

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

朱颖¹, 梅娟^{1,2}, 郑傲¹, 陈泉¹, 吴娇¹

(1. 苏州科技大学环境科学与工程学院 江苏苏州 215009; 2. 江苏省环境科学与工程重点实验室 江苏苏州 215009)

摘要: 蔬菜废弃物的结构性差不利于堆肥处理。用陶粒做结构调理剂, 研究 C/N 对陶粒强化蔬菜废弃物好氧堆肥过程的影响。试验设置 4 个处理, 用玉米粉调节蔬菜废弃物的 C/N, SP1、SP2、SP3 的初始 C/N 分别为 15、20、25, 不加陶粒的 SP4 的 C/N 为 20。结果表明, SP4 50 °C 以上仅持续 2 d, SP1~SP3 持续 8~16 d, 陶粒有利于蔬菜废弃物堆肥升温, 能明显加快堆肥进程。SP2 升温速度最快且温度最高, 60 °C 以上 4 d, 有机质的降解率为 21.82%, 也显著高于其他组。SP1、SP2、SP3 最终的 pH 分别为 8.46、8.19、8.00, EC 值分别为 3.85、3.78、3.79 mS·cm⁻¹, C/N 均小于 14。SP2 和 SP3 最终种子发芽指数分别为 101.1% 和 91.4%, 达到腐熟要求, 而 SP1 仅为 56.7%, 未完全腐熟。且 SP2、SP3 相比 SP1, 有效提高了产品的总氮含量, 最终总氮含量分别为初始值的 1.42、1.55 倍。综上所述, 蔬菜废弃物加陶粒堆肥, 初始 C/N 为 20 是最优条件, 有利于加快有机质的降解和稳定过程, 延长堆肥高温期, 保证产品的安全性。

关键词: 好氧堆肥; 蔬菜废弃物; C/N; 陶粒; 氮损失

中图分类号: S63

文献标志码: A

文章编号: 1673-2871(2024)12-149-08

Effects of C/N on aerobic composting process and product quality of ceramic-enriched vegetable wastes

ZHU Ying¹, MEI Juan^{1,2}, ZHENG Ao¹, CHEN Quan¹, WU Jiao¹

(1. Department of Environmental Science and Engineering, Suzhou University of Science and Technology, Suzhou 215009, Jiangsu, China;

2. Jiangsu Key Laboratory of Environmental Science and Engineering, Suzhou 215009, Jiangsu, China)

Abstract: The poor structural properties of vegetable wastes are not favorable for their composting process. In this study, the effect of C/N on the aerobic composting process of pottery-enhanced vegetable waste was investigated by using pottery as a structural conditioner. The experiment was set up with four treatments, adjustment of C/N of vegetable wastes with cornstarch. The initial C/N of SP1, SP2, and SP3 were 15, 20, and 25, respectively, and the C/N of SP4 without ceramics was 20. The results showed that SP4 above 50 °C lasted only 2 d, SP1-SP3 lasted 8-16 d. Ceramic pellets are beneficial to vegetable waste compost warming, which can significantly accelerate the composting process. SP2 had the fastest and highest warming speed and temperature, above 60 °C for 4 d, and the degradation rate of organic matter was 21.82%, which was also significantly higher than the other groups. The final pH of SP1-SP3 were 8.46, 8.19 and 8.00, and the EC value was 3.85, 3.78 and 3.79 mS·cm⁻¹, and the C/N was less than 14, of which the final seed germination indices of SP2 and SP3 were 101.1% and 91.4%, respectively, which reached the requirement of decomposition, and the GI value of SP1 was only 56.7%, which was not fully decomposed. And SP2 and SP3 effectively increased the total nitrogen content of the products compared with SP1, and the final total nitrogen content was 1.42 and 1.55 times of the initial value, respectively. This study showed that vegetable waste plus ceramic compost with initial C/N 20 was the optimal condition, which was conducive to accelerating the degradation and stabilization process of organic matter, and the high heap temperature could ensure the safety of the product.

