم‌شده خروجی از هاضم‌های بی‌هوازی تصفیه‌خانه فاضلاب شهری. مجله علمی پزشکی ۴(۳): ۲۵۴-۲۵۰.
۶. صالحی، ا.، فلاوند، ا.، سفیدکن، ف.، اصغرزاده، ا. ۱۳۹۰. تأثیر کاربرد ژئولیت، مایه تلقیح میکروبی و ورمی‌کمپوست بر غلظت عناصر K P N، میزان اسانس و عملکرد اسانس در کشت ارگانیک گیاه دارویی بابونه آلمانی (*Matricaria chamomilla* L.) فصلنامه تحقیقات گیاهان دارویی و معطر ایران ۲۷(۲): ۲۰۱-۱۸۸.
۷. عمرانی، ق. ع. و اصغرنیا، ح. ع. ۱۳۸۴. قابلیت تهیه کمپوست از زیاله‌های خانگی با استفاده از کرم خاکی ایزنیافونئیدا. مجله دانشکده بهداشت و انستیتو تحقیقات بهداشتی ۲: ۶۶-۵۹.
8. Abid, N. & Sayadi, S. 2006. Detrimental effects of olive mill wastewater on the composting process of agricultural wastes. Waste management 26(10): 1099-1107.
9. Akhtar, M., Malik, A 2000. Roles of organic soils amendments and soilorganisms in the biological control of plant-parasitic nematodes: areview. Bioresour. Technol. 74(1): 35-47.
10. Alburquerque, J. A., Gonzalez, J., GARCÍA, D., Cegarra, J. 2006. Effect of bulking agent on the composting of "alperujo", the solid by-product of the two-phasecentrifugation method for olive oil extraction. Process Biochem. 41:127-132.
11. Rose, R. E., Geldreich, E. E. and Litsky, W. 1975. Improved membrane filter method for fecal coliform analysis. Applied microbiology 29(4):532-536.
12. Banegas, V., Moreno, J. L., Moreno, J. I., Garcia, C., Leon, G., Hernandez, M. T. 2007. Composting anaerobic and aerobic sewage sludges using two proportions of sawdust. Waste management 27(10):1317-1327.
13. Barrera, I., Anders, P., Alcaniz, J. M. 2001. Sewage sludge application on soil: effects on two earthworm species. Water, Air, Soil Pollut. 129:319-332.
14. Bishop, P. and Godfrey, C. 1983. Nitrogen transformations during sludge composting. Biocycle 24: 34-39.
15. Boussehaj, K., Fars, S., Laghmari, A., Nejmeddine, A., Ouazzani, N., Ciavatta, C. 2004. Nitrogen fertilizer value of sewage sludge cocomposts. Agronomie 24(8):487-492..
16. Eftoda, G., Mccartney, D. 2004. Determining the critical bulking agent requirement for municipal biosolids composting. Compost Sci. Util. 12: 208-216.
17. Fang, M., Wong, J., Ma, K. and Wong, M. 1999. Co-composting of sewage sludge and coal fly ash: nutrient transformations. Bioresource Technol. 67:19-24.
18. Farrel, J. B. 1993. Fecal pathogen control during composting. Science and Engineering of Composting PP: 282-300.

19. Fuentes, M. J., Font, R., Gómez-Rico, M. F. and Moltó, J. 2007. Multivariate statistical analysis of PCDD/FS in sewage sludges from different areas of the Valencian Community (Spain). *Chemosphere* 67:1423-1433.
20. Gea Leiva, T., Artola Casacuberta, A., Sanchez-Ferrer, A. 2003. Application of experimental design technique to the optimization of bench-scale composting conditions of municipal raw sludge. *Compost science & utilization*, 11(4): 321-329..
21. Gouxue, L., ZHANG, F., Sun, Y., Wong, J. W. C., Fang, M. 2001. Chemical evaluation of sewage sludge composting as a mature indicator for composting process. *Water Air Soil Pollu.*132: 333-345.
22. Hay, J., CHANG, S., Ahn, H., Kellogg, H. and Caballero, R. 1998. Alternative bulking agent for sludge composting. *Biocycle* 22: 46-51.
