

蔬菜废弃物与猪粪协同好氧堆肥过程固碳保氮效果研究

史苏安 邢 飞 孙绘骐 骆 立 黄光群 韩鲁佳
(中国农业大学工学院, 北京 100083)

摘要: 为探究不同蔬菜废弃物在好氧堆肥中与猪粪协同处理对固碳保氮效果的影响,本研究基于覆膜式好氧堆肥系统,以猪粪为主料,茄子秧、辣椒秧为辅料,在相同间歇通风条件下进行堆肥试验。结果表明:覆膜处理可使堆体温度峰值提升10℃以上、高温期延长至5 d,显著提高微生物耗氧效率;相较于不覆膜组,覆膜组含水率降至45%以下,种子发芽指数(GI)可提升13.82个百分点,腐殖化指数(HI)最高可提升60.08%,总磷(TP)和总钾(TK)质量比分别增加23.24%~34.42%、25.12%~27.46%;同时,覆膜可减少NH₃排放10.00%~24.62%、N₂O排放92.70%~93.93%、CO₂排放22.35%~34.57%、CH₄排放50.05%~60.30%,总碳(TC)损失降低14.66~16.01个百分点,总氮(TN)损失降低5.02~5.31个百分点。辅料方面,茄子秧组(ET30)在温度维持、耗氧速率(峰值2.01 mol/h)、GI(121.06%)、HI(3.65)及TN损失控制(21.50%)上均优于辣椒秧组(PT30)。综上,猪粪、茄子秧及小麦秸秆按质量4:2:1(干基)混合,搭配覆膜式好氧堆肥工艺,间歇曝气30 min开/30 min关,通风速率0.3 L/(min·kg),以此实现畜禽粪便与蔬菜废弃物协同处理的最佳资源化与固碳保氮效益。

关键词: 覆膜式好氧堆肥; 猪粪; 蔬菜废弃物; 固碳保氮

中图分类号: S216 文献标识码: A 文章编号: 1000-1298(2026)21-0169-10 **OSID:** 

Effect of Carbon Sequestration and Nitrogen Retention during
Aerobic Composting Process of Vegetable Waste and Pig Manure

Shi Su'an Xing Fei Sun Huiqi Luo Li Huang Guangqun Han Lujia
(College of Engineering, China Agricultural University, Beijing 100083, China)

Abstract: Aiming to investigate the impact of co-composting different vegetable wastes with pig manure on carbon sequestration and nitrogen retention in aerobic composting, it was conducted based on a membrane-covered aerobic composting system. The main material used was pig manure, supplemented with eggplant and pepper straw. Composting experiments were carried out under the same intermittent aeration conditions. The results showed that membrane-covered treatment increased the peak temperature of the compost by over 10℃ and extended the high-temperature period to 5 days, significantly enhancing the oxygen consumption efficiency of microorganisms. Compared with the uncovered group, the moisture content in the membrane-covered group was decreased to below 45%, the seed germination index (GI) was increased by 13.82 percentage points, the humification index (HI) could be increased by up to 60.08%, and the mass ratio of total phosphorus (TP) and total potassium (TK) were increased by 23.24%~34.42% and 25.12%~27.46%, respectively. Additionally, the membrane-covered group reduced NH₃ emissions by 10.00%~24.62%, N₂O emissions by 92.70%~93.93%, CO₂ emissions by 22.35%~34.57%, and CH₄ emissions by 50.05%~60.30%. The total carbon (TC) loss was decreased by 14.66~16.01 percentage points, and the total nitrogen (TN) loss was decreased by 5.02~5.31 percentage points. In terms of supplementary materials, the eggplant group (ET30) outperformed the pepper group (PT30) in temperature maintenance, oxygen consumption rate (peak value of 2.01 mol/h), GI (121.06%), HI (3.65), and TN loss control (21.50%). In summary, when pig manure, eggplant straw, and wheat straw were mixed in a ratio of 4:2:1 (dry basis) and subjected to a membrane-covered aerobic composting process with intermittent aeration for 30 minutes each, and a ventilation rate of 0.3 L/(min·kg), optimal resource utilization and carbon sequestration

and nitrogen retention benefits can be achieved through the co-composting of livestock manure and vegetable wastes.

Key words: membrane-covered aerobic composting; pig manure; vegetable wastes; carbon sequestration and nitrogen retention

0 引言

我国畜禽养殖业与蔬菜种植业规模庞大,在满足民生需求的同时,也产生了大量的畜禽粪便与蔬菜废弃物。据统计,全国畜禽粪污年产生量约 4×10^{10} t^[1],猪粪约占畜禽粪便总量的 32%^[2]。好氧堆肥是一种实现畜禽粪污无害化、减量化和资源化利用的有效技术途径^[3]。猪粪作为典型低碳氮比畜禽粪便原料,存在含水率高、结构性差、孔隙率不足等问题,通常在单独堆肥时效果不佳^[4]。与此同时,我国蔬菜废弃物每年产量超 4 亿 t,是数量庞大且富含有机质和 N、P、K 等营养元素的农业废弃物^[5]。蔬菜秸秆作为高碳氮比辅料和有机膨松剂,与猪粪复配堆肥可提升堆体碳氮比、孔隙率及升温速率,促进氧气扩散^[6-7]。为了推动两类废弃物的协同处理与资源化利用,将茄子秧、辣椒秧等蔬菜废弃物作为调理辅料引入猪粪好氧堆肥体系,既可协同消纳两类农业废弃物,又能利用其较高的碳氮比和纤维结构,来为堆肥提供充足碳源并优化堆体孔隙,从而提升堆肥效率与堆肥产物品质。蔡尽忠等^[8]研究发现,利用蔬菜废弃物堆肥制备的生物有机肥能够显著改善连作土壤的生态质量。

堆肥可以将不稳定的碳转化为富含腐殖质的稳定有机肥料或土壤改良剂,因此被认为是最有效和最具成本效益的碳固定技术之一,但微生物分解有机质产生的 CO₂ 及厌氧条件下的 CH₄ 排放会导致碳损失^[9-10]。同时,堆肥前期氨化作用产生的 NH₃ 挥发、厌氧反硝化作用释放的 N₂O,会造成显著氮损失^[10-13],不仅削弱堆肥肥效,还易引发环境二次污染。优化堆肥工艺是控制碳氮损失的关键,其中覆膜式好氧堆肥技术通过覆盖半渗透膜,可促进碳氮协同代谢^[14],降低环境危害并提升堆肥品质,近年来应用逐渐广泛。然而,不同辅料对堆肥碳氮转化的影响存在差异,明确适宜辅料种类与覆膜工艺的协同作用,对改善堆肥条件,提升堆肥产物质量,减少碳氮损失至关重要。

本研究基于智能型覆膜式好氧堆肥系统,对比不同蔬菜废弃物辅料(茄子秧、辣椒秧)对堆肥温度、含水率、碳氮含量、气体排放等关键参数的影响,旨在评估该协同处理模式的固碳保氮性能,以期为畜禽粪便与蔬菜废弃物的减量化、无害化、资源化利

用提供可靠的技术依据与理论支撑。

1 材料与方法

1.1 试验设备

试验在中国农业大学工学院农业生物质资源利用工程实验室开展,采用团队自主研发的智能型好氧堆肥反应器与智能型覆膜式好氧堆肥反应器,有效容积均为 90 L^[15]。两种反应器均在侧面设上、中、下 3 个固体取样口,顶部设气体收集口,控制系统可调节通风量与通风间歇,实时采集堆体温度、膜下压力及气体流量。

1.2 试验原料及好氧堆肥工艺

试验以新鲜猪粪作为主料,取自北京黑六牧业科技有限公司育种中心;茄子秧和辣椒秧作为辅料,取自河南省南阳市桐柏县某农场,切至 3~5 cm 小段备用;VT-1000 菌剂购于北京沃土生物科技集团股份有限公司;小麦秸秆取自中国农业大学上庄实验站,切至 3~5 cm 备用,用作调节堆肥物料的含水率和碳氮比。

