

Effect of Bulking Agents on the Quality of Food Waste Compost in Domestic In-vessel Reactors

ZAHRA NADERI MAYVAN^{1*}, SEYYED JAFAR HASHEMI², SEYYED REZA TABATABAIE KOLOUR³, MOHAMMAD

YONESI ALAMUTI⁴

1. MSc student of Agricultural Machinery Engineering, Faculty of Agricultural Engineering, Sari Agricultural Sciences and Natural Resources University, Iran.
2. Associate professor of Agricultural Machinery Engineering, Faculty of Agricultural Engineering, Sari Agricultural Sciences and Natural Resources University, Iran.
3. Associate professor of Agricultural Machinery Engineering, Faculty of Agricultural Engineering, Sari Agricultural Sciences and Natural Resources University, Iran.
4. Associate professor of Agricultural Machinery Engineering, Department of Agricultural Engineering Research Institute, Agricultural Research Education and Extension Organization (AREEO), Karaj, Iran.

(Received: Oct. 9, 2018- Revised: May. 15, 2019- Accepted: May. 25, 2019)

ABSTRACT

Food waste has a high content of decomposable material. This material is very good source for fertilizer or compost has a better quality than commercial mineral fertilizers. This research investigated the effect of bulking agents on the maturity and greenhouse gaseous emissions of composting food waste. Food waste with biochar product sewage agriculture with three different treatments (sugercan baggas (FWSB) –bread (FWBB) - sawdust (FWGB) were used. The parameters of temperature, humidity, percentage of material, C/N ratio, pH, EC, carbon losses and nitrogen were measured compared and evaluated. In this study, the decomposition of food waste occurred at a temperature of 60-65 ° C, and this high degree of heating could significantly improve the response time. After 60 hours of the production process, the C/N ratio in the FW from 23.13 to 16.35 and in the FWSB from 24.5 to 21 and in the FWBB from 28.82 To 23.61 and in FWGB from 26.26 to 21.5. The organic matter of FW was from 81% to 52% and in FWGB from 86% to 53.61% and in FWSB from 87.3% to 59% and in FWBB ranged from 83.7% to 57%. The EC level in each of the treatments was incremental and its rate was evaluated in all treatments. At the end, the composting process led to improved fertility indices in each of the treatments and reached a maturity very quickly. This process there is a significant competitive advantage in reducing fertility production times compared with other previous studies.

Keywords: domestic in-vessel reactor, food waste, compost, greenhouse gaseous, C/N ratio.

* Corresponding Author's Email: z.naderi15@yahoo.com

اثر مواد حجیم بر کیفیت کمپوست ضایعات غذایی در راکتورهای خانگی

زهرا نادری مایوان^۱، سید جعفر هاشمی^۲، سیدرضا طباطبائی کلور^۳، محمد یونسی الموتی^۴

۱. دانشجوی کارشناسی ارشد مهندسی بیوسیستم، دانشکده مهندسی زراعی، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری، ایران.

۲. دانشیار گروه مهندسی بیوسیستم- دانشکده مهندسی زراعی، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری، ایران.

۳. دانشیار گروه مهندسی بیوسیستم- دانشکده مهندسی زراعی، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری، ایران.

۴. دانشیار گروه مهندسی مکانیک ماشین‌های کشاورزی و مکانیزاسیون، موسسه تحقیقات فنی و مهندسی کشاورزی، سازمان تحقیقات آموزش و ترویج کشاورزی، کرج، ایران.

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۷/۷/۱۷- تاریخ بازنگری: ۱۳۹۸/۲/۲۵- تاریخ تصویب: ۱۳۹۸/۳/۴)

چکیده

پسماندهای خانگی درصد زیادی مواد تجزیه‌پذیر دارند که برای تهیه کود گیاهی یا کمپوست منبع بسیار مناسب است. این پژوهش باهدف بررسی اثر مواد حجیم بر بلوغ و کیفیت کمپوست ضایعات غذایی در راکتورهای خانگی انجام گردید. در این تحقیق از ۴ تیمار به ترتیب ضایعات خانگی (FW)، ضایعات خانگی به همراه باگاس نیشکر و زغال‌زیستی (FWSB)، ضایعات خانگی با خاکاره و زغال‌زیستی (FWGB) و ضایعات خانگی به همراه نان خشک و زغال‌زیستی (FWBB) مورد استفاده قرار گرفت. باگاس نیشکر و خاکاره، نان خشک و زغال‌زیستی تولیدشده از لجن فاضلاب مرغداری برای دستیابی به C/N تعیین هدف شده (تقریباً ۲۴) مورد استفاده قرار گرفتند. در پایان فرایند، میزان pH در تیمار FWSB بیشترین مقدار (۸/۱) و در تیمار FWBB کمترین مقدار را (۶/۸۸) دارا بود. EC در طول فرایند در تیمارها، یک‌روند مشابه صعودی را طی کرده‌است. نسبت بهینه C/N در همه‌ی تیمارها مشاهده‌شد. همچنین FWSB دارای اثر مطلوب‌تری بر فرایند کمپوست‌سازی و کیفیت کمپوست نهایی است و با ایجاد تخلخل و حفظ رطوبت توده، سبب کنترل pH و EC می‌گردد.

واژه‌های کلیدی: راکتور خانگی، ضایعات غذایی، کمپوست، گازهای گلخانه‌ای، نسبت C/N

مقدمه

در سطح جهانی، شهرنشینی و همچنین افزایش مداوم جمعیت انسانی، منجر به تولید مقدار زیادی زباله شده است. این ضایعات، باعث چالش‌های زیست‌محیطی، اجتماعی و اقتصادی، به‌خصوص در کشورهای درحال توسعه شده است. زباله‌های مواد غذایی اغلب همراه با زباله‌های شهری سوزانده یا دفن می‌شوند که هر دو روش منافع و مضراتی را همراه دارد. اگرچه سوزاندن، زباله‌های جامد شهری را به حداقل مقدار کاهش می‌دهد اما باعث تولید مقادیر زیادی گازهای گلخانه‌ای می‌شود (Zhang and Sun, 2014).

روش دفن زباله اگرچه نسبتاً ارزان است اما با توجه به حجم زباله-ها، زمین وسیعی مورد استفاده قرار می‌گیرد و منجر به آلودگی‌های ثانویه‌ی جدی از جمله انتشار گاز متان می‌شود. گاز متان منجر به گرم شدن کره‌ی زمین می‌شود و همچنین دفن زباله باعث انتشار شیرابه در سیستم آب‌های زیرزمینی می‌شود (Palmiotto et al., 2014).

بازیافت ضایعات مواد غذایی جایگزینی امیدوارکننده برای کاهش هزینه ضایعات و کاهش تولید بو و کاهش آلاینده‌ی هوا

هست. به‌عنوان مثال، تهیه کمپوست و یا خوراک دام از ضایعات مواد غذایی توصیه شده است اما در رابطه با تهیه‌ی خوراک دام، علاوه بر این که حذف مواد مضر از ضایعات مواد غذایی مشکل است، باید از پوسیدگی این مواد زائد در طول حمل‌ونقل و انبارمانی جلوگیری کنیم. با این وجود، ضایعات مواد غذایی حاوی مقادیر قابل توجهی از مواد آلی هستند که پروسه بازیافت را به سمت تولید کمپوست سوق می‌دهند و به دلیل تجزیه‌پذیری بودنشان منبع خوبی برای تهیه‌ی کمپوست به شمار می‌روند (Chang and Hsu, 2008). فرایند کمپوست با توجه به سازگاری زیست‌محیطی و روش‌های عملیاتی نسبتاً آسان یک روش پایدار برای تبدیل ضایعات آلی به محصولات مفید است (Zhang and Sun, 2014).

ضایعات شهری و خانگی، حاوی انواع مواد غذایی، شاخ و برگ گیاهان، پوست میوه و سبزی، خرده‌های چوب، انواع کاه و غیره می‌باشند. این ضایعات، عموماً در دسته مواد لینگوسلولزی قرار می‌گیرند و ضمن تجزیه‌پذیر بودن، به‌عنوان عامل افزایش تخلخل، اصلاح‌کننده‌ی خاک و افزایش عناصر غذایی، طی فرآیند

محفظه‌ای می‌توان به فرایند کمپوست سرعت بخشید و زمان تولید کمپوست را کاهش داد (Sangamithirai et al., 2015; Walker et al., 2009).
 (Walker et al., 2009).
 (Iyengar and Bhave., 2006) از یک سیستم کمپوست محفظه‌ای مختلط برای تبدیل زباله‌های خانگی به هوموس (گیاخاک) به‌عنوان بهبوددهنده‌ی مواد مغذی خاک استفاده کردند. (An et al., 2012) یک سیستم کمپوست محفظه‌ای را برای کمپوست زباله‌های کشاورزی صنعتی و زباله‌های صنعتی مورد آزمایش قرار دادند.

در یک آزمایش مشابه (Kim et al., 2008) از یک سیستم کمپوست محفظه‌ای برای کاهش زمان موردنیاز برای تبدیل ضایعات مواد غذایی استفاده کردند. در رابطه با غیرفعال شدن پاتوژن‌ها در طول فرایند کمپوست در سیستم‌های ویندرو همچنان ضعف وجود دارد. عدم اطمینان در حذف پاتوژن ناشی از مواد غذایی در حال کمپوست شدن، یک نگرانی جهانی است (Larney et al., 2003; Pandey et al., 2016). از مزایای سیستم کمپوست محفظه‌ای مورد استفاده، علاوه بر کاهش زمان تولید کمپوست، می‌توان به افزایش دما در محدوده‌ی ترموفیلیک برای از بین رفتن پاتوژن‌ها اشاره نمود.

هر چند سیستم‌های محفظه‌ای تولید کمپوست به‌عنوان یک فن‌آوری اثبات شده است، اما جنبه‌های عملیاتی زیادی وجود دارد که باید به‌منظور بهبود عملکرد در فرایند کمپوست در نظر گرفته شود. مطالعات قبلی نشان داده‌اند که افزودن مواد مختلف به توده کمپوست، می‌تواند باعث تسریع زمان کمپوست و بهبود کیفیت کمپوست نهایی شود (Makan, 2015; Gabhane et al., 2012).
 در مطالعه حاضر، سرعت تجزیه‌ی ضایعات مواد غذایی تحت شرایطی با درجه حرارت بالا اتفاق افتاده است که به‌طور قابل توجهی نسبت به روش ویندرو، می‌تواند زمان انجام واکنش را بهبود بخشد. همچنین به دلیل محتوای بالای کربن خاکاره و باگاس نیشکر و نان خشک، از این پسماندها جهت بهینه‌سازی نسبت C/N استفاده می‌شود. با افزودن ضایعات کربنی، میزان C/N افزایش می‌یابد. برای تنظیم C/N و افزایش میکروارگانیسم‌ها، از زغال‌زیستی تولیدشده از لجن فاضلاب مرغداری استفاده شد. برای انجام این آزمایش، رآکتور خانگی طراحی شده در دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری مورد استفاده قرار گرفت (Abdi et al., 2017).