23. Hernández, T., Masciandaro, G., Moreno, J. I., García, C. 2006. Changes in organic matter composition during composting of two digested sewage sludges. *Waste Manage* 26: 1370-1376.
24. Iranzo, M., Canizares, J. V., Roca-Perez, L., Sainz-Pardo, I., Mormeneo, S. and Boluda, R. 2004. *Bioresour. Technol.* 95:107-112
25. Komilis, D. & Kanellos, D. 2012. A modified dynamic respiration test to assess compost stability: Effect of sample size and air flowrate. *Bioresour. Technol.*117: 300-309.
26. Lazzari, L., Sporni, L., Bertin, P. and Pavoni, P. 2000. Correlation between inorganic (heavy metals) and organic (PCBs and PAHs) micropollutant concentrations during sewage sludge composting processes. *Chemosphere*, 41(3): 427-435.
27. Liang, C., Das, K. and McClendon, C . 2003. The influence of temperature and moisture contents regimes on the aerobic microbial activity of a biosolids composting blend. *Bioresour. Technol.* 86: 131-137.
28. Manios, T. 2004. The composting potential of different organic solid wastes: experience from the island of Crete. *Environ international* 29:1079-1089.
29. Mcdougall, F. R., White, P., Franke, M. and Hindle, P. 2001. *Integrated solid waste manage*, Wiley Online Library.
30. Mena, E. 2001. Compostaje de lodos de depuración urbana; una adecuada estrategia para su reciclado en el suelo. Tesina de Licenciatura. Departamento de química agrícola, geología y edafología. Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura (CEBAS-CSIC). Universidad de Murcia.
31. Molla, A. H., Fakhru'l-Razi, A. and Alam, M. Z. 2004. Evaluation of solidstate bioconversion of domestic wastewater sludge as a promising environmental-friendly disposal technique. *Water Res.* 38: 4143-4152.
32. Nakasaki, K., Shoda, M. and Kubota, H. 1986. Effects of a bulking agent on the reaction rate of thermophilic sewage sludge composting. *J. Ferment. Technol.* 64: 539-544.
33. Oleszczuk, P. 2008. Phytotoxicity of municipal sewage sludge composts related to physico-chemical properties, PAHs and heavy metals. *Ecotoxicol & Environ Safety* 69:496-505.
34. Paré, T., Diné, H., Schnitzer, M. and Dumontet, S. 1998. Transformation of carbon and nitrogen during composting of animal manure and shredded paper. *Biol. Fert. Soils* 26:173-178.
35. Rathod, P. H., Patel, J. C., Shah, M. R. and Jhala, A. J. 2009. Recycling gamma irradiated sewage sludge as fertilizer: A case study using onion (*Alium cepa*). *Applied Soil Ecology.* 41:223-233.
36. Song, U. and Lee, E. J. 2010. Environmental and economical assessment of sewage sludge compost application on soil and plants in a landfill. *Resoure, Conser & Recycle.* 54: 1109-1116.
37. Strauch, D. 1987. Microbiological specifications of disinfected compost.
38. Tremier, A., De Guardia, A., Massiani, C., Paul, E. and Martel, J. L. 2005. A respirometric method for characterising the organic composition and biodegradation kinetics and the temperature influence on the biodegradation kinetics, for a mixture of sludge and bulking agent to be co-composted. *Bioresour. Technol.* 96: 169-180.
39. Vourinen, A. H. 2000. Effect of the bulking agent on acid and alkaline phosphomonoesterase and b-D-glucosidase activities during manure composting. *Bioresour. Technol.*75: 133-138.
40. Wong, J., Mak, K., Chan, N., Lam, A., Fang, M., ZHou, L., Wu, Q. and Liao, X. 2001. Co-composting of soybean residues and leaves in Hong Kong. *Bioresour. Technol.* 76: 99-106.
41. Zbytniewski, R. and Buszewski, B. 2005. Characterization of natural organic matter (NOM) derived from sewage sludge compost. Part 1: chemical and spectroscopic properties. *Bioresour. Technol.* 96: 471-478.