将新鲜猪粪、蔬菜废弃物、小麦秸秆按照质量比 4:2:1(基于干基)混合均匀,使得初始混合物料达到较为一致的含水率(65%左右)和碳氮比(20 左右)。每组试验均添加 0.1%(基于湿基)的 VT-1000 菌剂。通过前期预试验确定强制曝气的间歇通风方式具体为 30 min 开/30 min 关,通风速率设置为 0.3 L/(min·kg)^[16],该频率相较于 15 min 开/15 min 关和 45 min 开/45 min 关,可维持较高的堆体温度和膜下压力并能促进氧气的利用,腐殖化程度提高 2.82%~34.19%,植物毒性降低 14.88%~21.07%。

试验设置 4 个处理,分别为 ET30(覆膜茄子秧)、PT30(覆膜辣椒秧)、EK30(不覆膜茄子秧)和 PK30(不覆膜辣椒秧),好氧堆肥试验周期为 25 d。初始物料的基本理化性质如表 1 所示。

1.3 样本采集与数据处理

实时记录堆体上层、中层和下层温度,取平均值为堆体温度,同步记录环境温度。气体样品在堆肥前 12 d 内每 24 h 采集一次,随后每 48 h 采集一次,使用注射器分别从反应器进气口、出气口(膜外)以及膜下出气口(膜内)采集气体储存于 500 mL 铝箔气袋。用于测定甲烷(CH₄)、氧化亚氮(N₂O)、二氧化碳(CO₂)、氧气(O₂)和氨气(NH₃)的浓度。

耗氧速率(Oxygen uptake rate, OUR)的计算公

表 1 初始物料基本理化性质

Tab. 1 Basic physicochemical properties of initial materials

理化性质	初始物料			
	EK30	ET30	PK30	PT30
含水率 (MC)/%	64.76 ± 0.87	62.69 ± 0.81	64.57 ± 2.69	66.78 ± 0.03
挥发性固体含量 (VS)/%	78.27 ± 0.57	77.96 ± 0.15	79.55 ± 0.53	78.54 ± 0.36
总碳 (TC) 含量/%	39.22 ± 0.50	38.36 ± 0.55	39.03 ± 0.67	39.09 ± 0.06
总氮 (TN) 含量/%	2.07 ± 0.02	2.19 ± 0.06	2.18 ± 0.05	2.41 ± 0.10
碳氮比	18.94 ± 0.47	17.50 ± 0.19	17.90 ± 0.72	16.27 ± 0.73
酸碱度 (pH 值)	7.60 ± 0.01	7.51 ± 0.06	7.56 ± 0.04	7.49 ± 0.06
电导率 (EC)/(mS·cm ⁻¹)	2.30 ± 0.12	2.36 ± 0.02	2.28 ± 0.01	2.38 ± 0.10

注:表中数据表达形式为平均值 ± 误差。

式为^[17]

$$R = \frac{1\,000Q(O_{2,\text{in}} - O_{2,\text{out}})}{V_m} \tag{1}$$

式中 R ——耗氧速率, mol/h

Q ——通风速率, m³/h

$O_{2,\text{in}}$ ——反应器进口氧气体积分数, %

$O_{2,\text{out}}$ ——反应器出口氧气体积分数, %

V_m ——25℃ 标准大气压下的摩尔体积, L/mol

NH₃、CH₄、N₂O 和 CO₂ 排放速率的计算公式为^[18]

$$V_{\text{emit}} = \frac{0.6Q_e(G_{\text{out}} - G_{\text{in}})}{V_m} \tag{2}$$

式中 V_{emit} ——气体排放速率, mol/(kg·h)

Q_e ——反应器出口气体流速, L/(min·kg)

G_{out} ——出气口气体体积分数, %

G_{in} ——进气口气体体积分数, %

在堆肥周期的 0、3、7、11、15、20、25 d, 于反应器的上、中、下 3 层取样口分别取新鲜固体样本各 100 g, 共 300 g 样本充分混匀后作为该次取样的代表性样本, 用于测定分析。样本含水率参照 TMECC03.09A 标准方法测定^[19]。烘干粉碎过筛后的样品使用元素分析仪测定堆肥样品的总碳含量 (TC) 和总氮含量 (TN) 并计算碳氮比 (C/N)^[20], 使用紫外-可见分光光度计测定总磷含量 (TP)^[21], 使用火焰光度计测量总钾含量 (TK)^[22]。取新鲜固体样品测定酸碱度和电导率^[23]; 种子发芽指数 (GI) 的计算方法参考文献^[24]。

使用真空冷冻干燥机 (ALPHA) 在 -42℃、10 kPa 条件下对堆肥样品冻干 24 h 后, 用 0.1 mol/L Na₄P₂O₇·10H₂O 和 NaOH 溶液以 1:10 的固液比在 25℃ 下振荡 24 h (200 r/min) 后离心 15 min (12 000 r/min), 之后用 0.45 μm 聚醚砜 (PES) 滤膜过滤溶液后得到腐殖质 (Humic substance, HS)^[25]。通过用 6 mol/L HCl 将腐殖质溶液的 pH 值调节至 1

来分离作为腐殖质一部分的富里酸 (Fulvic acid, FA), 将酸性溶液在 4℃ 下静置 12 h, 然后离心 15 min (12 000 r/min), 上清液为 FA, 沉淀为胡敏酸 (Humic acid, HA)。HS 和 FA 的浓度由总有机碳分析仪测定有机碳浓度后根据 Walkey - Black 方法分析计算^[26-27], HA 浓度由 HS 与 FA 相减得到, 腐殖化指数 (Humification index, HI) 通过 HA 除以 FA 得到^[3]。

堆肥物料的 TC 损失, 以及含碳气体排放导致的碳素损失通过碳平衡计算^[26], 即

$$L_{TC} = \frac{C_{\text{initial}}M_{\text{initial}} - C_{\text{final}}M_{\text{final}}}{C_{\text{initial}}M_{\text{initial}}} \times 100\% \tag{3}$$

$$L_{GC} = \frac{\sum C_{\text{emit},i}}{C_{\text{initial}}M_{\text{initial}}} \times 100\% \tag{4}$$

式中 L_{TC} ——物料的总碳损失率, %

C_{initial} ——堆肥初期物料的 TC, %

C_{final} ——堆肥结束物料的 TC, %

M_{initial} ——堆肥初期物料的干质量, kg

M_{final} ——堆肥结束物料的干质量, kg

L_{GC} ——气体碳损失率, %

$C_{\text{emit},i}$ ——第 i 天气体排放导致的碳素损失量, kg

堆肥物料的 TN 损失, 以及含氮气体排放导致的氮素损失通过氮平衡计算^[28], 即

$$L_{TN} = \frac{N_{\text{initial}}M_{\text{initial}} - N_{\text{final}}M_{\text{final}}}{N_{\text{initial}}M_{\text{initial}}} \times 100\% \tag{5}$$

$$L_{GN} = \frac{\sum N_{\text{emit},i}}{N_{\text{initial}}M_{\text{initial}}} \times 100\% \tag{6}$$

式中 L_{TN} ——物料的总氮损失率, %

N_{initial} ——初始堆肥物料的 TN, %

N_{final} ——结束时堆肥物料的 TN, %

M_{initial} ——初始堆肥物料的干质量, kg

M_{final} ——结束时堆肥物料的干质量, kg

L_{GN} ——气体氮损失率, %

$N_{\text{emit},i}$ ——第 i 天气体排放导致的氮素损失量, kg

2 结果与讨论

2.1 好氧堆肥堆体状态变化

本研究中环境温度和 4 组试验(覆膜组 ET30 和 PT30 及不覆膜组 EK30 和 PK30)的堆肥温度随堆肥进程的变化如图 1a 所示,4 组试验均经历了升温期、高温期和降温期 3 个典型阶段^[29]。在堆肥初期,4 组试验的堆体温度均在 2 d 内迅速上升至 50℃ 以上;不覆膜组高温期仅 1 d,覆膜组升温期和高温期堆体温度显著高于不覆膜组,且覆膜组温度峰值可达 60℃ 以上。此外,覆膜组高温期平均温度高于不覆膜组 3℃ 以上。覆膜处理可使高温期延长超过 3 d,满足好氧堆肥的无害化要求^[30]。覆膜条件下,辅料选用茄子秧(ET30)与辣椒秧(PT30)相比,茄子秧堆体温度峰值(61.26℃)和高温期平均温度(56.45℃)均比辣椒秧高。试验后期易降解有机物减少,4 组温度差异缩小并趋近于环境温度。