در این تحقیق، ضمن تمرکز بر امکان تولید کمپوست از این پسماندها در رآکتور خانگی و با مطالعه علمی رطوبت، pH، هدایت الکتریکی مواد کمپوست‌شونده، حالت بهینه و مناسب برای تولید کمپوست در شرایط کنترل‌شده بررسی می‌گردد.

تولید کمپوست می‌تواند به‌کار روند (Yang et al., 2013). پسماندهای خانگی درصد زیادی مواد تجزیه‌پذیر دارند که برای تهیه کود گیاهی یا کمپوست منبع بسیار مناسبی هستند (Haug, 1993). به‌تازگی ثابت شده است که کمپوست ضایعات آلی دارای کیفیت بهتری نسبت به کودهای معدنی تجاری است (Chowdhury et al., 2015).

می‌توان روش‌های تولید کمپوست را بر پایه شرایط محل انجام فرآیند به دودسته روش‌های رآکتوری و غیر رآکتوری تقسیم بندی کرد. در روش‌های رآکتوری محیط انجام فرآیند کاملاً بسته است و متغیرهای تأثیرگذار تحت کنترل هستند؛ اما در روش‌های غیر رآکتوری محیط باز یا نیمه‌باز هست و تسلط کافی بر روی متغیرهای مهم مانند دما و رطوبت وجود ندارد؛ اما روش‌های غیر رآکتوری در مقیاس حجمی بالاتری نسبت به روش‌های رآکتوری انجام می‌شوند.

مهم‌ترین روش مورد استفاده در ایران که تقریباً در همه‌ی واحدهای در حال کار استفاده می‌شود استفاده از روش ویندرو است. در این روش زباله‌های جامد به‌صورت پشته‌هایی با طول نسبتاً زیاد نسبت به عرض قرار می‌گیرند و عملیات هوادهی توسط دمنده‌ها از کف سالن انجام می‌شود. برای کمک به عملیات هوادهی از کف، توده‌ها باید در زمان‌های معینی برگردانده شوند که این کار توسط دستگاه‌های ترنر یا گرداننده انجام می‌شود (Javadian et al., 2014).

با این وجود، کاربرد روش ویندرو جهت تولید کمپوست از ضایعات مواد غذایی مشکل است، زیرا رطوبت بالا، ساختار متراکم ضایعات خانگی و تولید کمپوست خالص بدون افزودنی، باعث خروج محصولاتمانند شیرابه، NH_3 و گازهای گلخانه‌ای (عمدتاً CH_4 و N_2O) می‌شود و این باعث آلودگی ثانویه محیط‌زیست می‌شود. علاوه بر این، روش کمپوست سنتی، نیاز به یک یا دو ماه زمان برای تکمیل فرایند تجزیه مواد آلی و هوموفیکاسیون دارند. در مطالعات انجام‌شده توسط پژوهشگران، فرایند تولید کمپوست به‌صورت ویندرو به ترتیب ۵۶، ۳۵ و ۵۸ روز به طول انجامید (Zhou et al., 2014; Awasthi et al., 2014; Wang et al., 2013).

از آنجاکه این فرایند، به‌کندی صورت می‌گیرد، نیاز به یک فضای بزرگ برای فرایند داریم که اغلب هزینه‌های هنگفت و سنگینی به همراه دارد (Parthan, 2012)؛ بنابراین برای بهبود تبدیل ضایعات آلی از جمله ضایعات مواد غذایی به‌عنوان اصلاح‌کننده خاک یا کمپوست، دوره‌های کوتاه‌تر و همچنین حذف عوامل بیماری‌زا موردنیاز است. مطالعات قبلی نشان داده است که در سیستم کمپوست

مواد و روش‌ها

در این پژوهش، از ضایعات خانگی (شامل کاهو، سیب‌زمینی و کلم) استفاده شده است. از آنجایی که این پسماندها دارای رطوبت بالا (بالای ۸۰ درصد) می‌باشند و از نسبت C/N پایینی برخوردارند از باگاس نیشکر، خاکاره و نان خشک، برای تنظیم نسبت C/N و افزایش میکروارگانیزم‌ها استفاده شد. زغال‌زیستی با افزایش محتویات ازت، کاهش نسبت کربن به نیتروژن و دارا بودن باکتری‌های مؤثر در فرایند و باگاس نیشکر، خاکاره و نان خشک با افزایش محتویات کربن، تنظیم نسبت کربن به نیتروژن و اثرات مثبتی همچون افزایش تخلخل و بهبود هوادهی در ضایعات خانگی برای بهینه‌سازی فرایند کمپوست مورد استفاده

قرار گرفتند. لذا بر اساس خصوصیات ذکر شده و جهت دستیابی به C/N تعیین هدف شده (تقریباً ۲۴)، چهار تیمار ذیل طراحی و مورد بررسی قرار گرفتند.

تیمار ضایعات خانگی به‌عنوان تیمار شاهد^۱ (FW)،

تیمار ضایعات خانگی و باگاس نیشکر به همراه زغال‌زیستی^۲ (FWSB)،

تیمار ضایعات خانگی و نان خشک به همراه زغال‌زیستی^۳ (FWBB)،

تیمار ضایعات خانگی و خاکاره به همراه زغال‌زیستی^۴ (FWGB).

میزان کربن، نیتروژن و نسبت کربن به نیتروژن مواد مورد استفاده در جدول ۱ نشان داده شده است.

جدول ۱- میزان رطوبت، کربن، نیتروژن و نسبت C/N در ضایعات خانگی، باگاس نیشکر، خاکاره و نان خشک

ماده	رطوبت (%)	ازت (%)	کربن (%)	نسبت C/N
خاکاره	۱۰	۰/۱۱۴	۴۳/۵۹	۳۰۹
نان خشک	۱۲	۱/۶۰۹	۵۲	۳۲
زغال‌زیستی	۴	۱/۷۹۱	۱۸	۱۰
باگاس نیشکر	۸	۰/۲۰۳	۵۳	۲۶۱
ضایعات خانگی	۸۷	۱/۷۲۶	۲۴	۱۴

تعبیه شده بود، تأمین شد. هوادهی توسط دمنده با نرخ هوادهی ۰/۴ Lit/(min.Kg DM) انجام شد. مواد کمپوست‌شونده با دور ۱ rpm به مدت ۹۶ ساعت همزده شد؛ بنابراین رطوبت و نسبت C/N و هوادهی در یک سطح ثابت تنظیم شد. در حین پیشرفت فرآیند تجزیه از ۹ نقطه مختلف مواد موجود در رآکتور در فواصل زمانی ۱۲ ساعت، نمونه‌هایی برداشته شده و شاخص‌هایی مانند رطوبت، pH، EC، مواد آلی فرار و کربن آلی تعیین گردید. قبل از مخلوط کردن مواد، رطوبت اولیه (بر مبنای تر) آن‌ها به روش خشک کردن در آون با استفاده از رابطه (۲) تعیین گردید (Haug, 1993).

$$MC_F = \frac{\sum Q_i \cdot MC_i}{\sum Q_i} \quad (\text{رابطه ۲})$$

که در این رابطه Q_i وزن هر یک از مواد ترکیبی، MC_i درصد رطوبت هر یک از مواد اولیه (بر مبنای تر) و MC_F مقدار رطوبت ترکیب نهایی مورد نظر برای شروع فرآیند است (Haug, 1993). پس از تعیین رطوبت اولیه هر یک از مواد،

با توجه به میزان کربن و نیتروژن ضایعات خانگی، باگاس نیشکر، خاکاره، نان خشک و زغال‌زیستی، جهت رسیدن به میزان C/N مطلوب (۱:۲۴)، میزان اختلاط مواد با یکدیگر با استفاده از رابطه (۱) محاسبه شد. (Abdi et al., 2017).

(رابطه ۱)

$$C : N = \frac{(Wi1 \times \% C)(100 - M_1) + Wi1 \times \% C(100 - M_1)}{Wi1 \times \% C(100 - M_1) + Wi1 \times \% C(100 - M_1)}$$

چهار توده از ضایعات با وزن ۱۵ کیلوگرم تهیه و ۳ تیمار ذکر شده روی آن‌ها اعمال شد و تیمار ضایعات خانگی به‌عنوان تیمار شاهد مورد ارزیابی قرار گرفت. توده مواد به داخل رآکتور خانگی طراحی شده در دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری توسط عبدی و همکاران (۱۳۹۶) منتقل شد. به‌منظور کاهش زمان واکنش و افزایش سرعت تجزیه‌ی ضایعات مواد غذایی، این آزمایش در دمای ۶۵-۶۰ درجه سلسیوس ۶۵-۶۰ درجه سانتی‌گراد انجام گرفت (Imbeah, 1998). تبادل حرارتی این رآکتور توسط المنت‌های حرارتی که در جداره‌ی آن

3- Food Waste+Bread+Biochar(FWBB)
4- Food Waste+Green waste+Biochar(FWGB)

1. Food Waste(FW)
2- Food Waste+Sugercan bagase+Biochar(FWSB)

از روش کجدال استفاده شد
 اندازه‌گیری pH با عصاره‌گیری از نمونه‌های اخذشده از توده
 مواد رآکتور با نسبت ۱ به ۱۰ با آب مقطر هر ۱۲ ساعت یک‌بار
 توسط دستگاه دیجیتالی pH متر (Sartorius PB-11) و اندازه
 گیری هدایت الکتریکی مواد اولیه کمپوست‌شونده با ECسنج (Milwaukee EC60) انجام پذیرفت. برای تعیین محتوای رطوبتی
 نمونه‌ها از روش آون استفاده شد.
 آزمایشات در قالب طرح کاملاً تصادفی با ۴ تیمار و سه
 تکرار انجام گرفت. در پایان آزمایش‌ها، رسم نمودارها به کمک
 نرم‌افزار ۲۰۱۶ ECXEL انجام پذیرفت.