Key words: Aerobic composting; Vegetable waste; C/N; Ceramic granule; Nitrogen loss

收稿日期: 2024-06-06; 修回日期: 2024-10-10

基金项目: 国家自然科学基金项目(51508367, 51908380)

作者简介: 朱颖, 女, 在读硕士研究生, 研究方向为环境污染控制理论与技术。E-mail: yingzhu0531@outlook.com

通信作者: 梅娟, 女, 副教授, 主要研究方向为固体废弃物资源化技术。E-mail: susie_mei@163.com

我国为蔬菜大国,蔬菜总产量和总使用量均居世界第一位^[1]。罗娟等^[2]根据蔬菜产量初步估算2021年全国蔬菜废弃物产生量大约有4.39亿t,其中可收集的蔬菜废弃物量约为3.27亿t。目前大部分蔬菜废弃物被随意丢弃,不仅造成了资源浪费,而且污染环境。尤其是新鲜的蔬菜废弃物含水量高,易降解,在放置或填埋等过程中容易在短时间内产生大量的渗滤液和臭气^[3],对环境造成严重污染^[4]。而堆肥化处理蔬菜废弃物的减量化效果能达到30%~50%,且能够杀死病原菌、抑制释放恶臭气体,因此堆肥化作为无害化处理和利用蔬菜废弃物的有效方法越来越受到人们的关注^[5]。

由于蔬菜废弃物具有结构性差、含水率较高的特性,因此不适合进行直接堆肥。好氧堆肥的最适含水率为40%~70%^[6-7],结构性差且含水率高容易导致堆体厌氧^[8]。填充剂可以同时调节堆体的孔隙率和含水率,有研究用木屑、天然沸石等作为调理剂,均达到较好的堆肥效果^[9-11]。Wang等^[12]在污泥堆肥中添加陶粒,发现陶粒促进了有机物的降解和水分的去除。Deng等^[13]在畜禽粪便堆肥中使用火山石和陶粒填料,发现陶粒去除臭气、NH₃等有害气体的效果更好。陶粒为惰性材料,堆肥后不损耗,而且粒径大,易与腐熟的有机物料分离,便于回收。因此,可将陶粒作为结构调理剂应用到蔬菜废弃物堆肥中。

堆肥物料的初始C/N在20~40比较适宜。C/N过低,则微生物生长繁殖所需的能量来源受到限制,易导致堆体升温慢,且氮过量会以氨气的形式释放,加大氮损失^[14]。蔬菜废弃物因种类的不同而存在C/N差别,如番茄秸秆的C/N为15左右。杨冬艳等^[15]为探索蔬菜废弃物无害化利用途径,以番茄秸秆为研究对象,复配3种畜禽腐熟有机肥(鸡粪、牛粪、羊粪)进行联合堆肥,C/N在27且选用羊粪,堆肥后产品总养分含量最高,堆肥腐熟质量最佳。尾菜的C/N约为10.7,王哲^[16]研究了以尾菜为原料,木糖醇渣、菌渣等作为碳源调节C/N,发现尾菜占比为30%(C/N=24)的堆肥效果最好,随着蔬菜废弃物添加比例梯度增大(C/N降低),有机质降解速率降低且高温持续时间缩短。

城市农贸市场的蔬菜废弃物水分含量高,但又含有肥料所需的营养元素,应基于其典型组成的C/N特点,对其C/N进行调整,以确定合适的初始C/N条件。笔者构建了适合农贸市场蔬菜废弃物组成及结构特点的高温好氧堆肥系统,通过添加陶粒

来改善堆体的结构,增加物料之间的孔隙,并设定不同的初始C/N条件,分析C/N对陶粒强化蔬菜废弃物堆肥效果的影响,以期为优化城市农贸市场蔬菜废弃物的堆肥化工艺提供参考。

1 材料与方法

1.1 材料

试验于2023年8—12月在苏州科技大学环境科学与工程学院进行。试验材料中的包菜、莴笋皮以及玉米面均来自苏州某蔬菜批发市场,风干牛粪和陶粒均购买于淘宝。根据物料的C、N含量,利用玉米面来调节C/N,SP1、SP2、SP3和SP4设定的C/N分别为15、20、25和20。堆肥原材料基本理化性质如表1所示。

表1 堆肥材料的理化性质

Table 1 Physicochemical properties of composting materials

材料 Material	含水率 Moisture content/%	w(总碳) Total carbon content/ (g·kg ⁻¹)	w(总氮) Total nitrogen content/ (g·kg ⁻¹)	碳氮比 C/N
包菜 Cabbage	79	35.8	3.2	11.4
莴笋皮 Lettuce peel	52	34.8	3.5	10.1
牛粪 Cattle manure	7	28.6	2.4	12.0
玉米粉 Corn meal	9	46.7	0.5	97.3

注:含水率基于物料湿质量;总碳和总氮含量基于物料干质量。

Note: Moisture content was based on wet mass of material; Total carbon and total nitrogen content was based on dry mass of material.

