

DOI:10.16861/j.cnki.zggc.2025.0168

麦秸猪粪添加对蔬菜废弃物堆肥过程的影响

韩冰, 霍丽丽, 赵立欣, 姚宗路, 冯晶, 于佳动, 张沛祯, 罗娟

(中国农业科学院农业环境与可持续发展研究所·农业农村部华北平原农业绿色低碳重点实验室 北京 100081)

摘要:为解决蔬菜废弃物碳氮比低、结构性差造成的难以单独堆肥的问题,探讨添加不同比例麦秸和猪粪对番茄秧堆肥过程中理化性质、腐熟度和微生物群落的影响。试验设置3个处理[番茄秧、麦秸和猪粪的鲜质量比分别为3:1:3(T1)、3:2:3(T2)和3:3:3(T3)]进行混合堆肥试验。结果表明,T1、T2处理发酵温度50℃以上的高温期持续10d以上,且堆肥产物满足T值<0.6、EC值<4 mS·cm⁻¹、种子发芽指数>80%的无害化和腐熟标准;T3处理未达到无害化和腐熟标准。与T2、T3处理相比,T1处理具有明显的氮保留优势且腐殖化程度更高,堆肥结束时,硝态氮含量和总氮含量较堆肥初期分别提高了58.5%和37.5%,腐殖质和腐殖酸含量较堆肥初期分别提高了30.1%和46.1%。相较于T3处理,T1和T2处理提高了堆体中放线菌门、厚壁菌门的丰度,促进了木质纤维素降解和腐殖质形成。综上,番茄秧、麦秸和猪粪的鲜质量比为3:1:3是最佳的混配比例,堆肥效果最好,更有利于物料腐熟和养分保存。

关键词:蔬菜废弃物;好氧堆肥;麦秸;猪粪;腐殖化

中图分类号:S641.2

文献标志码:A

文章编号:1673-2871(2025)07-172-10

Effects on the composting process of vegetable waste with adding wheat straw and pig manure

HAN Bing, HUO Lili, ZHAO Lixin, YAO Zonglu, FENG Jing, YU Jiadong, ZHANG Peizhen, LUO Juan
(Institute of Environment and Sustainable Development in Agricultural, Chinese Academy of Agricultural Sciences/Key Laboratory of Low-carbon Green Agriculture in North China, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Beijing 100081, China)

Abstract: To solve the problem of difficult composting due to low carbon nitrogen ratio and poor structure of vegetable waste that make it difficult to compost alone, this study investigated the effects of adding different proportions of wheat straw and pig manure on the physical and chemical properties, maturity and microbial community of tomato seedlings composting. The experiment was set up with three treatments and the proportions of tomato seedlings, wheat straw and pig manure were 3:1:3 (T1), 3:2:3 (T2) and 3:3:3 (T3). The results showed that T1 and T2 above 50 °C lasted more than 10 days, and the products met the harmless standards with T value < 0.6, EC value < 4 mS · cm⁻¹, and GI > 80%, but T3 did not meet the requirements. T1 showed obvious nitrogen retention advantage with the nitrate content and total nitrogen content were increased by 58.5% and 37.5%. The humus and the humus acid content of T1 increased by 30.1% and 46.1%, respectively, compared with the initial stage of composting. And T1 and T2 increased the abundance of actinomycete and firmicute compared with T3, which promoted lignocellulosic degradation and humus formation during composting. In conclusion, the optimal mixing ratio of fresh mass of tomato seedlings, wheat straw and pig manure is 3:1:3. This ratio shows the best composting effect, which is more conducive to the maturity of materials and the preservation of nutrients.

Key words: Vegetable waste; Aerobic composting; Wheat straw; Pig manure; Humification

随着我国农业产业结构调整 and 城乡居民生活水平的不断提高,我国蔬菜种植面积和产量均居于世界前列,为人们提供蔬菜产品的同时,也产生了大量的蔬菜废弃物,对生态环境造成了潜在风险。据统计,2021年全国蔬菜废弃物产生量约为4.39亿t^[1]。由于蔬菜废弃物直接利用经济价值低,

大多被随意丢弃或者简单填埋处理,造成了严重的资源浪费和环境污染^[2]。因此,如何有效处理蔬菜废弃物成为亟待解决的重要问题,近年来成为国内外学者关注的热点。

好氧堆肥是一种由堆体中微生物代谢活动驱动的生物氧化过程,也是蔬菜废弃物再利用的有效

收稿日期:2025-03-05;修回日期:2025-05-14

基金项目:现代农业产业技术体系北京市创新团队(BAIC08-2025);西藏自治区重点研发计划(XZ202501ZY0034)

作者简介:韩冰,男,在读硕士研究生,研究方向为农业废弃物好氧堆肥。E-mail:82101222127@caas.cn

通信作者:罗娟,女,高级工程师,主要从事农业废弃物资源化利用技术装备与政策研究。E-mail:luojuan@caas.cn

手段^[3]。但是由于蔬菜废弃物具有含水率高、易腐烂等特点,自然堆肥易造成堆体孔隙度减小,不利于好氧发酵有效进行,并且蔬菜废弃物中原生微生物的数量和代谢活性不足,难以充分降解有机物,需添加秸秆、畜禽粪便等辅料来调节堆体环境和提高发酵效率^[4-5]。研究表明,辅料可以通过改善堆体结构、优化堆体通风、调节碳氮比(C/N)来改善堆肥环境,促进堆肥顺利进行,提高堆肥的腐熟度和稳定性。龚建英等^[6]在瓜秧中添加鸡粪进行好氧堆肥,堆肥高温(>55℃)持续时间由1 d延长至7 d,有机质和木质纤维素降解率分别提高了18.5%和16.9%。项娟等^[7]发现,蔬菜废弃物和玉米秸秆体积比为3:2和2:3时,铵态氮(NH₄⁺-N)含量较堆肥初始时分别减少了75.5%、68.8%,硝态氮(NO₃⁻-N)含量分别增加了3.6、4.3倍,取得了良好的堆肥效果。因此,本研究以北京市设施农业生产中典型的蔬菜废弃物番茄秧为主要原料,以添加猪粪和麦秸为辅料,分析堆肥过程中物料的理化性质变化以及微生物群落结构演替规律,探究辅料添加对堆肥稳定性和腐熟度的影响,为实现蔬菜废弃物资源化利用、促进好氧堆肥技术应用提供数据支撑和参考借鉴。

1 材料与方

1.1 材料

试验原料为番茄秧、麦秸和新鲜猪粪。番茄秧取自中国农业科学院农业环境与可持续发展研究所顺义综合实验基地的蔬菜大棚,拉秧后直接粉碎为粒径2~3 cm的小段后混匀待用。麦秸购自江苏锐农产品公司,粒径1~2 cm,为干秸秆。猪粪取自北京市顺义区保东养殖场,收集的猪粪混匀后待用。堆肥原料基本理化性质如表1所示。