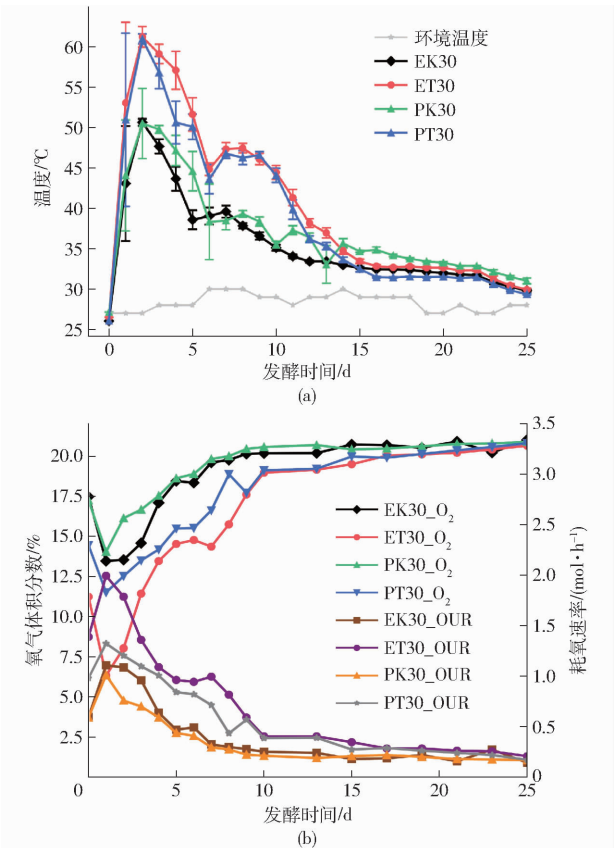


图 1 堆体温度、氧气体积分数和耗氧速率动态变化曲线
Fig.1 Dynamic changes in temperature, oxygen concentration and oxygen consumption rate

4 组试验的氧气体积分数和耗氧速率动态变化如图 1b 所示,在好氧堆肥过程中,堆体氧气体积分数始终高于 5%,说明本试验的通风条件能够满足微生物的供氧需求^[19]。4 组试验氧气体积分数均在第 1 天迅速下降后上升,覆膜组氧气体积分数显著低于不覆膜组。整体耗氧速率呈现为先迅速上升

后缓慢下降的趋势,在第 1 天时 4 组耗氧速率达到最高,覆膜组各组峰值明显高于相应的不覆膜组;覆膜组中,ET30 组峰值 2.01 mol/h 比 PT30 组峰值 1.34 mol/h 高 50%,表明茄子秧更利于促进微生物耗氧,与 ET30 组堆体温度更高的结果一致,进一步验证覆膜可优化好氧环境,提升氧气利用效率。

2.2 好氧堆肥基本理化指标变化

图 2a 所示为 4 组试验含水率的动态变化情况。由于半透膜较好的水蒸气渗透性能以及覆膜条件下更高的堆体温度,更利于降低覆膜组的含水率^[31],至发酵结束时覆膜组的含水率分别为 42.12% 和 41.13%,与发酵开始时相比分别降低了 32.81% 和 38.40%,符合畜禽粪便堆肥技术规范的要求(含水率小于等于 45%)^[32]。而不覆膜组的含水率分别为 62.35% 和 61.03%,仅下降了 3.72、5.48 个百分点;对于覆膜组而言,PT30 组的含水率下降程度略高于 ET30 组。

4 组试验的 pH 值变化如图 2b 所示,4 组 pH 值呈现先迅速上升后缓慢下降的趋势,上升阶段在 3~7 d 时达到峰值,随后,堆体中有机质逐渐被分解产生小分子有机酸,以及 NH_4^+-N 在硝化作用下转化为 NO_3^--N ,致使 pH 值逐渐下降^[33]。最终,EK30 组、ET30 组、PK30 组和 PT30 组的 pH 值分别为 8.61、8.60、8.74 和 8.50,4 组试验堆肥产物的 pH 值满足高效堆肥标准与无害化标准(8.0~9.0)^[34]。

电导率的变化可在一定范围内反映好氧堆肥堆体的无机盐浓度,高浓度会产生土壤及植物毒性^[35]。图 2c 所示为 4 组试验的电导率动态变化情况,4 组电导率先迅速下降后逐渐上升,4 组试验在 6~15 d 时均有所升高。发酵结束时,EK30 组、ET30 组、PK30 组和 PT30 组的电导率分别为 2.19、2.06、2.15、2.05 mS/cm,4 组试验堆肥产物的 EC 值均远低于 4 mS/cm,根据 Kong 等^[36]的研究,EC 值小于 4 mS/cm 时堆肥被视为成熟,表明堆肥产物在施用于土壤时是安全无毒性的。

挥发性固体的变化常代表好氧堆肥堆体的有机质降解情况和腐殖化进程^[37],图 2d 所示为 4 组试验的挥发性固体动态变化情况,整体而言,所有试验组的挥发性固体均呈现下降趋势。发酵结束时,EK30 组、ET30 组、PK30 组和 PT30 组的挥发性固体含量分别降至 70.22%、72.27%、71.45% 和 73.00%。值得注意的是,虽然各组均出现下降,但下降幅度存在差异;ET30 组与 PT30 组的挥发性固体损失程度分别为 7.31% 和 7.06%,明显低于 EK30 组(10.29%)和 PK30 组(10.18%)。

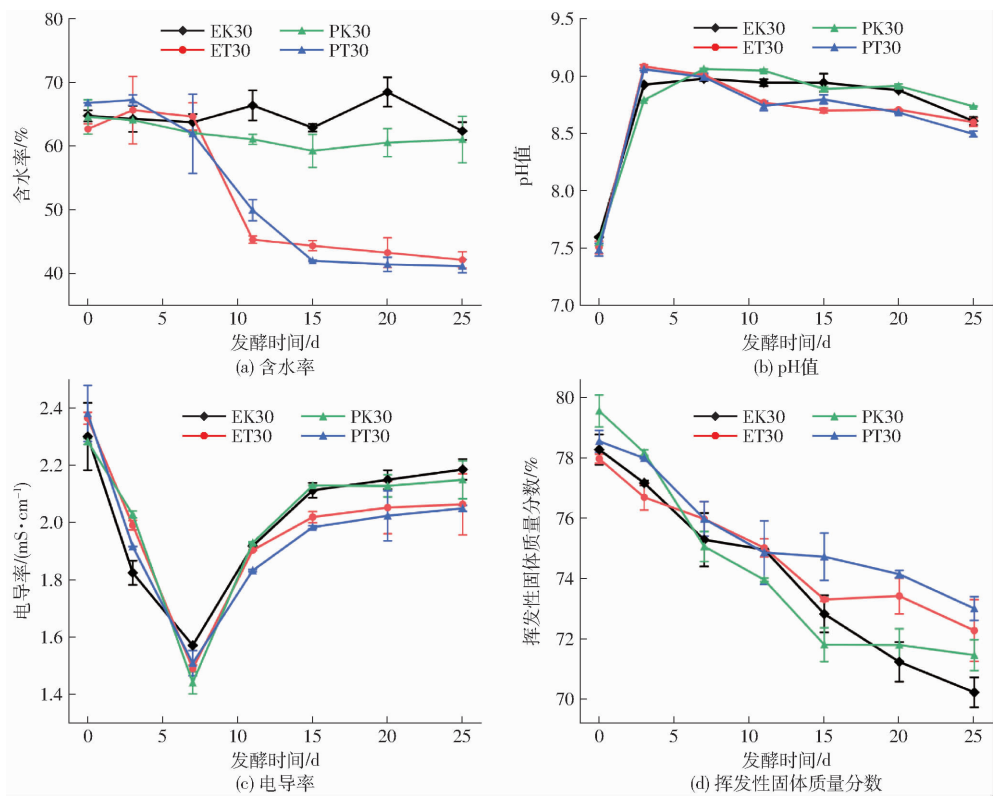


图 2 好氧堆肥基本理化指标

Fig. 2 Basic physicochemical indicators of aerobic composting

2.3 好氧堆肥腐熟度动态变化

通常认为堆肥结束时碳氮比在 10 ~ 20 之间表示腐熟^[38]。4 组试验随时间变化的碳氮比如图 3a 所示,碳氮比随堆肥时间的延长呈现先升高后下降的变化趋势,在好氧堆肥初期各试验的碳氮比均有小幅上升,原因可能是木质纤维素的复杂结构限制