رطوبت نهایی مخلوط برای انجام فرایند باید در محدوده‌ی ۶۵-۷۰% باشد، لذا با هوادهی و افزودن مواد حجیم به مخلوط، میزان رطوبت را برای شروع فرایند تا حد موردنظر کاهش می‌دهیم.
 برای تعیین کربن و ماده آلی فرار، مواد اولیه پس از خشک شدن در آون دردمای ۷۰ درجه سلسیوس به مدت ۲۴ ساعت، در کوره الکتریکی (شرکت فن‌آزمگستر - BM 55 E) به مدت ۶ ساعت در دمای ۵۵۰ درجه سلسیوس سوزانیده شد سپس با استفاده از رابطه (۳) کربن موجود محاسبه گردید (Haug, 1993).
 (رابطه ۳)

$$\%OC = \frac{\%OM}{1.8}$$

 برای تعیین درصد نیتروژن هر یک از نمونه‌های مواد اولیه



شکل ۱- دستگاه تولید کمپوست استفاده‌شده در تحقیق



شکل ۲- (الف) مواد اولیه کمپوست شونده (ب) محصول نهایی

یافت. از دست‌دادن رطوبت در طول فرایند می‌تواند به‌عنوان یک نشانه قوی برای سرعت تجزیه به‌شمارآید (Sudharsan and Kalamdhad., 2015).
 میزان جامدات فرار در طی فرایند روندی کاهشی داشته است. این میزان کاهش، در تیمار حاوی FWBB و FWSB

نتایج و بحث

در مطالعه حاضر مجموعاً ۴ تیمار موردبررسی قرار گرفت و کلیه نتایج در جداول ۲ و ۳ آورده شده است. همان‌طور که مشاهده می‌شود، محتوای رطوبت در تمام تیمارها بین ۶۰-۷۰ درصد تنظیم شد و میزان آن در پایان فرایند در تمام تیمارها کاهش

زمان به‌طور معنی‌داری کاهش و مجدداً افزایش یافته و در پایان آزمایش به محدودی بازی رسید. روند تغییرات هدایت الکتریکی در هر چهار تیمار به‌طور کلی افزایش یافته است. بیشترین میزان EC در تیمار FWBB مشاهده شد و میزان افزایش این خصوصیت در محدوده‌ی مجاز برای خاک‌های کشاورزی است. نسبت C/N در تمام تیمارها روند کاهشی داشته و بیشترین مقدار کاهش در تیمار ضایعات خانگی مشاهده شد.

یکسان بوده و بیشتر از تیمار FWGB است. این کاهش به دلیل تجزیه‌ی مواد آلی توسط میکروارگانیسم‌ها هست. طبق راهنمای حفاظت محیط‌زیست کشور آمریکا، وقتی مقدار کاهش جامدات فرار در کمپوست به ۳۸ درصد برسد، آن کمپوست رسیده است (APHA, 2012). با توجه به نتایج به‌دست‌آمده، تمام تیمارهای مورد آزمایش به کمپوست رسیده تبدیل شده‌اند. pH اولیه در هر سه تیمار تقریباً اسیدی بوده و مقدار pH در طول زمان نسبت به مقدار اولیه تغییرات زیادی داشته و به مرور

جدول ۲- ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی اولیه در تیمارها

FWGB	FWBB	FWSB	FW	
۷۰٪	۷۰٪	۷۰٪	۷۰٪	رطوبت(تر)
۸۶	۸۴	۸۷	۸۱	ماده آلی فرار(٪)
۶/۳۱	۶/۱۲	۶/۶۷	۶/۲۲	pH(عصاره ۱:۱۰)
۱/۱۷	۲/۶۱	۱/۵	۱/۹۷	EC(ms/cm)
۲۶/۲۵	۲۸/۸۲	۲۴/۵۶	۲۳/۱۳	C/N

جدول ۳- ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی نهایی(پایان روز چهارم) در تیمارها

FWGB	FWBB	FWSB	FW	
۵۰-۵۵٪	۴۵-۵۰٪	۵۰-۵۵٪	۴۵-۵۰٪	رطوبت(تر)
۵۴	۵۷	۵۹	۵۲	ماده آلی فرار(٪)
۷/۹۱	۶/۸۸	۸/۲	۷/۴۵	pH(عصاره ۱:۱۰)
۲/۸۳	۴/۱۷	۲/۵۸	۴/۰۲	EC(ms/cm)
۲۱/۴۹	۲۳/۶۱	۲۱/۲۶	۱۶/۳۵	C/N

دمای توده مواد کمپوست‌شونده

به دلیل گرمازا بودن فرایند تولید کمپوست، دما یکی از پارامترهای اصلی در فرایند تولید کمپوست هست (Chen *et al.*, 2015; Raut *et al.*, 2008; Xiulan *et al.*, 2016). پسماندی که دارای درجه تجزیه‌ی نسبتاً مناسبی برای کودسازی است می‌تواند درجه حرارت حاصل از تجزیه را در خود نگه‌داشته و به تدریج بالا ببرد. در شرایط هوایی و با توجه به تجزیه‌ی سریع مواد آلی و ترکیبات نیتروژنی توسط میکروارگانیسم‌ها، حرارت قابل‌ملاحظه‌ای در کمپوست آزاد می‌شود (Kulikowska, 2016).

تغییرات دما در تیمارها متناسب با زمان، در شکل ۳ نشان داده شده است. همان‌طور که در شکل مشخص است، دمای هر چهار توده از ابتدای فرایند با فاصله‌ی زمانی ۲-۳ ساعت، به محدوده‌ی ترموفیلیک (۶۵-۵۵ درجه سلسیوس) رسید که باعث تسریع فعالیت میکروبی در تمام توده‌ها می‌شود. فاز ترموفیلیک نشان‌دهنده تجزیه و تثبیت مواد آلی اولیه است (Paradelo *et al.*, 2013). محققین اظهار داشتند که تکامل دما در طول فرایند

کمپوست را می‌توان به چهار مرحله یعنی مزوفیل، ترموفیل، خنک‌کننده و مرحله بلوغ تقسیم کرد (چن و همکاران، ۲۰۱۵). برای تکامل دما دو مرحله پیشنهاد شده است، مرحله ترموفیلیک (فاز فعال) و مرحله بلوغ (که با افت درجه حرارت همراه است) (Lazcano *et al.*, 2008). فاز فعال کمپوست توسط باکتری‌ها اداره می‌شود. ماده آلی مشکلات سلامتی برای انسان و حیوانات ایجاد می‌کند. زیرا حاوی میکروارگانیسم‌های بیماری‌زاست (به‌عنوان مثال باکتری‌های کلیفرم مدفوعی و انگل‌های روده‌ای) (Sundberg *et al.*, 2004). با توجه به این موضوع، فرایند کمپوست در دمای بالاتر از ۵۵ با حذف انگل‌ها و پاتوژن‌ها، حداکثر شرایط بهداشتی را تضمین می‌کند. اگر فاز ترموفیلیک بیش از سه روز طول بکشد، کمپوست تولیدشده عاری از تخم علف‌های هرز و عوامل بیماری‌زا خواهد بود (Ravindran & Sekaran, 2010).

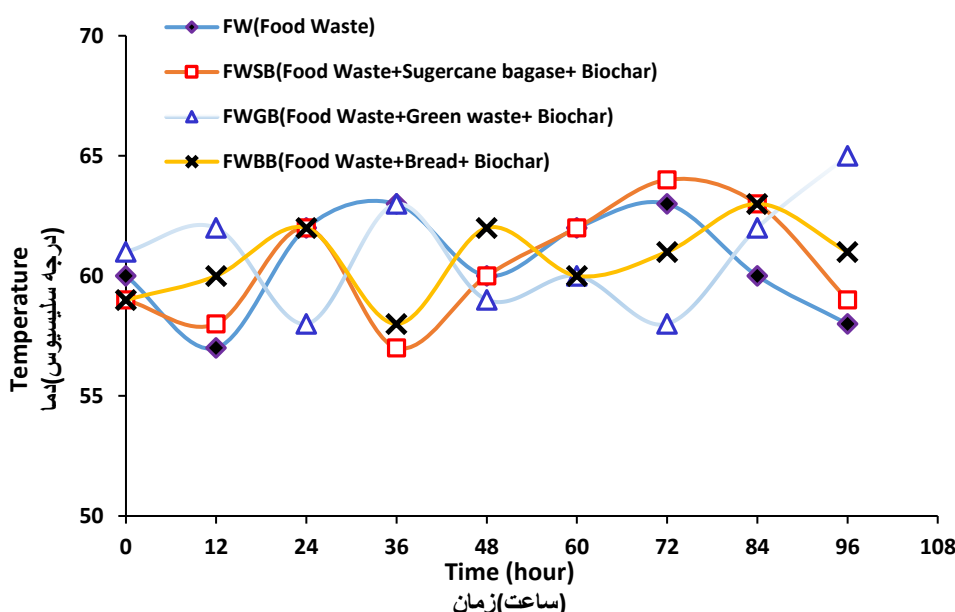
برای حفظ بیشترین فعالیت‌های ترموفیلیک در سیستم-های تولید کمپوست، دما باید بین محدوده‌ی ۵۰ تا ۷۰ درجه

دبدو می‌شود (Chen *et al.*, 2011).

هنگامی که مواد آلی پایدار می‌شوند، میزان فعالیت‌های میکروبی و تجزیه مواد آلی کاهش پیدا می‌کند و در نتیجه درجه حرارت توده به صورت تدریجی شروع به کم شدن می‌کند تا زمانی که به درجه حرارت محیط برسد. راثوت و همکاران در تحقیقات خود این کاهش تدریجی دما در کمپوست و رسیدن آن به دمای محیط را گزارش کردند (Raut *et al.*, 2008). در این مطالعه بعد از نوسانات دمایی در طی چهار روز، دمای تمام توده‌ها به سرعت به دمای محیط رسید. در تیمارهای FWGB و FWSB به دلیل وجود عامل حجم دهنده و هوادهی بهتر و حفظ رطوبت، کاهش دما سرعت بیشتری داشت و سریع‌تر از دو تیمار دیگر به مرحله پایداری رسید.

سلسیوس نگه‌داشته شود. زیرا تنها در این درجه حرارت است که عوامل بیماری‌زا و بذر علف‌های هرز از بین می‌روند. جیانگ و همکاران گزارش نموده‌اند که در حالت ویندرو، دمای کمپوست از روز چهارم تا روز هشتم به این محدوده دمایی می‌رسد (Jiang, *et al.*, 2015).