1.2 堆肥装置与堆肥方法

好氧堆肥试验采用自制的60 L不锈钢密闭式发酵罐(图1)。发酵罐直径45 cm,高度75 cm,外部有5 cm厚的保温材料以减少热量损失。通过系统控制柜连接的温度传感器插入堆体中心以监测堆体温度。发酵罐的底部放置有孔径为3 mm的不锈钢筛板,使空气扩散均匀,且便于渗滤液的排放。空压机(GT-400-ET)可以自动控制空气以200 μL·min⁻¹的速率从发酵罐底部进入,实现间歇通风,频率设置为通风10 min、停止40 min。

试验于2024年5—7月在中国农业科学院农业环境与可持续发展研究所顺义综合实验基地进行,堆肥时间共计30 d,设置3个处理,各处理的物

表1 堆肥原料的理化性质

Table 1 Physicochemical properties of composting materials

物料 Material	w(总有机碳) Total organic carbon content/%	w(总氮) Total nitrogen content/%	含水率 Moisture content/%	碳氮比 C/N
番茄秧 Tomato rootstock	41.8	3.1	74.9	13.4
麦秸 Wheat straw	36.3	1.0	7.8	37.0
猪粪 Pig manure	2.1	23.7	56.4	11.4

注:总有机碳和总氮含量基于物料干质量;含水率基于物料鲜质量。

Note: Total organic carbon and total nitrogen content were based on the dry mass of the material; Moisture content was based on the fresh mass of the material.

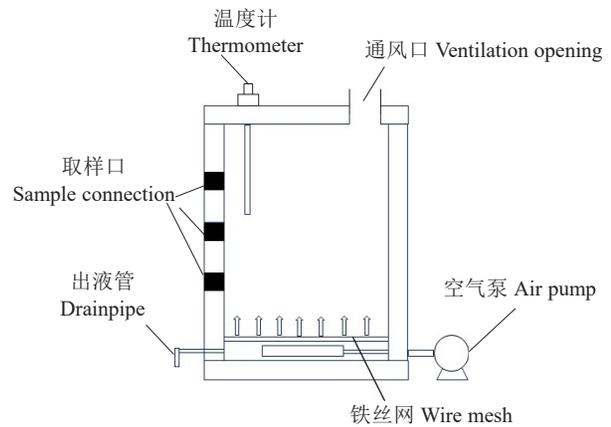


图1 堆肥装置结构示意图

Fig. 1 Schematic structure of composting device

料配比按番茄秧、麦秸和猪粪的鲜质量,分别设置为3:1:3(T1,C/N为19.0)、3:2:3(T2,C/N为23.3)和3:3:3(T3,C/N为25.9)。其中,T1、T2和T3处理总质量分别为10.5、9.6和9.0 kg(以鲜质量计)。各物料混合均匀后堆肥。在第5、12天翻堆,在第0、2、5、7、12、16、21、30天取样。每次从堆肥装置的上、中、下层的3个取样口内分别各取约67 g样品(共计200 g),并充分混合,其中一部分进行风干、粉碎处理,用于测定堆体的理化性质,其余样品放置于-20℃冰箱中,用于后续的微生物群落结构分析。

1.3 测定指标与方法

用温度传感器(Pt100)实时监测堆体温度;根据NY/T 525—2021测定总氮(total nitrogen, TN)含量^[8];采用马弗炉灼烧法测定总有机碳(total organic carbon, TOC)含量^[9];堆体的碳氮比(C/N)即为总有机碳含量与总氮含量的比值,堆体的T值为堆肥结

束 C/N 与初始 C/N 的比值^[10];根据 NY/T 1116—2014 测定铵态氮(ammonium nitrogen, NH₄⁺-N)、硝态氮(nitric nitrogen, NO₃⁻-N)含量^[11];采用 pH/EC 测量仪(PHS-25)测定 pH、电导率(EC 值);根据 NY/T 525—2021 测定种子发芽指数(germination index, GI)^[8],所用种子为花樱萝卜种子,采购自河北兴农富民种子销售有限公司。采用焦磷酸钠浸提—重铬酸钾容量法测定腐殖质(humus, HS)含量^[10];采用焦磷酸钠浸提-氢氧化钠提取重铬酸钾氧化容量法测定腐殖酸(humic acid, HA)及富里酸(fulvic acid, FA)含量^[12],HA/FA 的值为聚合度(degree of polymerization, DP)^[13];采用范氏洗涤纤维分析法测定木质纤维素含量^[14];委托深圳微科盟公司,采用 16sRNA 微生物测序方式检测微生物群落结构。

1.4 数据处理

采用 Microsoft Excel 2022 进行数据统计分析,采用 Origin 2021 绘图。

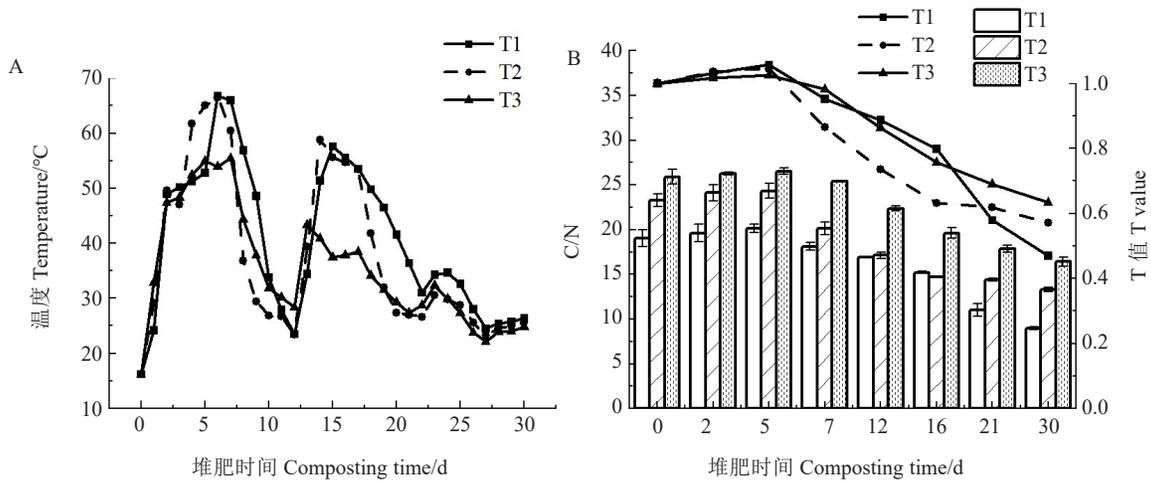
2 结果与分析

2.1 不同处理堆肥过程中堆体理化性质变化规律

2.1.1 不同处理堆体的温度和 C/N 变化 堆体温度是反映微生物活动和堆肥阶段的直观数据,也是堆

肥无害化的重要指标^[15]。各处理堆体温度变化如图 2-A 所示,所有处理中在 2 次翻堆后均出现温度峰值。其中,T1、T2 处理堆肥过程中 55 °C 以上高温期分别持续 5 d 和 6 d,50 °C 以上高温期分别持续 11 d 和 10 d;T3 处理最高温为 55.5 °C,明显低于 T1 处理(66.8 °C)和 T2 处理(66.5 °C),且 50 °C 以上高温期只有 4 d。这可能是因为 T3 处理中麦秸比例较高,增加了堆体的孔隙度和蓬松度,不利于堆体保温。