了微生物的降解速率,导致微生物分解含氮物质的速率高于含碳物质,在原料方面,堆肥初期微生物优先利用猪粪中易降解含氮有机物,并伴随少量 NH₃ 的快速挥发,导致初期氮素的相对损失速率暂时高于碳的矿化速率;之后随着含碳有机物的迅速降解,碳氮比也快速下降,这主要是微生物分解堆体中的

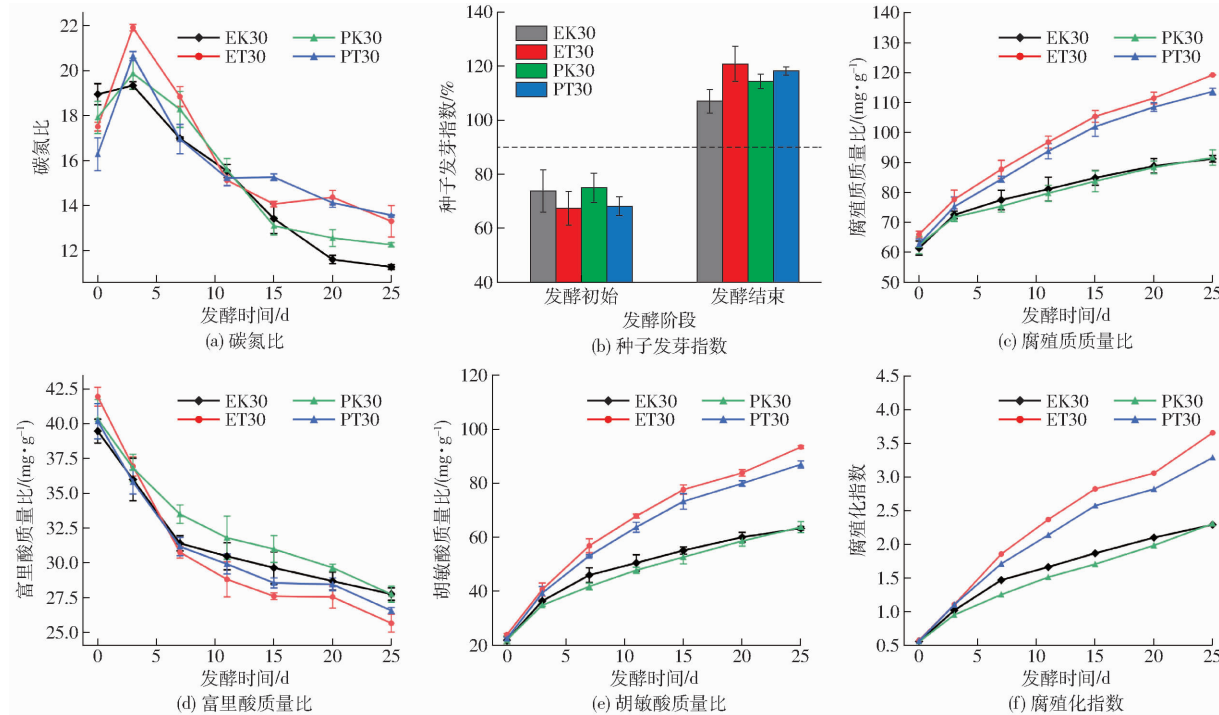


图 3 腐熟度指标动态变化曲线

Fig. 3 Dynamic changes in decomposition maturity indicators

有机碳作为能量来源,并将有机碳转化为 CO_2 释放到空气中,而氮素被保留并转化为更为稳定的形式。最终,EK30 组、ET30 组、PK30 组和 PT30 组的碳氮比从 18.94、17.50、17.90 和 16.27 下降至 11.24、13.28、12.24 和 13.55,均处于 10~20 范围内,基本满足腐熟要求。

图 3b 所示为发酵开始和发酵结束时的种子发芽指数,EK30 组、ET30 组、PK30 组和 PT30 组初始物料的 GI 为 73.87%、67.48%、75.10% 和 68.31%,至发酵结束,分别增加至 107.24%、121.06%、114.41% 和 118.34%,均大于 80%,表明堆肥产物几乎无植物毒性且高度腐熟^[39]。与不覆膜组相比,覆膜的 ET30 组和 PT30 组的 GI 提升了 13.82、3.93 个百分点,这表明覆膜处理提高了堆肥的无害化程度且茄子秧作为辅料时安全性更高。

好氧堆肥物料中的 HS 主要由 HA 和 FA 组成,图 3c~3f 所示为 4 组试验好氧堆肥过程中 HS 质量比、FA 质量比、HA 质量比和 HI 的动态变化情况。堆肥过程中 4 组试验 FA 质量比逐渐降低,HA 质量比逐渐上升。堆肥结束时,EK30 组、ET30 组、PK30 组和 PT30 组的 FA 质量比分别为 27.70、25.60、27.69、26.51 mg/g,HA 质量比分别为 63.27、93.37、63.70、86.92 mg/g。覆膜组 ET30 和 PT30 的 HA 质量比的增幅分别为 291.43% 和 288.00%,显著高于其不覆膜的 EK30 组 (190.83%) 和 PK30 组 (190.56%),且覆膜组 FA 质量比的降幅分别为 38.85% 和 33.89%,高于不覆膜组的 EK30 (29.70%) 和 PK30 (31.23%),这说明覆膜处理可以促进堆肥物料 HA 的合成及 FA 的转化。

此前很多学者提出将堆肥的 HI 超过 1.6 作为腐熟标志^[31],堆肥结束时,4 组试验的 HI 分别为 2.28、3.65、2.30 和 3.28,均大于 1.6。覆膜组堆肥产物的 HI 比不覆膜组提升了 60.08% 和 42.61%,这表明覆膜处理提升了腐殖化程度,且覆膜条件下辅料为茄子秧相比于辣椒秧可能更利于堆肥系统的稳定。

2.4 好氧堆肥养分动态变化

堆肥开始和堆肥结束的总磷含量变化如图 4a 所示,EK30 组、ET30 组、PK30 组和 PT30 组初始物料的 TP 质量比为 2.22、2.01、2.88、2.22 mg/g,至堆肥结束,ET30 组和 PT30 组的 TP 为 2.70、2.73 mg/g,分别上升了 34.42% 和 23.24%;EK30 组和 PK30 组的 TP 质量比为 2.20、2.78 mg/g,分别下降了 0.88% 和 3.53%。整体而言,覆膜处理对堆肥过程中 TP 的提升有明显的促进作用,且辅料为茄子秧的 ET30 组相比于辣椒秧的 PT30 组更有利于 TP

的提升。图 4b 所示为总钾含量变化,EK30 组、ET30 组、PK30 组和 PT30 组初始物料的 TK 质量比为 21.92、20.15、25.19、23.19 mg/g,至堆肥结束,EK30 组和 PK30 组的 TK 质量比为 21.39、24.11 mg/g,下降不明显,分别为 2.41% 和 4.31%。ET30 组和 PT30 组的 TK 质量比为 28.42、29.01 mg/g,分别上升了 27.46% 和 25.12%,这表明覆膜处理有利于堆肥过程中总钾的相对富集,提高堆肥产物的养分质量浓度。