باید توجه داشت که درجه حرارت نباید بیش از حد بالا رود (یعنی بیشتر از ۷۱ درجه سلسیوس)، زیرا گرمای بیش از حد می‌تواند جمعیت میکروبی ترموفیلیک را از بین ببرد و باعث توقف روند تولید کمپوست می‌شود (Imbeah, 1998; Huang *et al.*, 2004). همچنین، گرمای بیش از حد در طول کمپوست می‌تواند باعث خطر آتش‌سوزی شود. از طرفی دماهای بالا، تصعید آمونیاک را تحت تأثیر قرار داده و سبب افزایش انتشار گازهای



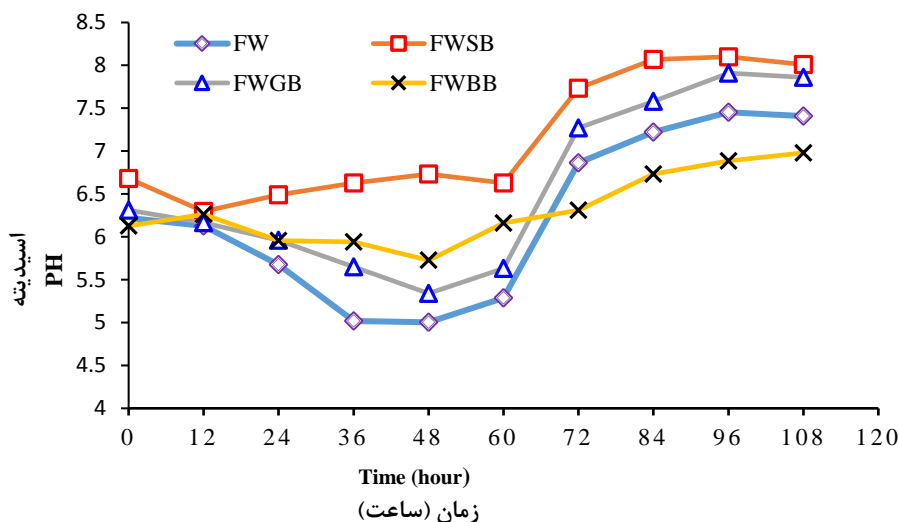
شکل ۳- نمودار تغییرات دما در طول فرایند کمپوست

تغییرات pH در شکل ۴ نشان داده شده است. در همه‌ی تیمارها، به دلیل سرعت بالای تجزیه مواد آلی و تولید اسیدهای آلی در مراحل اولیه آزمایش، مقدار pH کاهش یافته به طوری که در تیمار FW میزان pH در مراحل اولیه فرایند، تمایل به کاهش بیشتری نشان داد و به کمترین مقدار یعنی ۵/۰۰۳ در ساعت ۴۸ رسید. کاهش pH حاصل از تجمع اسیدهای آلی تحت شرایط بی‌هوازی و تبخیر آمونیاک هست. این کاهش احتمالاً به خاطر هضم مواد آلی در اثر باکتری‌های اسیدساز در ابتدای فرایند است که سبب آزاد شدن مواد اسیدی می‌شود. در ادامه همین اسیدها برای سنتز مواد آلی استفاده می‌شوند (CabanasVargas & Stentiford, 2006).

تغییرات pH

از شاخص‌های مهم کمپوست، pH است، چرا که میکروارگانیسم‌ها، تنها در شرایطی زنده می‌مانند که کمپوست دارای PH مناسب باشد (Chan *et al.*, 2016). بنابراین فرایند تولید کمپوست باید دارای محدوده‌ی خاص و مناسبی از PH باشد.

مواد آلی با محدوده گسترده‌ای از pH (از ۳ تا ۱۱) می‌توانند تبدیل به کمپوست شوند، اما محدوده بهینه آن ۵/۵ تا ۸ است (Chen *et al.*, 2015). به طور کلی pH در قالب کمپوست بسته به نوع ترکیبات، هوادهی و میزان تخلخل، دارای یک الگوی مشخص است.



شکل ۴- تغییرات اسیدیته در طول فرایند کمپوست

از محدوده اسیدی تا خنثی تغییر می‌کند. در تحقیقات اشاره شده است که تغییرات pH در محدوده‌ی ۷-۸ برای کمپوست مطلوب است (Chan et al., 2016).

تیمار FWBB با pH ۶/۸۸ کمترین و تیمار FWBS با pH ۸/۲ بیشترین میزان pH نهایی را دارا بودند. افزایش pH می‌تواند منجر به انباشت آمونیاک ناشی از تخریب پروتئین‌ها شود (Hachicha et al., 2009). مطالعات برخی محققین نشان داده است که محدوده‌ی PH ۷,۵-۸,۵ در طی فرایند کمپوست باعث تجزیه‌ی مواد ارگانیک می‌شود (Zhang and Sun, 2016a, 2016b).

دiaz و همکاران گزارش کرده‌اند که در مراحل پایانی تولید کمپوست، pH محیط افزایش یافته و در پایان عملیات، به ۸-۸/۵ خواهد رسید (Diaz et al., 2007).

ساندبرگ و همکاران کاهش فعالیت‌های میکروبی در طی فرایند کمپوست در سطوح pH پایین (حدود ۵) را گزارش نموده‌اند که این مقدار در مراحل اولیه فرایند کمپوست دیده شده و در مراحل بعد افزایش یافت (Sundberg et al., 2004). افت سطوح pH در مراحل اولیه کمپوست و همچنین افزایش سطح pH در مراحل بعدی کمپوست رخ می‌دهد (Turan, 2008). با تجزیه اسیدهای آلی و تشکیل آمونیوم در تیمارها، مقدار pH به آرامی روند افزایشی داشته و این مقدار در تیمار FW به ۷/۴۵ رسید. با هوادهی مداوم و بهبود تجزیه مواد آلی، شدت فعالیت میکروارگانیزم‌ها، افزایش و حالت اسیدی محیط به سرعت کاهش یافته و مقدار pH روند صعودی به خود می‌گیرد. چن و همکاران گزارش نموده‌اند در شرایط مطلوب، پس از کاهش اولیه pH، اگر اسیدهای ارگانیک به‌طور کامل تجزیه شوند، کمپوست

جدول ۴- نتایج تجزیه واریانس pH تحت تأثیر تیمارهای FW, FWBS, FWGB و FWBB

منابع تغییر	درجه آزادی	pH	
		مجموع مربعات	میانگین مربعات
تیمار	۳	۱۴/۳۷۷	۴/۷۹۲
زمان	۸	۵۰/۰۵۳	۶/۲۵۷
تیمار*زمان	۲۴	۸/۹۱۶	۰/۳۷۱
خطا	۷۲	۱/۰۶۲	۰/۰۱۵
جمع	۱۰۸	۴۵۷۶/۸۳۵	-

**بیانگر اثر معنی‌داری در سطح ۱ درصد است.

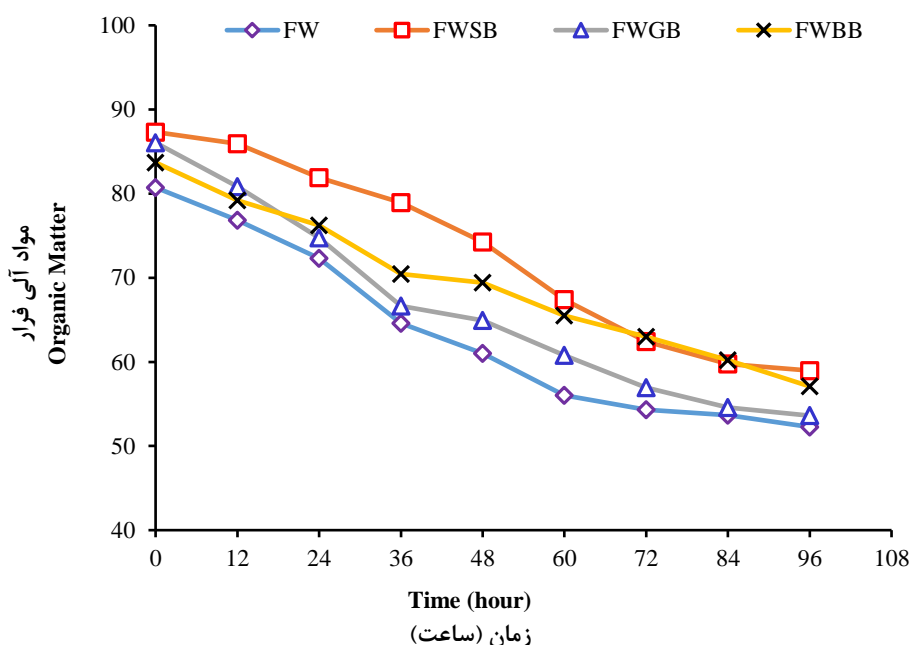
جدول ۵- مقایسه میانگین اثر pH تحت تأثیر تیمارها (FW, FWBS, FWGB و FWBB)

ویژگی کمی	تیمار			
	FWBB	FWGB	FWBS	FW
pH	۶/۲۳۴ ^c	۶/۴۴۶ ^b	۷/۰۵ ^a	۶/۰۹۶ ^d

تجزیه تکمیل و در نتیجه تغییرات مواد آلی ثابت شود. در نمونه-های شاهد و خاکاره و باگاس روند تجزیه مواد آلی با سرعت بیشتری اتفاق افتاده است. که این می‌تواند به دلیل وجود اکسیژن کافی، عوامل حجیم و درجه حرارت مناسب کمپوست باشد. بنا به تحقیقات انجام شده افزودن باگاس باعث بالا رفتن محتوای مواد آلی می‌شود که با نتایج به دست آمده در آزمایش مطابقت دارد (Sun and Zhang, ۲۰۱۶). با تجزیه‌ی مواد آلی و کاهش رطوبت، وزن مواد آلی کمپوست شونده به حدود ۵۰ درصد رسید. این تغییرات در هر چهار نمونه یکسان بوده که نشان-دهنده‌ی صحت عملکرد در طول فرایند کمپوست هست.

تغییرات مواد آلی (OM%)

تغییرات ماده آلی نسبت به زمان در شکل ۵ نشان داده شده است. روند تغییرات مواد آلی از ساعت ۲۴ با سرعت بیشتری اتفاق افتاده است و برای تیمار خاکاره با شدت بیشتری پیشرفت کرده است و به دلیل هوادهی و بالا بودن شدت فعالیت‌های میکروارگانیسم‌های هوازی روند تغییر و کاهش رطوبت سریع‌تر صورت گرفت و در نهایت به حدود ۵۰ درصد مقدار مواد اولیه کاهش یافته است. در تیمار نان خشک به دلیل هوادهی نامناسب و عدم کنترل مناسب pH، تغییرات مواد آلی و در نتیجه شدت تجزیه پایین بوده و همان طوری که در شکل ۳ مشاهده می‌شود برای این رآکتور مدت زمان بیشتری باید صرف شود تا فرآیند



شکل ۵- تغییرات مواد آلی فرار در طول فرایند کمپوست

تغییرات EC

۱/۵ تا ۲/۵۸ mS.cm^{-1} ، در تیمار FWBB از ۲/۶۱ mS.cm^{-1} تا ۴/۱۷ mS.cm^{-1} و در تیمار FWGB از ۱/۱۷ mS.cm^{-1} تا ۲/۸۳ mS.cm^{-1} افزایش پیدا کرد. افزایش هدایت الکتریکی در حین فرایند، به دلیل تشکیل نمک‌های معدنی مانند یون‌های آمونیوم و فسفات‌ها از طریق تغییر شکل ماده‌ی آلی، اتفاق افتاده است (Chowdhury et al., 2015). در این مطالعه به دلیل عدم خروج رسوبات ترکیبات یونی به صورت شیرابه، میزان هدایت الکتریکی افزایش یافت.