C/N 和 T 值均可反映堆肥过程中有机质的降解程度,是普遍认可的重要的腐熟度评价指标^[4]。如图 2-B 所示,3 个处理的 C/N 随堆肥时间的延长呈先升高后下降趋势。T1、T2、T3 处理的初始 C/N 分别为 19.0、23.3 和 25.9。在堆肥初期,各处理的 C/N 均有小幅度的上升,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^[16]。第 5~16 天,随着含碳有机物的迅速降解,C/N 也快速下降。堆肥结束时各处理的 C/N 较初始值分别下降了 52.6%、42.9%和 36.7%,这主要是微生物分解堆体中的有机碳作为能量来源,并将有机碳转化为 CO₂ 释放到空气中,而氮素被保留并转化为更为稳定的形式。T 值是评价堆肥腐熟度的重要指标,T 值≤0.6 时堆肥



注:图 2-b 中柱形图代表 C/N,折线图代表 T 值。

Note: In figure 2-b, the bar chart represents C/N, and the line chart represents the T value.

图 2 堆肥过程堆体温度、C/N 和 T 值的变化

Fig. 2 Changes in temperature, C/N and T values of the pile during composting

达到腐熟标准^[17],堆肥结束时,T1~T3 处理的 T 值分别为 0.47、0.57 和 0.63,表明除 T3 处理外均达到腐熟标准。

2.1.2 不同处理堆体的 pH、EC 值、GI 值和有机质含量变化 pH 影响微生物对营养物质的吸收,可反映堆肥环境^[3]。如图 3-A 所示,各处理堆体的 pH 均

在 6.6~8.8 之间,呈中性偏弱碱性,适宜微生物好氧发酵。堆肥初期,T1~T3 处理堆体的 pH 分别为 7.0、7.4 和 6.8。随着堆肥进行,T2、T3 处理堆体 pH 的变化趋势与温度变化一致,在第 5、16 天分别达到峰值,其原因可能是微生物大量繁殖,堆体内有机物在短时间内被分解并产生大量热量,导致温度

快速上升,同时有机氮分解被转化为 $\text{NH}_4^+\text{-N}$;而T1处理堆体在第12、21天分别达到峰值,原因可能是蔬菜废弃物中富含易降解的碳水化合物和蛋白质,被微生物转化为挥发性脂肪酸,对冲 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 造成的pH上升^[18]。在堆肥后期,随着堆体内有机质逐渐耗尽和氨化作用的减弱,各处理堆体的pH趋于稳定并维持在8.1~8.3之间,符合NY/T 525—2021规定的腐熟堆肥的pH指标值,即pH在5.5~8.5之间^[8]。

EC值是堆肥基质盐度的指标,通常认为EC值 $<4\text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ 满足堆肥无害化要求^[8]。GI值是表征堆肥腐熟度和植物毒性的重要参数,通常认为GI值高于80%时堆肥达到腐熟状态^[16]。研究表明,堆体EC值的上升伴随着有机质的快速分解,大量水溶性矿物质和微分子有机酸的释放。如图3-B所示,T1~T3处理EC峰值分别为4.8、4.4、4.9 $\text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ 。进入腐熟期后,T1和T2处理堆体的EC值下降,但T3处理的EC值升高,原因可能是T3处理中的木质素等难降解物质在堆肥后期缓慢降解导致盐分浓度上升。各处理堆体的GI值变化如图3-C所示,随着堆肥的进行先下降再波动上升。堆肥结束后,T1~T3

处理堆体的EC值分别为3.4、3.7和4.6 $\text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$,GI值分别为103.4%、96.6%和79.1%。这表明T1、T2处理已腐熟,可应用于后续的农业生产,T3处理未达到腐熟标准。

有机质含量动态变化可直接反映堆肥的效果。由图3-D可知,随着堆肥的进行,T1、T2处理堆体的有机质含量整体呈下降趋势。有机质降解主要发生在堆肥的前期和中期,堆肥前7 d,T1~T3处理堆体有机质降解率分别为17.0%、12.7%和12.1%,降解量占有机质降解总量的51.0%~71.2%,结合堆肥温度变化,也说明了微生物分解有机质产生热量是堆肥温度升高的原因。随后,各处理堆体有机质降解速率逐渐降低,堆肥结束时T1、T2和T3处理堆体有机质降解率分别为33.5%、24.3%和17.1%。

2.1.3 不同处理堆体的氮组分含量变化 氮作为堆肥重要的营养元素,也是评价堆肥效果的重要指标。 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量变化是有机质降解产生的 NH_4^+ 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 通过氨化作用生成的 NH_3 挥发平衡后的结果^[19]。各处理堆体的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量变化如图4-A所示。T1、T2和T3处理堆体的初始 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量分