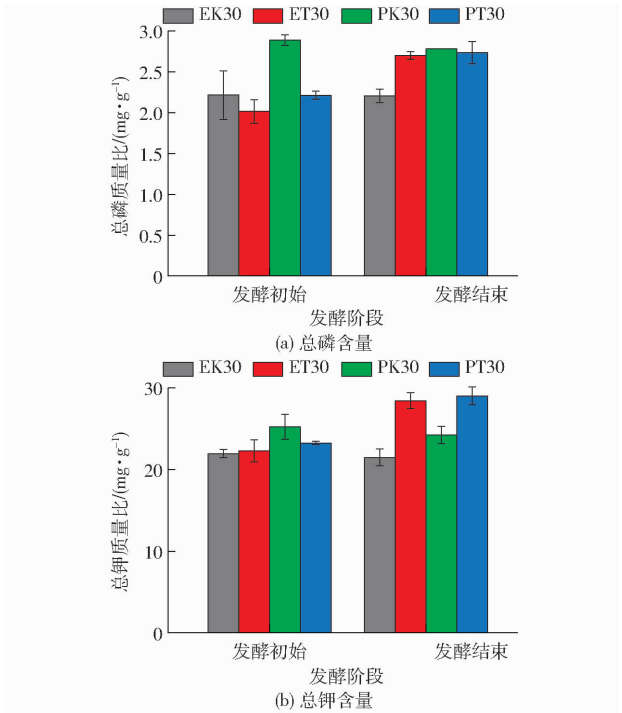


图 4 主要养分含量变化
Fig. 4 Changes in main nutrient content

2.5 好氧堆肥主要氮素损失情况

4 组试验总氮动态变化如图 5a 所示,整体来看,4 组试验的 TN 在堆肥初期迅速降低,随后 TN 逐渐升高,至堆肥结束时,EK30、ET30、PK30 和 PT30 的 TN 质量分数由初始的 2.07%、2.19%、2.18% 和 2.41% 上升至 3.02%、2.70%、2.87% 和 2.61%。图 5b 所示为 NH_3 在堆肥过程中的排放速率,在升温期含氮有机物迅速降解, NH_3 排放速率急剧增加并在第 1 天即达到峰值,其中覆膜组的 NH_3 最大排放速率均大于不覆膜组。在堆肥后期由于有机物不断降解以及氮素被固定,堆体温度趋于环境温度,各组几乎无法检测到 NH_3 排放。图 5c 所示为 NH_3 的累积排放量,堆肥结束时,EK30 组、ET30 组、PK30 组和 PT30 组的 NH_3 累积排放量分别为 0.50、0.45、0.65、0.49 mol/kg,覆膜组的 NH_3 排放量低于相应的不覆膜组, NH_3 排放减少 10.00%~24.62%。结果与熊劲鹏^[40]的研究一致,覆膜处理会使更多 NH_4^+-N 转化为生物可利用有机氮固定在堆体中,以及借助附着在半透膜的水膜对 NH_3 的吸收,从而有

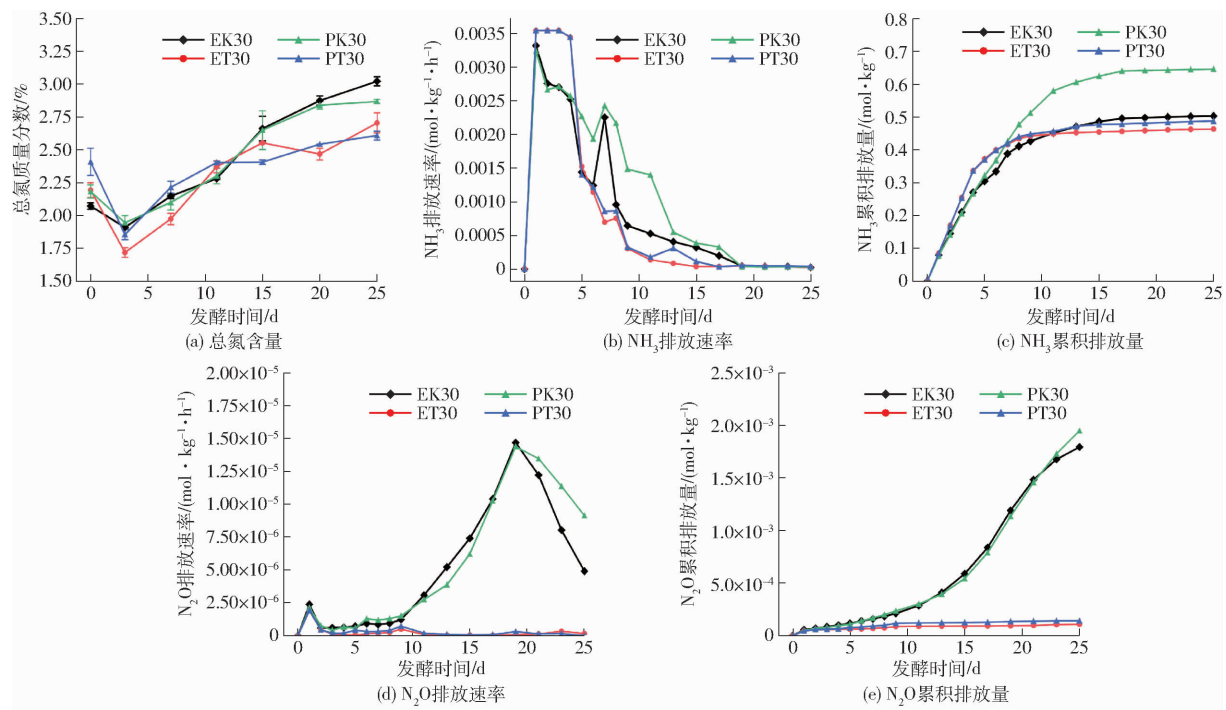


图 5 主要氮素损失指标变化曲线
Fig.5 Main nitrogen loss indicators changes curves

效减少 NH_3 排放。

N_2O 在堆肥过程中的排放速率如图 5d 所示,覆膜组与不覆膜组的 N_2O 排放规律存在差异。在好氧堆肥第 1 天各组 N_2O 排放速率迅速上升达到第 1 个峰值,EK30 组、ET30 组、PK30 组和 PT30 组的 N_2O 排放速率分别为 2.38×10^{-6} 、 1.90×10^{-6} 、 2.13×10^{-6} 和 $1.93 \times 10^{-6} \text{ mol}/(\text{kg} \cdot \text{h})$ 。嗜热期 ET30 组和 PT30 组的 N_2O 排放速率均低于其不覆膜组;随后 N_2O 排放速率降低,不覆膜组的 N_2O 排放速率大幅上升且在堆肥后期大幅高于覆膜组;而覆膜组的 N_2O 排放速率仅在高温期结束后略微上升后降低。

N_2O 的累积排放量如图 5e 所示,堆肥结束时,EK30 组、ET30 组、PK30 组和 PT30 组的 N_2O 累积排放量分别为 1.797×10^{-3} 、 1.09×10^{-4} 、 1.952×10^{-3} 、 $1.43 \times 10^{-4} \text{ mol}/\text{kg}$,ET30 组的 N_2O 减排程度更大,表明辅料选用茄子秧对 N_2O 的减排效果略优于辣椒秧。覆膜组 N_2O 累积排放量较不覆膜组降低 92.70% ~ 93.93%,除半透膜的物理阻隔外,覆膜营造的 20 ~ 700 Pa 微正压环境亦可能发挥了关键作用。更稳定的好氧条件有利于携带 N_2O 还原酶基因的反硝化微生物富集,推动反硝化过程向终产物 N_2 的完全还原方向进行,而非中途终止于 N_2O 。从图 5d 亦可观察到,不覆膜组在堆肥后期出现了明显的 N_2O 二次排放峰,而覆膜组几乎无此现象,这恰恰表明覆膜有效抑制了后期由厌氧反硝化主导的 N_2O 脉冲式排放。Luo 等^[41] 进一步通过