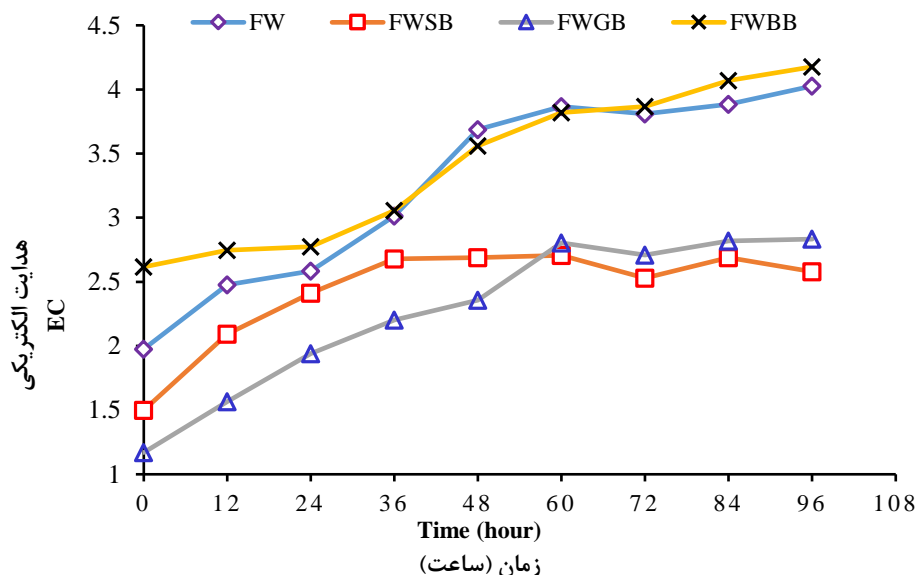
یک شاخص مهم در کمپوست که مسئول اثرات سمی آن بر روی محصولات زراعی است، نمک‌های محلول هستند. EC نشان-دهنده‌ی غلظت یون کل، از جمله محتوای نمک محلول در آب است. شوری بالا در خاک، جمعیت میکروبی و فعالیت آن‌ها را کاهش می‌دهد (Banegas et al., 2007). همچنین سبب کاهش نفوذپذیری و پایداری ساختار خاک می‌گردد (Lakhdar et al., 2008).

با توجه به مقادیر استاندارد یادشده، این تیمارها در محدوده‌ی حد مجاز کمپوست رده یک در استاندارد ایران می‌باشند. نویسندگان مختلف محدوده‌های مختلفی را برای مقادیر EC در نظر گرفته‌اند. سیاری از محققین، مقدار mS.cm^{-1} ۴ را به عنوان حد مجاز هدایت الکتریکی برای به کار بردن در خاک

تغییرات EC در طی فرایند کمپوست‌سازی در تیمارهای مختلف در شکل ۶ نشان داده شده است. EC در طول فرایند در تیمارهای موجود، یک روند مشابه صعودی را طی کرده است. هدایت الکتریکی در طی فرایند تولید کمپوست، در تیمار FW از mS.cm^{-1} ۱/۹۷ تا mS.cm^{-1} ۴/۰۲، در تیمار FWSB از mS.cm^{-1}

اصلاح‌کننده‌های ارگانیک خاک بیان نمودند (Mulec *et al.*, 2016). میزان EC در کلیه توده‌ها تقریباً در محدوده‌ی میزان مجاز تعیین‌شده بود.

در نظر گرفته‌اند (Awasthi *et al.*, 2014; Zhang and Sun, 2016). (a, b; Chowdhury *et al.*, 2015). محققین دیگر، سطح ماکزیمم EC را به صورت 3 mS.cm^{-1} به‌عنوان معیاری برای



شکل ۶- تغییرات هدایت الکتریکی در طول فرایند کمپوست

pH افزایش می‌یابد و با افزایش pH، هدایت الکتریکی کاهش می‌یابد (Zhang and Sun, 2016). افزودن خاکاره و باگاس نی‌شکر، سبب کاهش EC در توده کمپوست نهایی شد. این کاهش در تیمار خاکاره توسط Tognetti و همکاران گزارش شده است (Tognetti *et al.*, 2007). واکنش EC رابطه‌ی عکس با pH تیمار داشت. به‌عنوان مثال، تیمار دارای کمترین pH، بیشترین میزان EC را در برداشت و این مطابق با گزارش‌های قبلی است (Zhang and Sun, 2016a; Zhang and Sun, 2014).

بیشترین میزان افزایش هدایت الکتریکی در تیمار FWBB مشاهده شد. یکی از دلایل افزایش EC در تیمار FWBB می‌تواند وجود سدیم هیدروژن کربنات برای قوام آمدن خمیر نان باشد که باعث افزایش هدایت الکتریکی شده است. کمترین میزان افزایش هدایت الکتریکی نیز در تیمار FWSB مشاهده شد و نسبت به تمام تیمارها تفاوت معناداری داشت. این اتفاق می‌تواند به دلیل افزایش تخلخل در این تیمار باشد. زیرا باگاس باعث افزایش اکسیژن در دسترس میکروارگانیسم‌ها می‌شود و هنگامی که اکسیژن افزایش می‌یابد،

جدول ۶- نتایج تجزیه واریانس EC تحت تأثیر تیمارهای FW، FWSB، FWGB و FWBB

EC			درجه آزادی	منابع تغییر
F	میانگین مربعات	مجموع مربعات		
۴۱۶/۳۳۵**	۸/۹۴۰	۲۶/۸۲۰	۳	تیمار
۱۸۳/۲۸۵**	۳/۹۳۶	۳۱/۴۸۶	۸	زمان
۷/۸۰۲**	۰/۱۶۸	۴/۰۲۱	۲۴	تیمار*زمان
-	۰/۰۲۱	۱/۵۴۶	۷۲	خطا
-	-	۹۳۵/۸۶۷	۱۰۸	جمع

** بیانگر اثر معنی‌داری در سطح ۱ درصد است.

جدول ۷- مقایسه میانگین اثر EC تحت تأثیر تیمارهای FW، FWSB، FWGB و FWBB

تیمار				ویژگی کمی
FWBB	FWGB	FWSB	FW	
۳/۴۰۹ ^d	۲/۴۳۱ ^b	۲/۲۶۷ ^a	۳/۲۵۸ ^c	EC

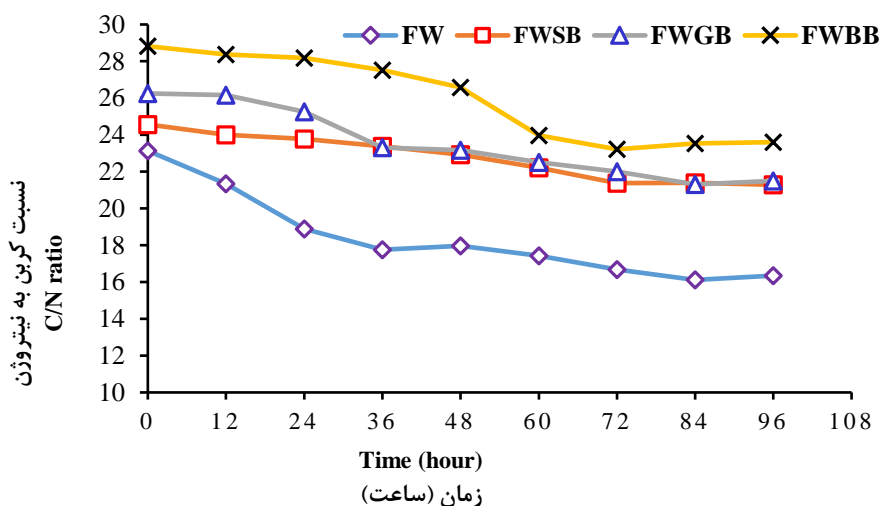
حروف a, b و c نشان‌دهنده گروه آماری است و اعداد با حروف مشابه در یک گروه آماری قرار دارند.

تغییرات C/N

(2015).

شکل (۷) تغییرات C/N را در طول فرایند کمپوست نشان می‌دهد. نسبت C/N در چهار تیمار در طی فرایند کمپوست در رآکتور خانگی کاهش یافته است و در پایان روز چهارم در تیمار FWGB از ۲۴/۵۶ به ۲۱/۲۸، در تیمار FWGB از ۲۶/۲۵ به ۲۱/۴۹، در تیمار FWBB از ۲۸/۸۲ به ۲۳/۶۱ و در تیمار FW از ۲۳/۱۳ به ۱۶/۳۵ رسید.

نسبت C/N از اساسی‌ترین و مهم‌ترین پارامترهای فرایند کمپوست هست. زیرا نشان‌دهنده‌ی میزان مواد غذایی موجود در کمپوست نهایی است. C و N مهم‌ترین مواد مغذی موردنیاز میکروارگانیسم‌های شرکت‌کننده در فرایند کمپوست هستند: C به‌عنوان منبع انرژی استفاده می‌شود درحالی‌که N برای ساخت ساختار سلول استفاده می‌شود (Chen et al., 2011; Iqbal et al., 2011).



شکل ۷- تغییرات نسبت کربن به نیتروژن در طول فرایند کمپوست

جدول ۸- نتایج تجزیه واریانس نسبت C/N تحت تأثیر تیمارهای FW، FWSB، FWGB و FWBB

منابع تغییر	درجه آزادی	نسبت کربن به نیتروژن	
		مجموع مربعات	میانگین مربعات
تیمار	۳	۸۰۴/۶۴۸	۲۶۸/۲۱۶
زمان	۸	۳۵۲/۲۹۷	۴۴/۰۳۷
تیمار*زمان	۲۴	۱/۸۵۳	۴۴/۴۶۶
خطا	۷۲	۲/۸۶۹	۰/۰۴۰
جمع	۱۰۸	-	-

**بیانگر اثر معنی‌داری در سطح ۱ درصد است.

FWSB دارای نسبت C/N کمتری نسبت به دو تیمار بود. میزان کاهش C/N در تیمار FW، بیش از دو برابر میزان کاهش در کمپوست FWSB هست. این به دلیل مصرف نیتروژن و کربن و تلفات نیتروژنی و کربنی در فرایند کمپوست هست. مواد لینگوسلولزی قابلیت کاهش تلفات نیتروژنی را دارا می‌باشند. لذا افزودن باگاس نیشکر به دلیل داشتن محتوای لینگوسلولزی بالا می‌تواند تلفات را کاهش دهد و نسبت C/N را در دامنه رشد میکروبی نگه دارد. این مطلب توسط سانچزماندرو و همکاران که تلفات نیتروژنی در فرایند کمپوست با استفاده از موادی با محتوای لینگوسلولزی کاهش می‌یابد، مورد تأیید قرار گرفت (Sanchez-

اختلاف در میزان اولیه‌ی نسبت C/N می‌تواند به دلیل خطاهای احتمالی آزمایش باشد. با توجه به اینکه نسبت C/N، هیچ‌گاه ثابت نیست و ممکن است میزان آن در دو نمونه‌ای که در یک روز از ضایعات خام گرفته‌شده است متفاوت باشد، بنابراین این اختلاف قابل چشم‌پوشی است. با توجه به نتایج به‌دست‌آمده کمترین میزان C/N مربوط به تیمار FW بود که این میزان در پایان روز سوم تقریباً به مقدار ثابتی رسید. نتایج آنالیز آماری تغییرات C/N در محصول نهایی کمپوست نیز نشان می‌دهد که پایین‌ترین میزان C/N در تیمار FW و بالاترین میزان در تیمار FWBB بوده است. در بین تیمارهای حاوی زغال‌زیستی، تیمار

در توده و مقاومت کربن در برابر تجزیه شدن بالاتر از ۲۱ هست. خان و همکاران گزارش کرده‌اند که مقادیر پذیرفته شده نسبت C/N برای بلوغ کمپوست با افزودن زغال‌زیستی می‌تواند بالاتر از ۲۱ باشد (Khan et al., 2014). مطالعات دیگر اظهار داشتند که چنین اثری ناشی از حضور کربن مقاوم در برابر تجزیه (ایجاد شده از زغال‌زیستی) و کاهش معدنی شدن مواد در کمپوست با افزودن زغال‌زیستی می‌باشد (Zhang and Sun., 2016).