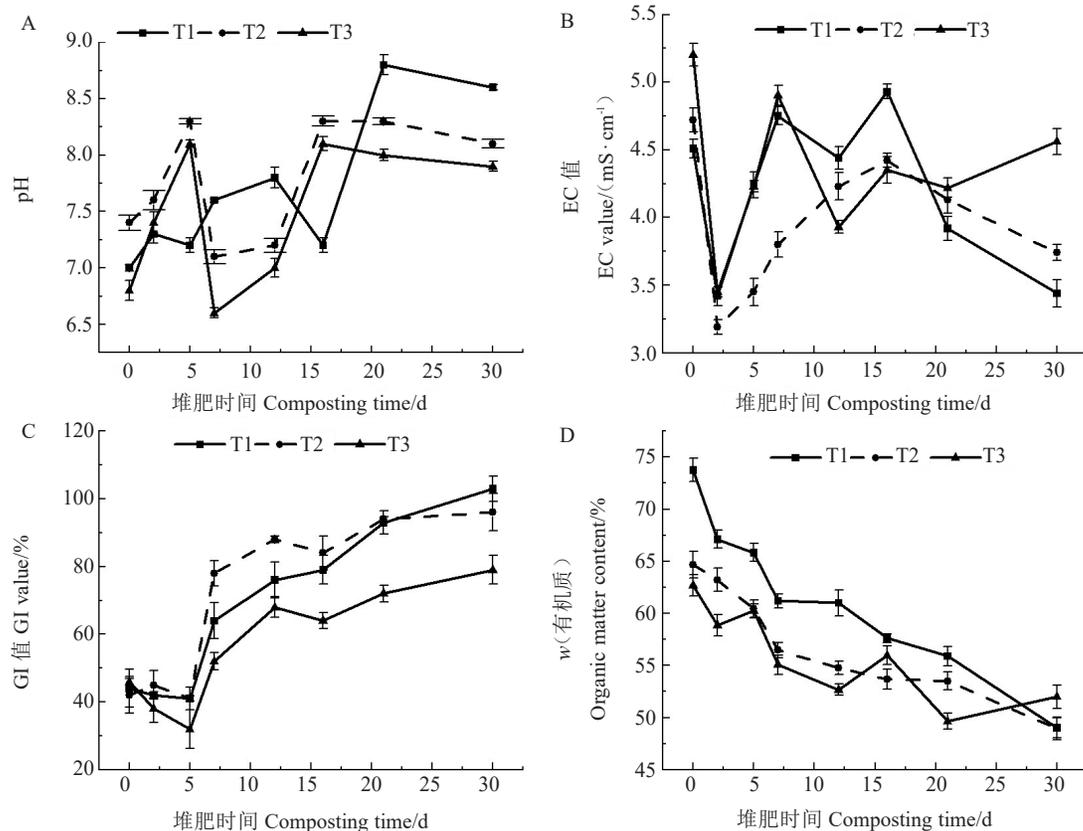


图3 不同处理堆肥过程中堆体pH、EC值、GI值和有机质含量的变化

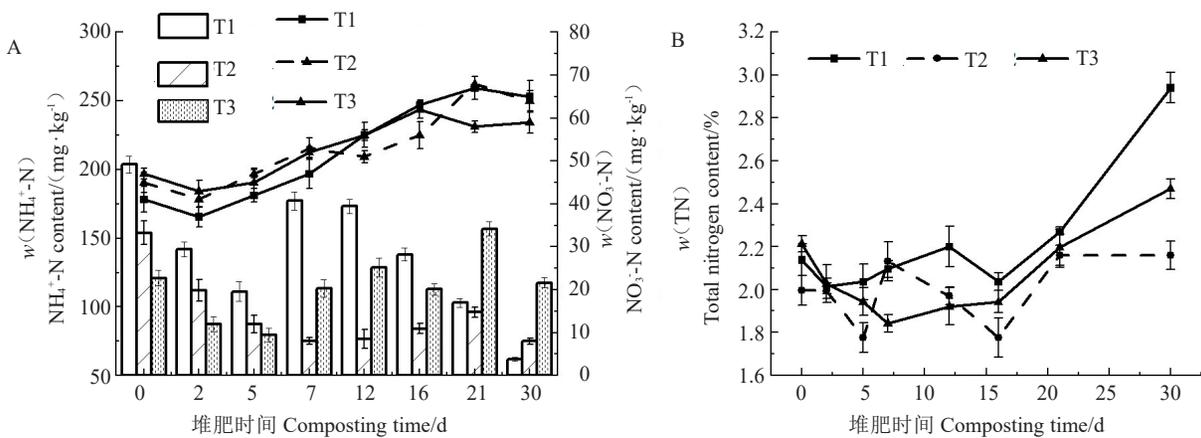
Fig. 3 Changes in pH, EC, GI and organic matter content of the different pile during composting

别为 204.6、154.3 和 121.4 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。在堆肥 0~5 d, 受高温和高 pH 的影响, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 向 NH_3 转化加快, 各处理 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量均明显下降。7~12 d, 微生物继续降解含氮有机物产生 $\text{NH}_4^+\text{-N}$, 但此时温度降低, NH_3 挥发速度减缓, T1 处理 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量升高, 然后受硝化细菌影响, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 转化为 $\text{NO}_3^-\text{-N}$, 导致 T1 处理 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量再次降低。堆肥结束时 T1、T2 和 T3 处理堆体的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量分别为 62.6、75.8 和 117.3 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 其中 T1 处理 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 损失率最高, 为 69.6%。

$\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量变化如图 4-A 所示。由于堆肥初期高温和高 pH 环境, 硝化细菌生长繁殖速度较慢^[19], 导致堆体中 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量降低, T1~T3 处理最

低含量分别为 37.4、41.2 和 43.8 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。随着堆肥进行, 微生物通过硝化作用将 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 转化为 $\text{NO}_3^-\text{-N}$, 堆体内 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量不断升高并趋于稳定。与堆肥初期相比, 堆肥结束时 T1、T2 和 T3 处理堆体中 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量分别提高了 58.5%、42.2% 和 25.5%。

如图 4-B 所示, 堆肥前 21 d 各处理堆体 TN 含量在 1.7%~2.2% 范围内波动, 这与项娟等^[7]研究中 TN 含量呈显著下降趋势不同, 原因可能是蔬菜废弃物富含易分解含氮有机物, 在堆肥初期迅速降解, 弥补了氨气排放和微生物硝化作用造成的氮损失。堆肥结束时, T1~T3 处理堆体的 TN 含量分别为 2.9%、2.2% 和 2.5%, 与堆肥初期相比, TN 含量分



注: 图 4-a 中柱形图代表 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量, 折线图代表 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量。

Note: In figure 4-a, the bar chart represents $\text{NH}_4^+\text{-N}$ content, and the line chart represents $\text{NO}_3^-\text{-N}$ content.

图 4 不同处理堆体氮组分含量的变化

Fig. 4 Changes of nitrogen content of the different pile during composting

别增加了 37.5%、8.2% 和 11.7%, 说明 T1 处理物料配比有明显的氮保留优势。

2.2 不同处理堆体木质纤维素含量的变化

木质纤维素包括纤维素、半纤维素和木质素, 是有机碳的主要来源, 其降解快慢是限制堆肥速率的关键因素^[20]。由图 5 可知, 堆肥第 1~5 天, 纤维素和半纤维素降解相对较为缓慢, 而同期有机质含量迅速下降, 说明该阶段微生物主要降解原料中的淀粉、蛋白质等物质^[21]。第 5~12 天, 纤维素和半纤维素集中降解, 各处理降解量分别占降解总量的 32.6%~65.3% 和 50.1%~77.8%, 此阶段温度较高, 表明嗜热菌起关键作用^[21], T1 处理具有明显的纤维素降解优势。半纤维素由聚合状态下小分子构成, 相对较容易降解^[22], 堆肥结束后, T1~T3 处理半纤维素降解率分别为 65.6%、66.7% 和 52.1%, 纤维素降解率分别为 27.4%、21.5%、17.4%, 木质素由于具有复杂的化学