Mantel 检验发现,*Oceanobacillus* 与 N_2O 排放呈显著正相关($r = 0.732, p = 0.016$),且该菌属在高温期富集,推测其参与了硝化或反硝化过程。此外,*Psychrobacter* 和 *Hannaella* 被证实与 NH_3 排放显著相关,前者具有高效 $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除能力,后者可直接产生 NH_3 。这些发现为本研究观察到的覆膜组 NH_3 减排(10.00% ~ 24.62%)和 N_2O 锐减(92.70% ~ 93.93%)提供了微生物解释,覆膜处理可能通过改变堆体内的氧气分布和温度场,抑制了氨化细菌(芽孢杆菌)和反硝化细菌(假单胞菌属)的丰度或活性,同时促进了 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 向生物可利用有机氮的转化^[30]。

2.6 好氧堆肥主要碳素损失情况

4 组试验总碳动态变化如图 6a 所示,EK30、ET30、PK30 和 PT30 的 TC 质量分数由初始的 39.22%、38.36%、39.03% 和 39.09% 降至 33.98%、35.85%、35.09%、35.34%。整体而言,4 组试验总碳质量分数均呈逐渐下降的趋势,TC 的降幅分别为 13.35%、6.54%、10.09% 和 9.59%。

CO_2 和 CH_4 的排放是堆肥过程中碳损失的主要途径。图 6b 所示为 CO_2 排放速率随堆肥发酵时间的变化,4 组试验的 CO_2 排放速率呈先升高后降低的趋势;在堆肥初期,堆体中易降解有机物被微生物快速分解, CO_2 的排放速率迅速增加并在 2 d 内达到峰值,随着有机物降解速率的降低, CO_2 排放量也逐渐降低并趋于稳定。 CO_2 累积排放量如图 6c 所示,堆肥结束时,EK30 组、ET30 组、PK30 组和 PT30 组

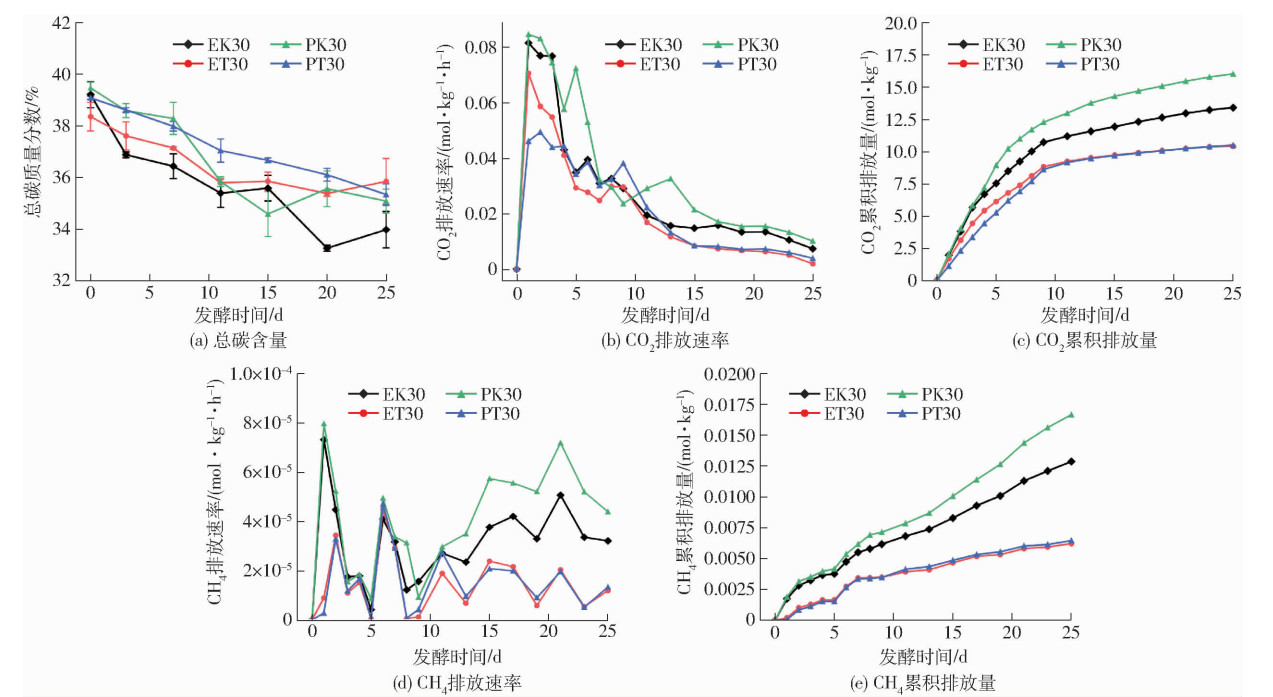


图6 主要碳损失指标变化曲线
Fig.6 Main carbon loss indicators

CO₂ 累积排放量分别为 13.40、10.41、16.02、10.48 mol/kg,ET30 组和 PT30 组的 CO₂ 累积排放量与 EK30 组、PK30 组的 CO₂ 累积排放量相比减少了 22.35% 和 34.57%,这表明覆膜处理能够有效减少 CO₂ 排放。

由于 EK30 组和 PK30 组对氧气的利用程度显著低于 ET30 组和 PT30 组,导致 EK30 组和 PK30 组的 CH₄ 排放速率显著更高。如图 6d 所示,在堆肥初期,各组 CH₄ 排放速率迅速上升,随后堆肥进入嗜热阶段,CH₄ 排放速率下降,并在第 5 天达到最低值。随后 EK30 组、PK30 组的 CH₄ 排放速率呈波动上升趋势,而 ET30 组和 PT30 组 CH₄ 排放速率则维持在较低水平。最终,如图 6e 所示,EK30 组、ET30 组、PK30 组和 PT30 组 CH₄ 累积排放量分别为 1.286 × 10⁻²、6.22 × 10⁻³、1.666 × 10⁻²、6.47 × 10⁻³ mol/kg,ET30 组和 PT30 组的 CH₄ 累积排放量与其不覆膜组相比减少了 50.05% 和 60.30%,这表明覆膜处理能够有效减少 CH₄ 排放。

2.7 好氧堆肥碳氮平衡分析

好氧堆肥过程中 4 组试验的碳氮平衡计算如表 2 所示,EK30 组、ET30 组、PK30 组和 PT30 组的 TC 损失分别为 56.52%、40.51%、55.32% 和 40.66%,TN 损失分别为 26.81%、21.50%、33.94% 和 28.92%。碳素损失以 CO₂ 排放形式为主,各组 CO₂ 排放造成的碳损失占初始 TC 的 32.10%、25.38%、38.74% 和 25.28%,CH₄ 形式的碳损失仅占初始 TC 的 0.02%~0.04%;NH₃ 排放是氮素损失的主要形式,

各组 NH₃ 排放造成的氮损失占初始 TN 的 26.69%、23.14%、33.09% 和 22.35%,N₂O 形式的氮损失仅占初始 TN 的 0.01%~0.10%。值得注意的是,ET30 组的 NH₃ 损失率略高于 TN 总损失率,这可能与物料干重测定、气体排放通量积分及氮素质量平衡估算过程中存在的不确定性有关。

表 2 不同辅料堆肥过程的碳氮平衡
Tab.2 Carbon and nitrogen balance during composting processes with different auxiliary materials %

组别	碳素平衡			氮素平衡		
	TC	CO ₂	CH ₄	TN	NH ₃	N ₂ O
	损失	碳损失	碳损失	损失	氮损失	氮损失
EK30	56.52	32.10	0.03	26.81	26.69	0.10
ET30	40.51	25.38	0.02	21.50	23.14	0.01
PK30	55.32	38.74	0.04	33.94	33.09	0.10
PT30	40.66	25.28	0.02	28.92	22.35	0.01

覆膜处理通过微正压环境、温度提升及氧气利用优化,促进有机碳向 HS/FA 转化、无机氮向 BON 转化,同时通过膜阻隔与吸收作用,减少 CO₂、NH₃、N₂O、CH₄ 排放,最终降低 TC 损失 14.66~16.01 个百分点、降低 TN 损失 5.02~5.31 个百分点。辅料方面,ET30 组 TN 损失 21.50% 显著低于 PT30 组 28.92%,TC 损失 40.51% 略低于 PT30 组 40.66%,表明茄子秧在保氮方面优势更显著。