در روز چهارم، نسبت C/N تقریباً ثابت بود که این نشانه‌ی پایداری توده کمپوست هست (Zorpas & Loizidou, 2008). Huang et al., (2004) پیشنهاد کرده‌اند زمانی که C/N ابتدایی در مواد کمپوست‌شونده بین ۳۰-۲۵ است، C/N حدود ۲۰ در توده نهایی میزان رضایت‌بخشی برای رسیدگی کمپوست هست. بالا بردن نسبت C/N با افزودن پیش‌تیمارهای مختلف بر سرعت قرابند و زمان رسیدن کمپوست تأثیرگذار بود. در تیمار FW پس از خروج از راکتور، کاهش تدریجی درجه حرارت آغاز شد و پس از ۱۸ ساعت به دمای محیط نزدیک شد. در تیمارهای FWGB و FWSB پس از گذشت ۱۲ ساعت درجه حرارت توده به دمای محیط رسید. در تیمار FWBB نیز پس از ۱۵ ساعت به دمای محیط رسید. با وجود این که افزایش نسبت C/N سبب کاهش سرعت فرایند کمپوست‌سازی می‌شود، در این مطالعه سرعت رسیدن کمپوست در تمام تیمارها از تیمار FW بیشتر بود. در حالی که این تیمارها C/N بالاتری نسبت به تیمار FW داشتند. دلیل این امر این است که خاکاره هم با ایجاد تخلخل، هوادهی توده را بهبود می‌بخشد و هم تا حدی با حفظ رطوبت مانع از خشک شدن توده کمپوست می‌گردد.

تغییرات میزان کربن آلی و نیتروژن در طی فرایند تولید کمپوست

تغییرات میزان کربن آلی در طول فرایند تولید کمپوست در شکل ۸ آمده است. همان‌طور که مشاهده می‌کنید میزان کربن آلی در هر ۴ تیمار کاهش یافته است و درصد کربن در تیمار پسماند کشاورزی (FWSB) بیشتر از پسماند سبز (FWGB) بود. حدود ۶۵ درصد کربن در فرایند کمپوست، در طی فرایند، مصرف و همچنین به صورت گاز CO₂ آزاد می‌شود و بقیه‌ی آن در تشکیل ساختمان سلولی با نیتروژن شرکت می‌کند. جعفر زاده حقیقی فرد و همکاران نیز شاهد یک روند کاهشی در میزان کربن آلی و جامدات فرار بودند. این کاهش مواد آلی به دلیل معدنی شدن مواد و تولید مواد هیومیکی رخ می‌دهد (Jaafarzadeh et al., 2015).

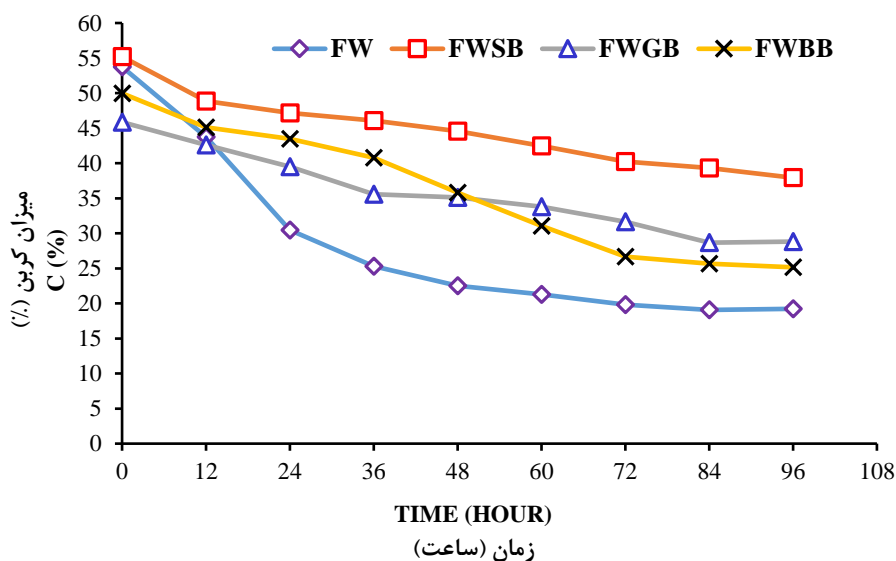
(Monedero et al., 2001). موهی و همکاران گزارش کردند که باگاس نیشکر به طور قابل توجهی مقدار محتویات مواد آلی و نیتروژن را در محصول کمپوست افزایش می‌دهد و تا حد زیادی تلفات گازی نیتروژن را کاهش می‌دهد (Mohee et al., 2015). همچنین استفاده از باگاس نیشکر در کمپوست ضایعات شهری، باعث بهبود کیفیت کمپوست و کوتاهی زمان مورد نیاز برای دستیابی به ثبات و پایداری کمپوست می‌شود (Zhang and Sun., 2016).

میزان کربن موجود در زغال‌زیستی، در برابر تجزیه مقاوم بوده و دارای پایداری بالا هست. همچنین به دلیل حفره‌های موجود در زغال‌زیستی و ایجاد تخلخل و افزایش اکسیژن‌رسانی در توده، کیفیت کمپوست بهبود می‌یابد. زغال‌زیستی از خروج کربن دی‌اکسید و سایر گازهای گلخانه‌ای از خاک جلوگیری می‌کند و باعث کاهش روند تجمع غلظت این گازها در اتمسفر و کاهش خطر گرم شدن زمین می‌شود (Zhang et al., 2012). حدود ۶۵ درصد کربن در فرایند کمپوست، در طی فرایند، مصرف و همچنین به صورت گاز CO₂ آزاد می‌شود و بقیه‌ی آن در تشکیل ساختمان سلولی با نیتروژن شرکت می‌کند. نتایج موجود در شکل (۸) نشان‌دهنده‌ی کاهش میزان تلفات کربنی به دلیل وجود پیش‌تیمارهای مختلف و تجزیه‌ی ضایعات در درجه حرارت بالا، هست. مدت زمان فرایند کمپوست و میزان تولید کربن دی-اکسید رابطه مستقیم با نسبت C/N اولیه مواد کمپوست‌شونده دارد. عموماً میزان C/N کمتر از ۲۰ و بیشتر از ۱۵ با پایداری و ثبات بالا در پایان فرایند تولید کمپوست، نشانگر بلوغ کمپوست هست (Hsu and Chang, 2008; Thompson et al., 2001; Ghaffari et al., 2011).

جدول ۹- تغییرات نسبت کربن به نیتروژن در طول فرایند کمپوست

ساعت	نسبت C/N			
	FW	FWSB	FWGB	FWBB
۰	۲۳/۱۳۶	۲۴/۵۶۷	۲۶/۲۵	۲۸/۸۲
۲۴	۱۸/۸۸۶	۲۳/۷۸۳	۲۵/۲۵	۲۸/۱۷۳
۴۸	۱۷/۹۶۶	۲۲/۹۲	۲۳/۱۷۳	۲۶/۵۸
۶۰	۱۷/۴۳۶	۲۲/۲۱۶	۲۳/۵۰۳	۲۳/۹۶۷
۷۲	۱۶/۶۸۶	۲۱/۳۷	۲۲/۰۰۳	۲۳/۲۱۷
۸۴	۱۶/۱۱۶	۲۱/۳۹	۲۱/۳۰۶	۲۳/۵۳۶
۹۶	۱۶/۳۴۳	۲۱/۲۸۷	۲۱/۴۹۳	۲۳/۶۱۳
درصد تلفات	%۲۹	%۱۳	%۱۸	%۱۸

با توجه به نتایج گزارش شده، در تیمار FW بلوغ رخ داده است اما با حضور زغال‌زیستی در تیمارهای FWSB، FWBB و FWGB میزان نسبت C/N نهایی به علت حفظ و ترسیب کربن



شکل ۸- نمودار تغییرات کربن آلی طی فرایند تولید کمپوست

جدول ۱۰- نتایج تجزیه واریانس میزان کربن تحت تأثیر تیمارهای FW، FWSB، FWGB و FWBB

منابع تغییر	درجه آزادی	کربن	
		مجموع مربعات	میانگین مربعات
تیمار	۳	۳۶۱۰/۶۶۵	۱۲۰۳/۵۵۵
زمان	۸	۶۱۱۹/۱۲۹	۷۶۴/۸۹۱
تیمار*زمان	۲۴	۱۰۵۵/۷۶۳	۴۳/۹۹۰
خطا	۷۲	۶/۱۱۱	۰/۰۱۱
جمع	۱۰۸	۱۵۱۹۲۲/۶۵۳	-

**بیانگر اثر معنی داری در سطح ۱ درصد است.

جدول ۱۱- مقایسه میانگین اثر C% طی فرایند تحت تأثیر تیمارهای FW، FWSB، FWGB و FWBB

ویژگی کمی	تیمار			
	FWBB	FWGB	FWSB	FW
%C	۳۵/۹۳۵ ^b	۳۵/۷۲۳ ^c	۴۴/۶۳۴ ^a	۲۸/۳۰۶ ^d

حروف a, b, c, d نشان دهنده گروه آماری است و اعداد با حروف مشابه در یک گروه آماری قرار دارند.

زغال زیستی کاهش یافته است. میزان کربن موجود در زغال-زیستی، در برابر تجزیه مقاوم بوده و دارای پایداری بالا هست. همچنین به دلیل حفره‌های موجود در زغال زیستی و ایجاد تخلخل و افزایش اکسیژن رسانی در توده، کیفیت کمپوست بهبود می‌یابد. زغال زیستی از خروج کربن دی‌اکسید و سایر گازهای گلخانه‌ای از خاک جلوگیری می‌کند و باعث کاهش روند تجمعی غلظت این گازها در اتمسفر و کاهش خطر گرم شدن زمین می‌شود (Walker et al., 2009).