1.2 堆肥试验装置与方法

堆肥反应器如图1所示,主体为50L的塑料桶,在底部和盖子上分别设置一个进气口和出气口,并在桶的底部放一个不锈钢架来承托堆肥材料,以保证底部通风均匀。然后在堆肥桶周围包裹保温材料,这样可以尽量减少外部环境温度对其产生的影响^[17]。

堆肥试验设置相同的通风量和初始含水率,共堆制4组不同的初始C/N,其编号为分别SP1、SP2、SP3和SP4,C/N分别为15、20、25和20。SP1~SP3均添加总质量15%的陶粒,SP4不添加。包菜、莴笋皮和牛粪为固定干质量配比3:5:1.6,SP1、SP2和SP3分别在以上混合材料中加入25%、44%和56%的玉米面(干质量)。堆体的初始含水率控制在60%,总质量控制在4.5~5.0kg。

试验开始前将包菜和莴笋皮剪碎至3~4 cm,并在晴天进行铺开晾晒来控制含水率。物料配比按照干质量进行配比,用玉米面和牛粪调节物料C/N,控制初始含水率在60%左右。分别在第1、3、6、10、

15、21、28、40天采用五点取样法,并对每个样品取3个平行样。每次取200 g湿样,取完样后进行混合,其中100 g鲜样存放于-20℃冰箱中,另外100 g湿样风干后用破碎机研磨并过80目样品筛,

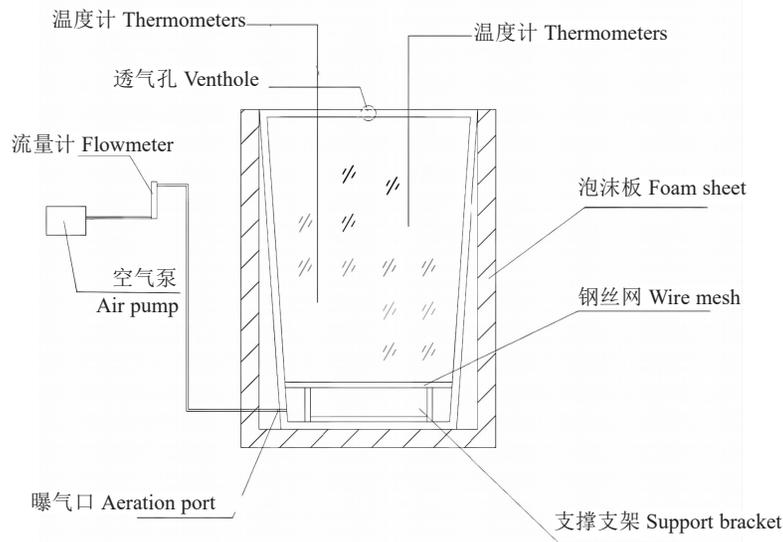


图1 堆肥装置结构示意图

Fig1. Schematic structure of composting device

保存在干燥的环境中^[18]。

1.3 测定指标与分析方法

每天上午和下午分别测量一次温度,并取平均值。含水率采用105℃烘干法^[17]。

取湿样10 g与去离子水按1 g:10 mL比例混合^[19],室温振荡60 min后过滤,获得浸提液(I)。浸提液(I)用来测定pH、EC值。用便携式pH计测定pH,用便携式电导率仪测定EC值。选用颗粒饱满、无破损的白菜种子测定种子发芽指数(germination index, GI):取10 mL浸提液浸润种子,在25℃恒温下避光培养48 h,测量种子发芽数量和根长,按照下式计算GI^[20]。以蒸馏水培养作为空白对照。种子发芽指数(GI)/%=(处理组种子发芽率×处理组根长)/(空白组种子发芽率×空白组根长)×100。

将浸提液(I)在8000 r·min⁻¹条件下离心8 min,再用0.45 μm滤膜过滤,获得浸提液(II)。浸提液(II)稀释2倍后用紫外分光光度计在波长465和665 nm处测吸光度A₄₆₅和A₆₆₅,A₄₆₅与A₆₆₅的比值记为E4/E6。浸提液(II)稀释100倍后按照《水质氨氮的测定 纳氏试剂分光光度法》^[21]对浸提液中的铵根离子含量进行测定。