结构且分子质量高, 降解难度最大^[22], T1~T3 处理降解率分别为 12.5%、2.3% 和 6.5%。

2.3 不同处理堆体腐殖质组分含量的变化

腐殖质 (HS) 是堆肥产物中的活性成分, 其浓度变化可以反映堆肥腐殖化程度^[23]。如图 6-A 所示, 各处理堆体中 HS 含量整体呈上升趋势。堆肥前 12 d, T1~T3 处理堆体中 HS 含量均迅速升高, 分别从 34.2、33.8 和 33.8 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 升高至 41.4、42.9 和 37.6 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 此阶段 HS 累计增加量分别占堆肥全过程增加量的 54.9%、70.0% 和 55.9%; 堆肥结束时, 各处理 HS 含量较堆肥初期分别提高了 30.1%、31.1% 和 16.6%。如图 6-B 所示, 堆体中 HA 含量的变化呈上升趋势, 堆肥结束时, T1~T3 处理堆体 HA 含量较堆肥初期分别提高了 46.1%、37.5% 和 15.4%。如图 6-C 所示, FA 含量与 HA 和 HS 含量变化趋势不同, 随着堆肥进行逐渐降低, 这可能是因为 FA 活性更

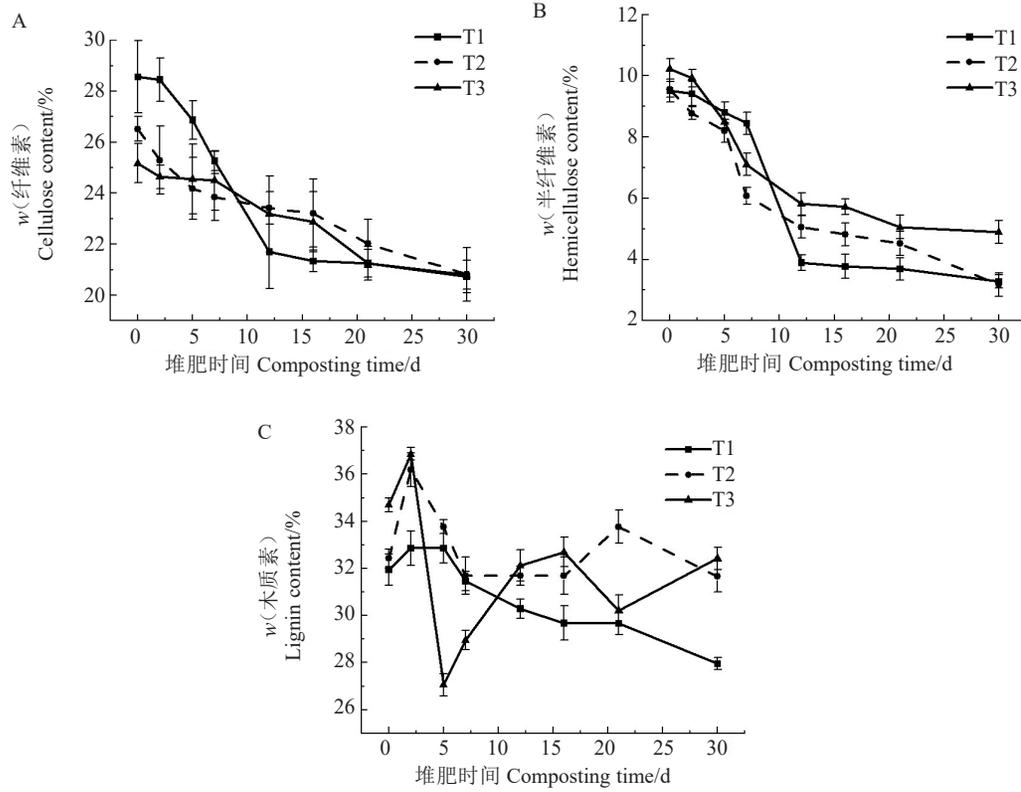


图5 不同处理堆体木质纤维素组分含量的变化

Fig. 5 Changes of lignocellulosic components content of the different pile during composting

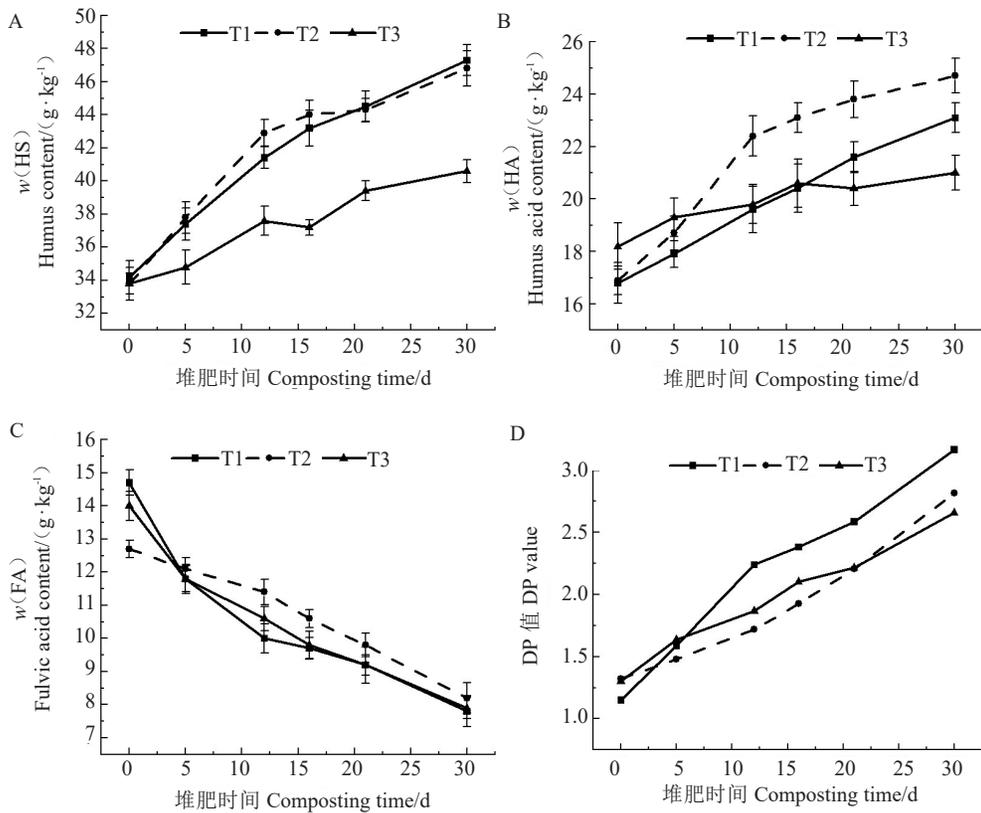


图6 不同处理堆体中腐殖质组分含量的变化

Fig. 6 Changes of humus composition content of the different pile during composting

高且分子质量更低,更容易被微生物代谢或转化为HA^[13]。堆肥结束时,T1~T3处理堆体FA含量较堆肥初期分别下降了47.1%、35.4%和43.5%。总的来看,T1处理HS和HA含量提升幅度、FA含量下降幅度高于T2、T3处理,说明该处理腐殖化效果最好,其物料配比有利于加速FA向HA转化。