覆膜条件下茄子秧组(ET30)在保氮和腐殖化方面优于辣椒秧组(PT30),这一趋势根源于两种蔬菜废弃物木质纤维素组成的本质差异。茄子秧的木质

素含量约 11% ,属典型易降解草本秸秆;而辣椒秧木质素含量可达 25% 左右。木质素作为高度不规则的芳香聚合物,其网状结构通过物理包裹严重限制了纤维素酶对纤维素底物的接触,使得辣椒秧的实际有效碳源远低于其纤维素的绝对含量。茄子秧因其低木质素、高纤维素可及性,为微生物提供了更充沛的易利用碳源,从而支撑了更高的耗氧活性和产热效率;同时,纤维素降解过程中持续供给的还原糖等前体物质促进了胡敏酸(HA)的合成,解释了 ET30 组 HI(3.65)高于 PT30 组(3.28)的原因。在氮素保留方面,充足的有效碳源驱动了更高的微生物氮同化速率,使更多 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 被固定为有机氮而非以 NH_3 形式逸散,这与 ET30 组 TN 损失率(21.50%)显著低于 PT30 组(28.92%)的结果相吻合。

本研究基于 90 L 小型反应器,其试验环境与大规模堆体的传热传质方式存在显著差异,因此具体通风参数不宜直接外推使用,但研究所揭示的调控机理对工程实践具有指导意义;工程中应以维持膜下 20 ~ 700 Pa 微正压为控制目标,可以采用温度联合反馈的方式替代固定时序通风,以规避大型风机频繁启停的损耗;同时,优先选用木质化程度低、纤维素可及性高的蔬菜废弃物作为辅料,稳妥地将小型反应器试验获得的机理性结论转化为规模化堆肥工程方案。

3 结论

(1)覆膜处理可营造 20 ~ 700 Pa 微正压环境,

显著提升了堆体温度,使堆体温度峰值提高 10℃ 以上,高温期平均温度提升超过 3℃ ,并将高温期延长至 5 d,满足堆肥无害化要求。同时,覆膜大幅提高了微生物的耗氧效率。辅料方面,茄子秧组(ET30)在维持较高堆体温度(峰值 61.26℃)和耗氧速率(峰值 2.01 mol/h)方面均优于辣椒秧组(PT30)。

(2)覆膜处理使最终产物含水率降至 45% 以下,使腐殖化指数(HI)提升 42.61% ~ 60.08% ,种子发芽指数(GI)提升 3.93 ~ 13.82 个百分点,标志着堆肥产物毒性的消除与稳定性的增强。同时,覆膜处理促进了磷、钾养分的保留,堆肥产品总磷(TP)与总钾(TK)质量比分别增加了 23.24% ~ 34.42% 和 25.12% ~ 27.46% 。以茄子秧为辅料时,最终产物的 GI(121.06%)与 HI(3.65)达到更优水平,证实其在提升堆肥品质方面的优势。

(3)相较于不覆膜处理,覆膜使 NH_3 排放减少 10.00% ~ 24.62% , N_2O 排放减少 92.70% ~ 93.93% , CO_2 排放减少 22.35% ~ 34.57% , CH_4 排放减少 50.05% ~ 60.30% 。气体排放的有效控制直接转化为碳氮损失的降低,使总碳(TC)损失减少 14.66 ~ 16.01 个百分点,总氮(TN)损失减少 5.02 ~ 5.31 个百分点。值得注意的是,在覆膜条件下,茄子秧辅料组(ET30)的 TN 损失(21.50%)显著低于辣椒秧组(PT30,28.92%) ,突显了辅料性质对氮素保留的差异性影响以及茄子秧在固氮保碳方面的突出效果。

参 考 文 献

[1] 李安,张鸿琼,周岭,等.添加枣枝炭对猪粪堆肥过程腐熟度影响及评价方法[J].塔里木大学学报,2022,34(2):80-89. Li An, Zhang Hongqiong, Zhou Ling, et al. Influences of adding jujube charcoal on maturity of pig manure during composting process and evaluation methods[J]. Journal of Tarim University, 2022,34(2):80-89. (in Chinese)

[2] 李飞跃,吴旋,李俊锁,等.畜禽粪便生物炭固碳量、养分量的估算及田间施用潜在风险预测[J].农业环境科学学报,2019,38(9):2202-2209. Li Feiyue, Wu Xuan, Li Junsuo, et al. Assessment of carbon sequestration and nutrient resources by turning animal manure into biochar and its potential environmental risk for field application[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2019, 38(9): 2202 - 2209. (in Chinese)

[3] 邱荣斌,仲伟正,杨雪琦,等.基于 Micro-CT 的牛粪-麦秸好氧堆肥细观结构尺寸效应与 RVE 分析[J].农业机械学报,2026,57(14):369-376. Qiu Rongbin, Zhong Weizheng, Yang Xueqi, et al. Size effect and representative volume element analysis of meso-structure in dairy manure-wheat straw aerobic composting based on Micro-CT[J]. Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery, 2026, 57(14): 369-376. (in Chinese)

[4] 李季,彭生平.堆肥工程实用手册[M].2版.北京:化学工业出版社,2011.

[5] 罗娟,赵立欣,于佳动,等.我国蔬菜废弃物利用研究进展[J].中国瓜菜,2024,37(3):1-8. Luo Juan, Zhao Lixin, Yu Jiadong, et al. Advances on utilization of vegetable waste in China[J]. China Cucurbits and Vegetables, 2024, 37(3): 1-8. (in Chinese)

[6] Wang K, Li X, He C, et al. Transformation of dissolved organic matters in swine, cow and chicken manures during composting[J]. Bioresource Technology, 2014, 168: 222-228.

[7] Maia A, De Moraes L. Kinetic parameters of red pepper waste as biomass to solid biofuel[J]. Bioresource Technology, 2016, 204: 157-163.

[8] 蔡尽忠,王理玲,邓盈.蔬菜废弃物堆肥对设施蔬菜连作土壤生态质量的改良效果[J].中国瓜菜,2024,37(3):151-

157.

Cai Jinzhong, Wang Liling, Deng Ying. Improvement effect of vegetable waste composting on soil ecological quality of continuous vegetable cropping in facilities[J]. *China Cucurbits and Vegetables*, 2024, 37(3): 151–157. (in Chinese)