用风干样品测定固体总有机碳(total organic

carbon, TOC)、总氮(total nitrogen, TN)含量。采用NY/T 525—2021《有机肥料》标准中的凯式定氮法测定总氮含量^[22],采用马弗炉灼烧法测定有机碳含量^[22],样品有机质含量(organic matter, OM)按下式计算。

$$w(\text{有机质})/\% = \frac{M_2 - M_3}{M_1} \times 100 + 0.477 \div 1.911$$

式中: M_1 为样品质量(g); M_2 为灼烧前样品+坩埚质量(g); M_3 为灼烧后样品+坩埚质量(g)。

1.4 数据处理

采用SPSS 25.0软件进行单因素方差分析和相关性分析,采用Origin 2017 Pro软件绘制变化趋势图。

2 结果与分析

2.1 堆肥过程中理化参数的变化

由表2和图2-A可知,没加陶粒的SP4组的堆体最高温度及高温时长低于其他3组,其升温4 d后开始降温,最高温度为53.6℃,50℃以上只有2 d,且堆体过度湿润、有恶臭味,堆肥过程没能顺利进行。而SP1~SP3都经历了明显的升温期、高温期、降温期,且升温速度快,1 d后进入高温期(>

表2 不同条件下堆体高温期的差异

Table 2 Differences in the high temperature period of the heap under different conditions

处理 Treatment	堆体最高温度 Maximum pile temperature/°C	达到最高温度时间 Time to max temperature/d	高温期持续时间 Duration of high-temperature period/d	超高温期持续时间 Duration of the ultra-high temperature period/d
SP1	57.0±0.34 ab	10	8	0
SP2	62.3±0.26 a	7	13	4
SP3	60.1±0.28 a	11	16	1
SP4	53.6±0.39 b	2	2	0

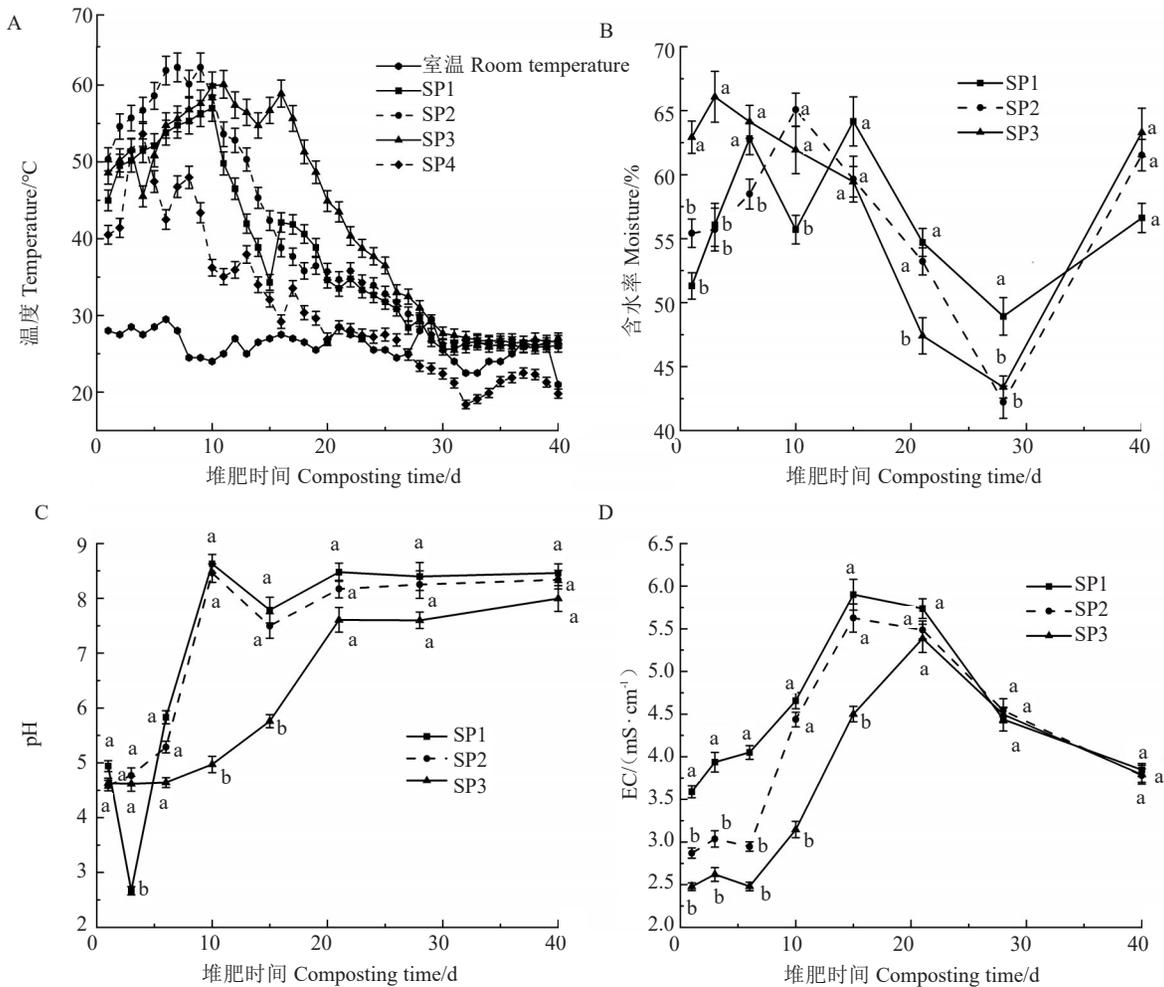
注:堆体温度>50~60 °C为高温期;堆体温度>60 °C为超高温期。不同小写字母表示在 0.05 水平差异显著。下同。