聚合度(DP)表示堆体中聚合物分子大小和质量,代表分子的稳定性和成熟度^[13]。DP值越大,说明FA向HA的转化率越高,腐殖质含量就越高。由图6-d可知,堆肥过程中各处理的DP值呈增大趋势,表明微生物在堆肥初始阶段利用有机质不断合成FA,然后再将FA等有机化合物转化为更为稳定的HA。堆肥结束后,T1、T2和T3处理的DP值分别为3.2、2.8和2.7,也表明T1处理腐殖化程度最高。

2.4 不同处理堆体中微生物群落结构的变化

通过对堆肥不同阶段的微生物群落结构进行分析探索,堆肥过程微生物群落结构的变化规律如图7所示。门水平上,T1~T3处理的假单胞菌门(*Pseudomonadota*)、放线菌门(*Actinomycetota*)、厚壁菌门(*Bacillota*)、绿弯菌门(*Chloroflexi*)在堆肥全过程中均占主导地位,总占比在75%以上。堆肥前5d,物料比对微生物群落结构影响不大,T1~T3处理堆体中优势菌群均为假单胞菌门,假单胞菌门可通过分泌糖苷水解酶高效降解木质纤维素类物质^[22],T1~T3处理丰度分别为37.2%、48.1%和29.6%;假单胞菌门中假黄单胞菌属(*Pseudoxanthomonas*)和假单胞菌属(*Pseudomonas*)为优势菌属,其中假黄单胞菌属对木质纤维素分解起重要作用,假单胞菌属能促进硝酸盐还原成 N_2O ,从而加大堆肥过程中氮损失^[24]。第5~第12天,T1、T2处理堆体中放线菌门成为优势菌门,可促进有机物降解以及HS的形成^[22],T1、T2处理中最大丰度分别为93.2%和63.4%。堆肥21d,T1、T2处理假单胞菌门重新成为优势菌门,T1~T3处理假单胞菌门丰度分别为55.3%、60.5%和77.3%。同时,假单胞菌门下的棒状杆菌属(*Corynebacterium*)和糖单孢菌属(*Saccharomonospora*)为优势菌属。棒状杆菌属可以促进多糖、脂肪、蛋白质和纤维素的降解,糖单孢菌属可将还原糖降解为有机酸^[19]。需注意的是T3处理堆体中假单胞菌在堆肥全过程中始终为优势菌,最大丰度为80.6%。

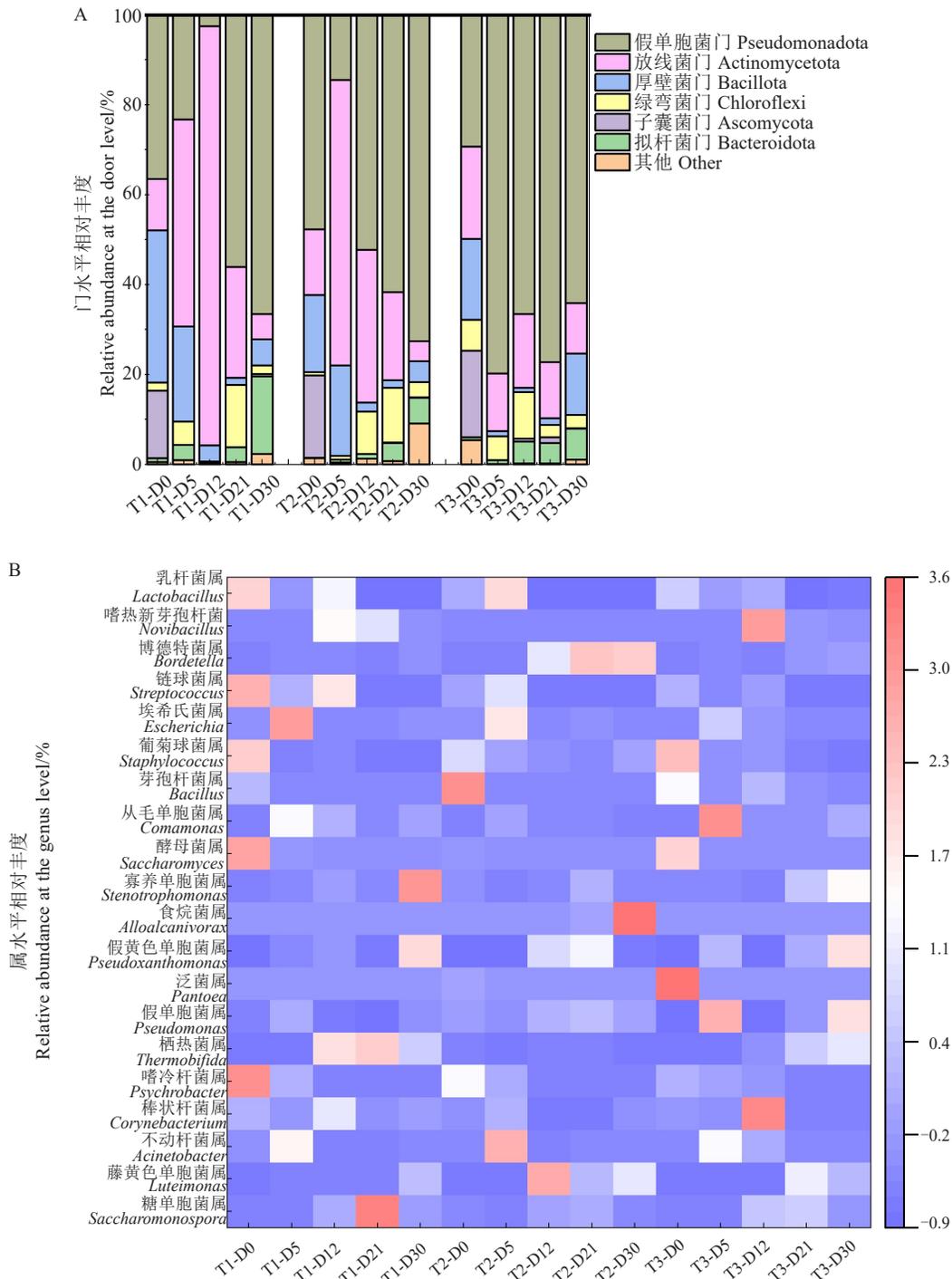
在堆肥过程中所检测到的微生物中,厚壁菌门细菌可以通过形成孢子来耐受高温,降解有机物^[25],其丰度与温度变化一致,在堆体温度升高时丰度迅

速升高,而后随着温度降低而降低。堆肥第5天时,T1和T2处理堆体中厚壁菌门丰度分别为21.4%和20.7%,但T3处理仅为1.2%。芽孢杆菌属(*Bacillus*)、葡萄球菌属(*Staphylococcus*)、链球菌属(*Streptococcus*)和乳杆菌属(*Lactobacillus*)这些细菌能够合成纤维素酶、淀粉酶、蛋白酶和脂肪酶等多种酶,促进复杂的有机物分解^[25]。绿弯菌门和拟杆菌门在堆肥后期丰度较高,其中拟杆菌门可以分泌碳水化合物活性酶,分解大分子有机物(如淀粉、纤维素)^[26]。堆肥结束时T1~T3处理堆体中拟杆菌门丰度分别为17.6%、6.2%和7.4%。绿弯菌门在促进有机质降解的同时还参与氮循环过程,有利于堆肥的氮保留^[27],促进堆肥腐殖化,T1和T2处理堆体中绿弯菌门丰度相对更高,第21天分别为14.3%和12.7%,而T3处理仅为3.5%。