تغییرات میزان نیتروژن موجود در تیمارها از ابتدای فرایند تا پایان روز چهارم در شکل ۱۰ آمده است. نتایج بررسی این

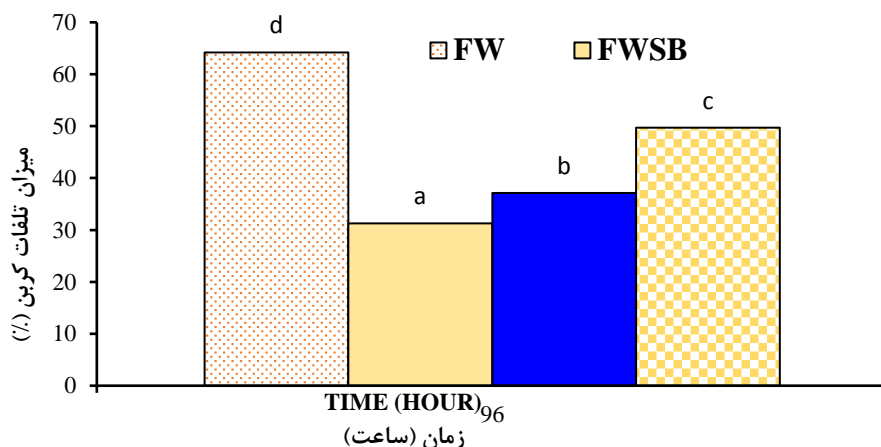
با پیشرفت فرایند تجزیه، محتوای کربن آلی کاهش یافته است. مقدار کل کربن آلی در تیمارهای FWGB، FWSB، FW و FWBB به ترتیب ۳۱، ۳۷، ۵۰ و ۶۴ درصد کاهش یافت (شکل ۹). تفاوت معنی داری در تغییرات میزان کربن در طی فرایند مشاهده شد. بیشترین تلفات کربنی در FW و کمترین تلفات کربنی در تیمار FWSB به دست آمد. تلفات بالای کربن، نشان دهنده فعالیت میکروارگانیسم‌ها و انتشار ترکیبات کربن دار مانند کربن دی‌اکسید و متان هست.

با توجه به نتایج موجود، میزان تلفات کربنی در تیمارهای FWGB، FWSB و FWBB به دلیل وجود عوامل حجیم کننده و

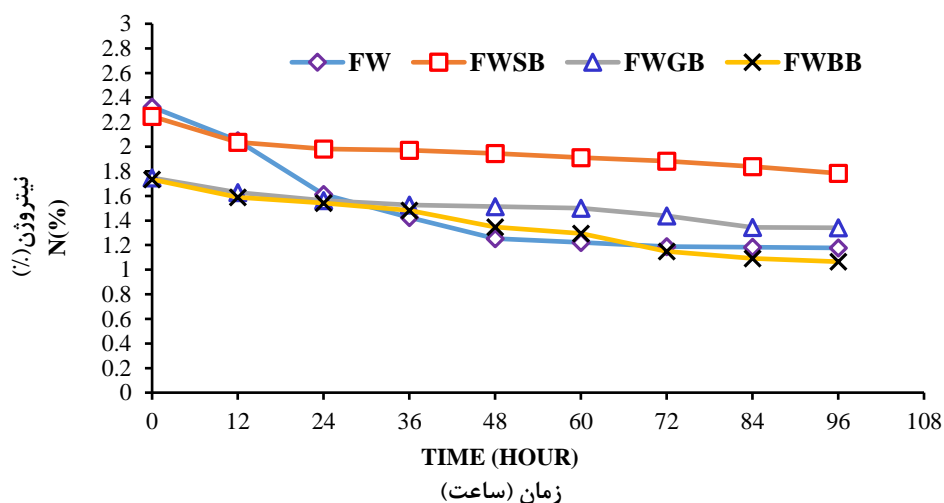
ماده اولیه دارد. مواد با نسبت C/N پایین، باعث افزایش نیتروژن برای رشد میکروبی و آزادسازی آمونیوم می‌شوند که می‌تواند به صورت گاز آمونیاک در اتمسفر تبخیر شود (Finstein and Morris, 1975)

از طرف دیگر، مواد با نسبت بالای C/N، نیتروژن کافی برای حمایت از رشد میکروبی را دارا نخواهند بود، لذا سرعت تجزیه پایین می‌آید.

تغییرات نشان داد که این میزان در همه تیمارها روند کاهشی داشته و در پایان فرایند به شکل ثابت درآمد. این میزان در محصول نهایی FWBS دارای بیشترین مقدار (۱/۷۸۴) و تیمار FWGB با میزان ۱/۳۴۱ در رده بعدی قرار داشت. همچنین تیمارهای FW و FWBB به ترتیب با میزان ۱/۱۷۷ و ۱/۰۶۵ دارای مقدار کمتری نسبت به تیمارهای قبلی بودند. مقدار نیتروژن کل کمپوست بستگی به شرایط کمپوست‌سازی، بلوغ، شرایط انبارداری و نوع



شکل ۹- نمودار میزان تلفات کربن در طی فرایند تولید کمپوست



شکل ۱۰- تغییرات میزان نیتروژن کل در طی فرایند تولید کمپوست

جدول ۱۲- تجزیه واریانس میزان نیتروژن در کمپوست در تیمارهای FW, FWBS, FWGB و FWBB

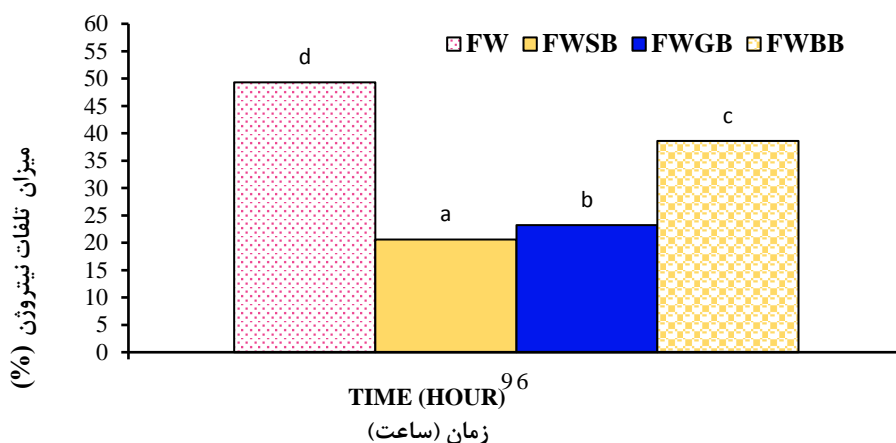
نیتروژن			درجه آزادی	منابع تغییر
F	میانگین مربعات	مجموع مربعات		
۱۵۰/۶۰۰***	۱/۷۱۹	۵/۱۵۶	۳	تیمار
۴۱/۸۳۴***	۰/۴۷۷	۳/۸۲۰	۸	زمان
۶/۱۰۸***	۰/۰۷۰	۱/۶۷۳	۲۴	تیمار*زمان
-	۰/۰۱۱	۰/۸۲۲	۷۲	خطا
-	-	۲۹۶/۹۵۸	۱۰۸	جمع

**بیانگر اثر معنی‌داری در سطح ۱ درصد است.

جدول ۱۳- مقایسه میانگین اثر %N طی فرایند تحت تأثیر تیمارهای FW, FWGB, FWSB, FWBB و FWBB

ویژگی کمی	تیمار			
	FWBB	FWGB	FWSB	FW
%N	۱/۰۶۵ ^c	۱/۳۴۱ ^b	۱/۷۸۴ ^a	۱/۱۷۷ ^{b,c}

حروف a, b, c و d نشان دهنده گروه آماری است و اعداد با حروف مشابه در یک گروه آماری قرار دارند.



شکل ۱۱- میزان تلفات نیتروژن در تیمارها (FW, FWGB, FWSB, FWBB و FWBB)

نتیجه گیری کلی

به طور کلی نتیجه گیری می شود که تمام تیمارها برای تولید کمپوست مناسب است. با این حال FWSB شرایط بهتری برای تولید کمپوست از نظر حفظ رطوبت، کیفیت محصول نهایی، توزیع اندازه ذرات و محتوای ریزمغذی ها در مقایسه با تیمارهای دیگر را دارا بود. وجود باگاس نیشکر تأثیر بسزایی در بهبود شرایط اولیه برای شروع کمپوست داشته است و با ایجاد تخلخل، بهبود هوادهی و کاهش هدایت الکتریکی، طی فرایند تولید کمپوست، شرایط بهتری نسبت به تیمارهای دیگر به دست آمد. در پایان می توان اشاره نمود که حضور زغال زیستی تولیدی از لجن مرغداری در ترکیب با تیمارها توانست منجر به بهبود خصوصیات کودی کمپوست حاصل می شود.

نتایج این مطالعه نشان داد که از ضایعات خانگی با سه تیمار باگاس نیشکر، خاکاره و نان خشک، پس از ۶۰ ساعت می توان کود کمپوستی تولید کرد که از لحاظ فیزیکی و شیمیایی در محدوده استاندارد قرار دارد. در مطالعه حاضر، چهار آزمایش با هوادهی و شرایط یکسان دمایی و میزان همزنی یکسان انجام شدند و تنها تفاوت این آزمایش ها در ترکیب مواد و عوامل حجیم مختلف بود. پس عوامل تأثیرگذار بر فعالیت های میکروبی ترکیب مواد و عوامل حجیم می باشند. عوامل حجیمی که باعث تعادل در نسبت کربن به نیتروژن می شوند، به پیشبرد فرایند کمپوست کمک می کند. بنابراین تفاوت اصلی بین این چهار فرایند، در ترکیب عوامل حجیم است.