- [9] 王丽丽, 郑京克, 徐名汉, 等. 寒区农村户用好氧堆肥系统设计与试验[J]. *农业机械学报*, 2026, 57(2): 364–374.
Wang Lili, Zheng Jingke, Xu Minghan, et al. Design and experiment of aerobic composting system for rural households in cold regions[J]. *Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery*, 2026, 57(2): 364–374. (in Chinese)
- [10] Huang D, Gao L, Cheng M, et al. Carbon and N conservation during composting: a review[J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 840: 156355.
- [11] Ge J, Huang G, Li J, et al. Multivariate and multiscale approaches for interpreting the mechanisms of nitrous oxide emission during pig manure-wheat straw aerobic composting[J]. *Environmental Science & Technology*, 2018, 52(15): 8408–8418.
- [12] Zhao M, Liu D, Zhou J, et al. Ammonium stress promotes the conversion to organic nitrogen and reduces nitrogen loss based on restructuring of bacterial communities during sludge composting[J]. *Bioresource Technology*, 2022, 360: 127547.
- [13] Cui P, Liao H, Bai Y, et al. Hyperthermophilic composting reduces nitrogen loss via inhibiting ammonifiers and enhancing nitrogenous humic substance formation[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 692: 98–106.
- [14] Xiong J, Su Y, He X, et al. Effects of functional membrane coverings on carbon and nitrogen evolution during aerobic composting: insight into the succession of bacterial and fungal communities[J]. *Bioresource Technology*, 2023, 369: 128463.
- [15] 孙晓曦, 马双双, 韩鲁佳, 等. 智能型膜覆盖好氧堆肥反应器设计与试验[J]. *农业机械学报*, 2016, 47(12): 240–245.
Sun Xiaoxi, Ma Shuangshuang, Han Lujia, et al. Design and test on lab-scale intelligent membrane-covered aerobic composting reactor[J]. *Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery*, 2016, 47(12): 240–245. (in Chinese)
- [16] Liu N, Hou T, Yin H, et al. Effects of amoxicillin on nitrogen transformation and bacterial community succession during aerobic composting[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2019, 362: 258–265.
- [17] Ge J, Huang G, Huang J, et al. Particle-scale modeling of methane emission during pig manure/wheat straw aerobic composting[J]. *Environmental Science & Technology*, 2016, 50(8): 4374–4383.
- [18] Ma S, Sun X, Fang C, et al. Exploring the mechanisms of decreased methane during pig manure and wheat straw aerobic composting covered with a semi-permeable membrane[J]. *Waste Management*, 2018, 78: 393–400.
- [19] United States Composting Council. Test methods for the examination of composting and compost[Z].
- [20] He X, Yin H, Han L, et al. Effects of biochar size and type on gaseous emissions during pig manure/wheat straw aerobic composting: insights into multivariate-microscale characterization and microbial mechanism[J]. *Bioresource Technology*, 2019, 271: 375–382.
- [21] NY/T 2541—2014 肥料磷含量的测定[S].
- [22] NY/T 2540—2014 肥料钾含量的测定[S].
- [23] 马双双. 功能膜覆盖畜禽粪便好氧堆肥温室气体产排特性及机理研究[D]. 北京: 中国农业大学, 2020.
Ma Shuangshuang. Study on characteristics and mechanisms of greenhouse gas emissions during livestock manure aerobic composting covered with functional membrane[D]. Beijing: China Agricultural University, 2020. (in Chinese)
- [24] Zucconi F, Pera A, Forte M, et al. Evaluating toxicity of immature compost[J]. *BioCycle*, 1981, 22(2): 54–57.
- [25] Wu J, Zhao Y, Wang F, et al. Identifying the action ways of function materials in catalyzing organic waste transformation into humus during chicken manure composting[J]. *Bioresource Technology*, 2020, 303: 122927.
- [26] Sánchez-Monedero M, Roig A, Martínez-Pardo C, et al. A microanalysis method for determining total organic carbon in extracts of humic substances. Relationships between total organic carbon and oxidable carbon[J]. *Bioresource Technology*, 1996, 57(3): 291–295.
- [27] Zhou Y, Selvam A, Wong J. Evaluation of humic substances during co-composting of food waste, sawdust and Chinese medicinal herbal residues[J]. *Bioresource Technology*, 2014, 168: 229–234.
- [28] Tong B, Wang X, Wang S, et al. Transformation of nitrogen and carbon during composting of manure litter with different methods[J]. *Bioresource Technology*, 2019, 293: 122046.
- [29] Hoseini M, Cocco S, Casucci C, et al. Producing agri-food derived composts from coffee husk as primary feedstock at different temperature conditions[J]. *Journal of Environmental Management*, 2025, 373: 123485.
- [30] Haug R. The practical handbook of compost engineering[M]. New York: Routledge, 2018.
- [31] Xiong J, Su Y, Qu H, et al. Effects of micro-positive pressure environment on nitrogen conservation and humification enhancement during functional membrane-covered aerobic composting[J]. *Science of the Total Environment*, 2023, 864: 161065.
- [32] NY/T 3442—2019 畜禽粪便堆肥技术规范[S].
- [33] Lin B, Zhang Y, Hao Y, et al. Insights into nitrogen metabolism and humification process in aerobic composting facilitated by microbial inoculation[J]. *Environmental Research*, 2025, 269: 120894.

conditions[J]. *Agronomy*, 2022, 12(6):1256.

[20] Zhao Z X, Deng W G, Hu X, et al. Investigation of impact contact force testing and damage analysis on potatoes[J]. *Agriculture*, 2024, 14(10):1740.

[21] Li Z W, Sun W, Wang H C, et al. Study on the process of soil clod removal and potato damage in the front harvesting device of potato combine harvester[J]. *Agriculture*, 2024, 14(11):1047.

[22] Li J W, Li X Y, Hu B, et al. Analysis of the resistance reduction mechanism of potato bionic digging shovels in clay and heavy soil conditions[J]. *Computers and Electronics in Agriculture*, 2023, 214:108315.

[23] Wang Q H, Yu Z Y, Zhang Y H, et al. Experimental study of a 4HLB-4 half-feed four-row peanut combine harvester[J]. *Agronomy*, 2022, 12(12):3094.

[24] Liu D Q, Liu L, Qian K, et al. Design and testing of a peanut roller digging harvester[J]. *Agriculture*, 2025, 15(3):265.

[25] Liu C C, Wu N, Cheng G S, et al. Design and optimization of a lightweight and simple self-propelled crawler potato combine harvester[J]. *Agronomy*, 2025, 15(1):65.

[26] Liu C C, Wu F, Gu F W, et al. Recent research progress on key technologies and equipment for mechanized potato harvesting [J]. *Agriculture*, 2025, 15(7):675.

[27] Wang B K, Hu Z C, Wu F, et al. Analysis and evaluation of harvest quality effectiveness of carrot clamping and conveying device[J]. *Agriculture*, 2025, 15(3):275.

[28] Liang Z W, Huang Y, Li D P, et al. Parameter determination of a viscoelastic-plastic contact model for potatoes during transient collisions[J]. *Biosystems Engineering*, 2023, 234: 156 - 171.

[29] Li Y Y, Fan J L, Hu Z C, et al. Calibration of discrete element model parameters of soil around tubers during potato harvesting period[J]. *Agriculture*, 2022, 12(9):1475.

[30] 侯加林, 张二鹏, 张康博, 等. 基于 DEM - MFBD 的辣椒移栽机取投苗装置设计与试验[J]. *农业机械学报*, 2023, 54(12): 46 - 57,87.

Hou Jialin, Zhang Erpeng, Zhang Kangbo, et al. Optimization design and test of seedling picking and throwing device of plug seeding transplanter based on DEM - MFBD [J]. *Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery*, 2023, 54(12):46 - 57,87. (in Chinese)

(上接第 178 页)

[34] Zhao L, Huang Y, Ran X, et al. Nitrogen transformation mechanisms and compost quality assessment in sustainable mesophilic aerobic composting of agricultural waste[J]. *Sustainability*, 2025, 17(2): 575.

[35] Aslam D, Horwath W, Vandergheynst J. Comparison of several maturity indicators for estimating phytotoxicity in compost-amended soil[J]. *Waste Management*, 2008, 28(11): 2070 - 2076.

[36] Kong Y, Zhang J, Zhang X, et al. Applicability and limitation of compost maturity evaluation indicators: a review[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2024, 489: 151386.

[37] 辛荣斌. 生物质燃烧过程中挥发性有机物释放特性研究[D]. 昆明: 昆明理工大学, 2017.

[38] Shen B, Zheng L, Zheng X, et al. Insights from meta-analysis on carbon to nitrogen ratios in aerobic composting of agricultural residues[J]. *Bioresource Technology*, 2024, 413: 131416.

[39] Ji Z, Zhang L, Liu Y, et al. Evaluation of composting parameters, technologies and maturity indexes for aerobic manure composting: a meta-analysis[J]. *Science of the Total Environment*, 2023, 886: 163929.

[40] 熊劲鹏. 奶牛粪覆膜式好氧堆肥氮素转化及主要含氮气体产排机理[D]. 北京: 中国农业大学, 2024.

Xiong Jinpeng. Mechanisms of nitrogen transformations and main nitrogenous gas emissions during dairy manure membrane-covered aerobic composting[D]. Beijing: China Agricultural University, 2024. (in Chinese)

[41] Luo L, Shen Y, Sun H, et al. The pattern of greenhouse gas emissions by membrane-covered aerobic composting of vegetable waste: from microbial community composition and function standpoint[J]. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2026, 14: 120874.