3 讨论与结论

添加麦秸和猪粪有利于加快蔬菜废弃物番茄秧堆肥的进程,各处理pH、EC值均与温度变化趋势一致,有机质降解主要在堆肥前7d(占有机质降解总量的51.0%~71.2%),这与Sun等^[28]的研究结果一致,也表明了高温期($>50\text{ }^\circ\text{C}$)是堆肥降解有机物的主要阶段。T1和T2处理堆体升温迅速,且堆肥最高温度分别达到了 $66.8\text{ }^\circ\text{C}$ 和 $66.5\text{ }^\circ\text{C}$, $50\text{ }^\circ\text{C}$ 以上高温持续时间分别为11d和10d,均达到无害化要求,同时满足了 $\text{EC值}<4\text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ 、种子发芽指数 $>80\%$ 的腐熟标准;T3处理堆体 $50\text{ }^\circ\text{C}$ 以上高温期持续时间短、GI值偏低且T值 >0.6 ,未达到无害化要求和腐熟标准,可能是麦秸比例偏高,堆体孔隙大,微生物分解有机物产生的热量难以保持,导致温度无法积累上升,同时,麦秸木质素含量较高且具有分解难、分解慢的特点,微生物难以在堆肥早期对其分解利用^[29]。在堆肥过程中,各处理pH均在微生物适宜范围内。各处理C/N在堆肥初期有小幅上升,随后快速下降再趋于平缓,这是由于堆肥初期温度上升,微生物分解含氮物质的速率更高,随后,微生物活性增强,有机质快速被分解导致大量的碳素以气体形式排出,碳含量大幅度降低,进入腐熟阶段后,微生物活性减弱加上堆体内易分解的有机质含量减少,导致总碳含量降幅减小,这也与朱颖等^[30]的研究结果一致。

番茄秧堆肥中添加适宜的麦秸和猪粪能够加快有机物降解,提高腐殖化程度。氮素含量是衡量堆肥养分含量的重要指标,其含量与堆肥产物肥力



注: D0、D5、D12、D21、D30 分别代表堆肥 0、5、12、21、30 d。

Note: D0, D5, D12, D21, D30 represent composting 0, 5, 12, 21, 30 d, respectively.

图7 不同处理堆肥过程中门、属水平的微生物群落结构变化

Fig. 7 Microbial community structure at phyla and genus level of the different pile during composting

呈正相关。堆肥前 2 d, TN 含量下降, 可能是因为堆体温度升高较快, 并释放出 NH_3 。堆肥后期, 堆体有机质降解及含水率下降导致堆体体积减小, TN 相对含量上升, 加上硝化作用固氮, 使得 TN 含量增加。这与 Sun 等^[28]研究结果一致。在堆肥过程中, 由于硝化和反硝化作用的共同影响, NO_3^- -N 含量增

加^[31]。与堆肥初期相比, 堆肥结束时 T1~T3 处理的 TN 含量提高了 8.2%~37.5%, NO_3^- -N 含量提高了 25.5%~58.5%, 其中 T1 处理的氮保留效果最佳, 氮保留能力分别是 T2、T3 处理的 4.6 和 3.2 倍。各处理木质纤维素降解效果为 T1>T2>T3, 所有处理的降解率均为半纤维素>纤维素>木质素, 其中半纤维

素作为一种天然多糖,具有短链、分支和亲水特性,更易被降解^[32],降解率为 52.1%~66.7%;纤维素的高结晶性、线性长链结构,使其降解难度显著高于半纤维素^[32],降解率为 17.4%~27.4%;木质素具有复杂的芳香结构和稳定的化学键,是自然界中最难降解的有机聚合物之一^[32],T1~T3 处理中 T1 处理降解率最高,仅为 12.5%。这与周顺等^[33]的研究结果一致。堆肥结束时,T1、T2 处理堆体中 HS 含量高于 T3 处理,分别增加了 13.1 和 13.0 g·kg⁻¹,DP 值分别为 3.2 和 2.8,说明麦秸占比高不利于堆肥腐殖质的形成。

在堆肥过程中微生物群落结构变化与物料的转化规律密切相关,不同处理堆肥过程的各阶段微生物相对丰度发生较大变化,表明随着堆肥的进行,细菌群落结构演替显著。在门水平上,假单胞菌门、放线菌门、厚壁菌门和绿弯菌门在堆肥全过程中始终占主导地位,总占比在 75%以上。与堆肥初期相比,T1、T2 处理放线菌门丰度在堆肥 5~12 d 大幅提高,而同期纤维素和半纤维素平均降解 49.0%、63.9%,说明木质纤维素主要在这一时期降解。在属水平上,假单胞菌属、假单胞菌属在堆肥初期占主导优势,前者对木质纤维素的分解起重要作用^[34],后者可以促进硝酸盐还原成 N₂O,加大堆肥氮损失^[35]。棒状杆菌属和糖单孢菌属在堆肥过程中为优势菌属,可以促进多糖、脂肪、蛋白质和纤维素的降解,将还原糖降解为有机酸^[19]。微生物群落结构与堆体理化性质的协同效应是腐殖化效率提升的核心机制。

综上所述,添加麦秆和猪粪能够加快蔬菜废弃物堆肥的进程,通过优化物料配比实现氮素高效保留和腐殖质生成。T1、T2 处理均达到腐熟标准,而 T1 的堆肥效果更好。与堆肥初期相比,堆肥结束后 T1 处理的 TN 含量增加了 37.5%,HS 含量增加了 30.1%,HA 含量增加了 46.1%,NO₃⁻-N 含量达到 65 mg·kg⁻¹,各项指标均优于 T2 处理。此外,T1 处理的堆体环境更佳,堆肥 12 d 时,放线菌门丰度更高,加速了有机质降解和腐殖质形成。因此,番茄秧、麦秸和猪粪鲜质量比为 3:1:3 是最佳配比。