REFERENCES

- Abdi, R., Hashemi, S.J., Tabatabaee, S.R., (2017). Construction and evaluation domestic system of product compost from vegetative waste. *Journal of Agricultural Mechanization and Systems Research*. 16(2), 69-84. (In Farsi)
- An, C. J., Huang, G. H., Yao, Y., Sun, W., & An, K. (2012). Performance of in-vessel composting of food waste in the presence of coal ash and uric acid. *Journal of Hazardous Materials*, 203, 38-45.
- Awasthi, M. K., Pandey, A. K., Khan, J., Bundela, P. S., Wong, J. W., & Selvam, A. (2014). Evaluation of thermophilic fungal consortium for organic municipal solid waste composting. *Bioresource technology*, 168, 214-221.
- Banegas, V., Moreno, J. L., Moreno, J. I., Garcia, C., Leon, G., & Hernandez, T. (2007). Composting anaerobic and aerobic sewage sludges using two proportions of sawdust. *Waste Management*, 27(10), 1317-1327.
- Cabanas-Vargas, D. D., & Stentiford, E. I. (2006). Oxygen and CO₂ profiles and methane formation during the maturation phase of composting. *Compost science & utilization*, 14(2), 86-89.
- Chan, M. T., Selvam, A., & Wong, J. W. (2016). Reducing nitrogen loss and salinity during 'struvite' food waste composting by zeolite amendment. *Bioresource technology*, 200, 838-

- 844.
- Chang, J. I., & Hsu, T. E. (2008). Effects of compositions on food waste composting. *Bioresource technology*, 99(17), 8068-8074.
- Chen, L., De Haro, M. M., Moore, A., & Falen, C. (2011). The Composting Process: Dairy Compost Production and Use in Idaho CIS 1179. *University of Idaho*.
- Chen, R., Wang, Y., Wang, W., Wei, S., Jing, Z., & Lin, X. (2015). N₂O emissions and nitrogen transformation during windrow composting of dairy manure. *Journal of environmental management*, 160, 121-127.
- Chen, Y. X., Huang, X. D., Han, Z. Y., Huang, X., Hu, B., Shi, D. Z., & Wu, W. X. (2010). Effects of bamboo charcoal and bamboo vinegar on nitrogen conservation and heavy metals immobility during pig manure composting. *Chemosphere*, 78(9), 1177-1181.
- Chen, Z., Zhang, S., Wen, Q., & Zheng, J. (2015). Effect of aeration rate on composting of penicillin mycelial dreg. *Journal of Environmental Sciences*, 37, 172-178.
- Chowdhury, A. K. M. M. B., Konstantinou, F., Damati, A., Akratos, C. S., Vlastos, D., Tekerlekopoulou, A. G., & Vayenas, D. V. (2015). Is physicochemical evaluation enough to characterize olive mill waste compost as soil amendment? The case of genotoxicity and cytotoxicity evaluation. *Journal of Cleaner Production*, 93, 94-102.
- Diaz, L. F., & De Bertoldi, M. (2007). History of composting. In *Waste Management Series* (Vol. 8, pp. 7-24). Elsevier.
- Finstein, M. S., & Morris, M. L. (1975). Microbiology of Municipal Solid Waste Composting 1. In *Advances in applied microbiology* (Vol. 19, pp. 113-151). Academic Press.
- Gabhane, J., William, S. P., Bidyadhar, R., Bhilawe, P., Anand, D., Vaidya, A. N., & Wate, S. R. (2012). Additives aided composting of green waste: Effects on organic matter degradation, compost maturity, and quality of the finished compost. *Bioresource technology*, 114, 382-388.
- Ghaffari, S., Sepahi, A. A., Razavi, M. R., Malekzadeh, F., & Haydarian, H. (2011). Effectiveness of inoculation with isolated *Anoxybacillus* sp. MGA110 on municipal solid waste composting process. *African Journal of Microbiology Research*, 5(30), 5373-5378.
- Hachicha, S., Sellami, F., Cegarra, J., Hachicha, R., Drira, N., Medhioub, K., & Ammar, E. (2009). Biological activity during co-composting of sludge issued from the OMW evaporation ponds with poultry manure—Physico-chemical characterization of the processed organic matter. *Journal of Hazardous Materials*, 162(1), 402-409.
- Haug, R. (1993). The practical handbook of compost engineering. Routledge.
- Huang, G. F., Wong, J. W. C., Wu, Q. T., & Nagar, B. B. (2004). Effect of C/N on composting of pig manure with sawdust. *Waste management*, 24(8), 805-813.
- Imbeah, M. (1998). Composting piggery waste: a review. *Bioresource Technology*, 63(3), 197-203.
- Iqbal, M. K., Nadeem, A., Sherazi, F., & Khan, R. A. (2015). Optimization of process parameters for kitchen waste composting by response surface methodology. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 12(5), 1759-1768.
- Iyengar, S. R., & Bhave, P. P. (2006). In-vessel composting of household wastes. *Waste management*, 26(10), 1070-1080.
- Jaafarzadeh Haghighifard N, Abbasi N, Aalivar Babadi M, Bohrani R, Mirzayi Zadeh H. (2015). Co-compost green waste and dehydrated sludge, wastewater treatment plant at West Ahvaz. *Journal of Soil and Water Sciences and Technology of Agriculture and Natural Resources*, 19(71):205-16 (in Farsi).
- Javadian, B., Heydarzadeh, M.H., Amani, h. (2014). Providing new solutions for compost production from municipal waste and adapting to indigenous condition. *5th conference on water, wastewater and solid waste*. (In Farsi)
- Jiang, J., Liu, X., Huang, Y., & Huang, H. (2015). Inoculation with nitrogen turnover bacterial agent appropriately increasing nitrogen and promoting maturity in pig manure composting. *Waste management*, 39, 78-85.
- Khan, N., Clark, I., Sánchez-Monedero, M. A., Shea, S., Meier, S., & Bolan, N. (2014). Maturity indices in co-composting of chicken manure and sawdust with biochar. *Bioresource technology*, 168, 245-251.
- Kim, J. D., Park, J. S., In, B. H., Kim, D., & Namkoong, W. (2008). Evaluation of pilot-scale in-vessel composting for food waste treatment. *Journal of hazardous materials*, 154(1-3), 272-277.
- Kulikowska, D. (2016). Kinetics of organic matter removal and humification progress during sewage sludge composting. *Waste Management*, 49, 196-203.
- Lakhdar, A., Hafsi, C., Rabhi, M., Debez, A., Montemurro, F., Abdelly, C., ... & Ouerghi, Z. (2008). Application of municipal solid waste compost reduces the negative effects of saline water in *Hordeum maritimum* L. *Bioresource Technology*, 99(15), 7160-7167.
- Larney, F. J., Yanke, L. J., Miller, J. J., & McAllister, T. A. (2003). Fate of coliform bacteria in composted beef cattle feedlot manure. *Journal of environmental quality*, 32(4), 1508-1515.
- Lazcano, C., Gómez-Brandón, M., & Domínguez, J. (2008). Comparison of the effectiveness of composting and vermicomposting for the biological stabilization of cattle manure. *Chemosphere*, 72(7), 1013-1019.
- Lehmann, J., & Joseph, S. (Eds.). (2009). Biochar for environmental management: science, technology and implementation. Routledge.

- López-Cano, I., Roig, A., Cayuela, M.L., Albuquerque, J.A., Sánchez-Monedero, M.A., 2016. Biochar improves N cycling during composting of olive mill wastes and sheep manure. *Waste Manag.* 49, 553–559.
- Makan, A. (2015). Windrow co-composting of natural casings waste with sheep manure and dead leaves. *Waste management*, 42, 17-22.
- Mohee, R., Boojhawon, A., Sewhoo, B., Rungasamy, S., Somaroo, G. D., & Mudhoo, A. (2015). Assessing the potential of coal ash and bagasse ash as inorganic amendments during composting of municipal solid wastes. *Journal of environmental management*, 159, 209-217.
- Mulec, A. O., Walochnik, J., & Bulc, T. G. (2016). Composting of the solid fraction of blackwater from a separation system with vacuum toilets—Effects on the process and quality. *Journal of cleaner production*, 112, 4683-4690.
- Palmiotto, M., Fattore, E., Paiano, V., Celeste, G., Colombo, A., & Davoli, E. (2014). Influence of a municipal solid waste landfill in the surrounding environment: Toxicological risk and odor nuisance effects. *Environment international*, 68, 16-24.
- Pandey, P. K., Cao, W., Biswas, S., & Vaddella, V. (2016). A new closed loop heating system for composting of green and food wastes. *Journal of cleaner production*, 133, 1252-1259.
- Paradelo, R., Moldes, A. B., & Barral, M. T. (2013). Evolution of organic matter during the mesophilic composting of lignocellulosic winery wastes. *Journal of environmental management*, 116, 18-26.
- Parthan, S. R. (2012). Improved cost estimation for solid waste management in industrialising regions.
- Raut, M. P., William, S. P., Bhattacharyya, J. K., Chakrabarti, T., & Devotta, S. (2008). Microbial dynamics and enzyme activities during rapid composting of municipal solid waste a compost maturity analysis perspective. *Bioresource Technology*, 99(14), 6512-6519.
- Ravindran, B., & Sekaran, G. (2010). Bacterial composting of animal fleshing generated from tannery industries. *Waste management*, 30(12), 2622-2630.
- Sánchez-Monedero, M. A., Roig, A., Paredes, C., & Bernal, M. P. (2001). Nitrogen transformation during organic waste composting by the Rutgers system and its effects on pH, EC and maturity of the composting mixtures. *Bioresource technology*, 78(3), 301-308.
- Sangamithirai, K. M., Jayapriya, J., Hema, J., & Manoj, R. (2015). Evaluation of in-vessel co-composting of yard waste and development of kinetic models for co-composting. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, 4(3), 157-165.
- Sundberg, C., Smårs, S., & Jönsson, H. (2004). Low pH as an inhibiting factor in the transition from mesophilic to thermophilic phase in composting. *Bioresource Technology*, 95(2), 145-150.
- Thompson, W., Leege, P. B., Millner, P. D., & Watson, M. E. (2001). Test methods for the examination of composting and compost. *The United States Composting Council Research and Education Foundation. The United States Department of Agriculture*.
- Tognetti, C., Mazzarino, M. J., & Laos, F. (2007). Improving the quality of municipal organic waste compost. *Bioresource Technology*, 98(5), 1067-1076.
- Turan, N. G. (2008). The effects of natural zeolite on salinity level of poultry litter compost. *Bioresource technology*, 99(7), 2097-2101.
- Walker, L., Charles, W., & Cord-Ruwisch, R. (2009). Comparison of static, in-vessel composting of MSW with thermophilic anaerobic digestion and combinations of the two processes. *Bioresource technology*, 100(16), 3799-3807.
- Wang, X., Selvam, A., Chan, M., & Wong, J. W. (2013). Nitrogen conservation and acidity control during food wastes composting through struvite formation. *Bioresource technology*, 147, 17-22.
- Xiu-lan, Z., Bi-qiong, L., Jiupai, N., & De-ti, X. (2016). Effect of four crop straws on transformation of organic matter during sewage sludge composting. *Journal of Integrative Agriculture*, 15(1), 232-240.
- Yang, F., Li, G. X., Yang, Q. Y., & Luo, W. H. (2013). Effect of bulking agents on maturity and gaseous emissions during kitchen waste composting. *Chemosphere*, 93(7), 1393-1399.
- Zhang, A., Liu, Y., Pan, G., Hussain, Q., Li, L., Zheng, J., & Zhang, X. (2012). Effect of biochar amendment on maize yield and greenhouse gas emissions from a soil organic carbon poor calcareous loamy soil from Central China Plain. *Plant and soil*, 351(1-2), 263-275.
- Zhang, L., & Sun, X. (2015). Effects of earthworm casts and zeolite on the two-stage composting of green waste. *Waste management*, 39, 119-129.
- Zhang, L., & Sun, X. (2016). Improving green waste composting by addition of sugarcane bagasse and exhausted grape marc. *Bioresource technology*, 218, 335-343.
- Zhou, Y., Selvam, A., & Wong, J. W. (2014). Evaluation of humic substances during co-composting of food waste, sawdust and Chinese medicinal herbal residues. *Bioresource technology*, 168, 229-234.
- Zorpas, A. A., & 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.