参考文献

- [1] 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.
- [2] MARTINS G L, DE SOUZA A J, MENDES L W, et al. Physico-chemical and bacterial changes during composting of vegetable and animal-derived agro-industrial wastes[J]. *Bioresource Technology*, 2023, 376: 128842.
- [3] 张曦,孟海波,刘文杰,等.蔬菜废弃物与畜禽粪便联合好氧发酵挥发性有机物排放特征[J]. *农业工程学报*, 2019, 35(22): 193-199.
- [4] 常瑞雪,甘晶晶,陈清,等.碳源调理剂对黄瓜秧堆肥进程和碳氮养分损失的影响[J]. *农业工程学报*, 2016, 32(增刊 2): 254-259.
- [5] CHEN Y F, XU J G, LIU B, et al. The biological mechanism of a lower carbon/nitrogen ratio increases methane emissions during vegetable waste composting[J]. *Science of the Total Environment*, 2024, 955: 177297.
- [6] 龚建英,田锁霞,王智中,等.微生物菌剂和鸡粪对蔬菜废弃物堆肥化处理的影响[J]. *环境工程学报*, 2012, 6(8): 2813-2817.
- [7] 项娟,李冰,吴迪,等.优化蔬菜废弃物和玉米秸秆配比对堆肥腐熟度的影响[J]. *中国瓜菜*, 2023, 36(2): 49-55.
- [8] 中华人民共和国农业农村部.有机肥料:NY/T 525—2021[S].北京:中国标准出版社,2021.
- [9] MEI J, LI B, SU L H, et al. Effects of potassium persulfate on nitrogen loss and microbial community during cow manure and corn straw composting[J]. *Bioresource Technology*, 2022, 363: 127919.
- [10] 罗卓云,贺婉莹,佟师师,等.不同有机物料对草甸土理化性质、有机碳组分及腐殖质的影响[J]. *中国土壤与肥料*, 2025(2): 23-30.
- [11] 中华人民共和国农业部.肥料硝态氮、铵态氮、酰胺态氮含量的测定:NY/T 116—2014[S].北京:中国农业出版社,2014.
- [12] 四川省质量技术监督局.肥料中腐植酸含量的测定—重铬酸钾氧化法:DB51/T 842—2008[S].成都:四川省地方标准出版社,2008.
- [13] GUO X X, LIU H T, WU S B. Humic substances developed during organic waste composting: Formation mechanisms, structural properties, and agronomic functions[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 662: 501-510.
- [14] WATANABE A, KIMURA M. Effect of rice straw application on CH₄ emission from paddy fields IV. Influence of rice straw incorporated during the previous cropping period[J]. *Soll Science and Plant Nutrition*, 1998, 44(4): 507-512.
- [15] EBRAHIMI M, GHOLIPOUR S, MOSTAFALI G, et al. Biochar-amended food waste compost: A review of properties[J]. *Results in Engineering*, 2024, 24: 103118.
- [16] SANTOS C, GOUFO P, FONSECA J, et al. Effect of lignocellulosic and phenolic compounds on ammonia, nitric oxide and greenhouse gas emissions during composting[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2018, 171: 548-556.
- [17] RICH N, BHARTI A, KUMAR S. Effect of bulking agents and cow dung as inoculant on vegetable waste compost quality[J]. *Bioresource Technology*, 2018, 252: 83-90.
- [18] JIANG J S, LIU X L, HUANG Y M, et al. Inoculation with nitrogen turnover bacterial agent appropriately increasing nitrogen and promoting maturity in pig manure composting[J]. *Waste Management*, 2015, 39: 78-85.
- [19] YAN R X, WU H, YANG X Y, et al. Soil decreases N₂O emission and increases TN content during combined composting of

- wheat straw and cow manure by inhibiting denitrification[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2023,477:147306.
- [20] MENG X Y, LIANG X N, WANG P, et al. Effect of thermophilic bacterial complex agents on synergistic humification of carbon and nitrogen during lignocellulose-rich kitchen waste composting[J]. *Journal of Environmental Management*, 2024, 370: 122799.
- [21] LI J, LI B, ZHANG X C. Comparative studies of thermal degradation between larch lignin and manchurian ash lignin[J]. *Polymer Degradation and Stability*, 2002, 78(2):279-285.
- [22] ZHU N, ZHU Y Y, LI B Q, et al. Increased enzyme activities and fungal degraders by *gloeophyllum trabeum* inoculation improve lignocellulose degradation efficiency during manure-straw composting[J]. *Bioresource Technology*, 2021, 337: 125427.
- [23] DONG S J, LI R Q, ZHOU K Y, et al. Response of humification process to fungal inoculant in corn straw composting with two different kinds of nitrogen sources[J]. *Science of the Total Environment*, 2024, 946:174461.
- [24] QIN X Y, HUANG W Y, LI Q L. Lignocellulose biodegradation to humic substances in cow manure-straw composting: Characterization of dissolved organic matter and microbial community succession[J]. *International Journal of Biological Macromolecules*, 2024, 283:137758.
- [25] LU Q, JIANG Z W, TANG P F, et al. Identify the potential driving mechanism of reconstructed bacterial community in reduce CO₂ emissions and promote humus formation during cow manure composting[J]. *Journal of Environmental Management*, 2023, 345:118896.
- [26] MAO H, LV Z Y, SUN H D, et al. Improvement of biochar and bacterial powder addition on gaseous emission and bacterial community in pig manure compost[J]. *Bioresource Technology*, 2018, 258:195-202.
- [27] 张雪苗. 小麦秸秆和牛粪协同好氧堆肥实验研究[D]. 安徽淮南:安徽理工大学, 2024.
- [28] SUN S S, GUO C, WANG J Y, et al. Effect of initial moisture content, resulting from different ratios of vegetable waste to maize straw, on compost was mediated by composting temperatures and microbial communities at low temperatures[J]. *Chemosphere*, 2024, 357:141808.
- [29] LIANG W Q, LI S Q, LIU J Z, et al. Additives change microbiota to promote humic acid formation in composting of vegetable wastes[J]. *Industrial Crops and Products*, 2025, 232:121307.
- [30] 朱颖, 梅娟, 郑傲, 等. C/N 对陶粒强化蔬菜废弃物好氧堆肥过程和产品品质的影响[J]. *中国瓜菜*, 2024, 37(12):149-156.
- [31] WANG N, AWASTHI M K, PAN J, et al. Effects of biochar and biogas residue amendments on N₂O emission, enzyme activities and functional genes related with nitrification and denitrification during rice straw composting[J]. *Bioresource Technology*, 2022, 357:127359.
- [32] ZHAN J, LIU Q H, CHEN J W, et al. New insights into *Peniophora crassitunicata* and its co-inoculation with commercial microbial inoculant accelerating lignocellulose degradation and compost maturation during orchard wastes composting[J]. *Environmental Research*, 2025, 274:121298.
- [33] 周顺, 李洋, 张冠智, 等. 添加剂对番茄茎秆好氧堆肥发酵过程及氮素损失的影响[J]. *中国农业大学学报*, 2024, 29(3):79-86.
- [34] 王佳, 刘瑞生, 徐建峰, 等. 不同微生物菌剂组合对猪粪好氧堆肥发酵效果的影响[J]. *中国饲料*, 2023(12):9-13.
- [35] LU X L, YANG Y X, HONG C L, et al. Optimization of vegetable waste composting and the exploration of microbial mechanisms related to fungal communities during composting[J]. *Journal of Environmental Management*, 2022, 31:115694.