Note: High temperature period is the pile temperature >50-60 °C; Ultra-high temperature period is the pile temperature >60 °C. Different small letters indicate significant difference at 0.05 level. The same below.

50 °C), 3 组的高温期分别持续了 8、13 和 16 d。SP1~SP3 分别在第 10、7、11 天达到最高温度,分别为 57.0、62.3 和 60.1 °C。在加陶粒的 3 组中,SP2 升温最快且持续了 4 d 的超高温期(>60 °C),表明 C/N 为 20 的初始条件对微生物的活动最有利,更利于物料的快速降解转化。由于 SP4 升温失败,后续

的理化性质分析只针对 SP1~SP3。

如图 2-B 所示,3 组的含水率存在差异,SP1 含水率的波动最大,SP2 和 SP3 的含水率在前 28 d 变化趋势类似,先升高后降低。从整体上看,随着堆肥温度上升,堆体的含水率升高,3 组的最高含水率分别为 64.2%、65.1%、66.1%,降温期堆体的含水率



注:不同小写字母表示不同处理在 0.05 水平差异显著。

Note: Different small letters indicate significant difference among different treatments at 0.05 level. The same below.

图2 堆肥过程中理化参数的变化

Fig. 2 Changes of physical and chemical parameters during composting

逐渐降低,堆肥第 28 天,含水率分别降至 48.9%、42.2%、43.4%,SP1 的含水率显著高于其他两组,SP2 与 SP3 无显著差异。但最终堆体的含水率又升高,这主要是堆肥 28 d 到结束没有进行翻堆处理,导致了堆体水分积累。

如图 2-C 所示,各处理的 pH 都呈现先波动增加后稳定的变化趋势。蔬菜废弃物堆肥开始的 pH 较低,3 组都处于 4.5~5.0。SP1 和 SP2 的 pH 在前 10 d 快速增加,均在第 10 天达到最大值,分别为 8.63、8.46;而 SP3 处理在堆肥结束时才达到最大值。堆肥结束时,SP1~SP3 堆体的 pH 分别为 8.50、8.34、8.00,均符合我国 NY/T 525-2021《有机肥料》规定的 pH 范围^[23]。

如图 2-D 所示,各处理之间的电导率(EC)变化趋势类似,SP1 的电导率呈先上升后下降的趋势,而 SP2 和 SP3 呈升-降-升-降的趋势。堆肥结束时,3 组间无显著差异。3 组处理的 EC 值为 3.78~3.85 mS·cm⁻¹,小于 4.00 mS·cm⁻¹,各个处理的堆肥产品 EC 值均

符合堆肥腐熟的要求^[23]。

2.2 堆肥过程中碳氮元素含量的变化

由图 3 可以看出,3 个处理组的铵态氮(NH₄⁺-N)含量均呈现先波动上升后波动下降的趋势(图 3-A)。堆肥初期,随着堆体温度升高,NH₄⁺-N 含量上升。在高温期后,各组的 NH₄⁺-N 含量逐渐降低。其中 SP1 和 SP2 均在第 10 天左右 NH₄⁺-N 含量达到最大值,而 SP3 在 21 d 时 NH₄⁺-N 含量才达到最大值。堆肥结束后,3 个组的 NH₄⁺-N 含量(ρ)分别为 67.5、83.2、90.7 mg·L⁻¹,其中 SP1 组的 NH₄⁺-N 含量最低,显著低于 SP2 和 SP3。SP2 和 SP3 处理的总氮含量呈先升后降的趋势,SP1 呈升-降-升-降的趋势(图 3-B)。堆肥 21 d 之前,3 组的总氮含量不断升高,尤其在高温期快速升高,后期总氮含量小幅度下降。堆肥结束时,3 组处理的总氮含量(w)分别为 2.86%、3.10%、2.85%,较其初始值分别增加了 18%、42%、55%,说明 SP2 和 SP3 处理更有利于提高堆肥产品的总氮含量。如图 3-C

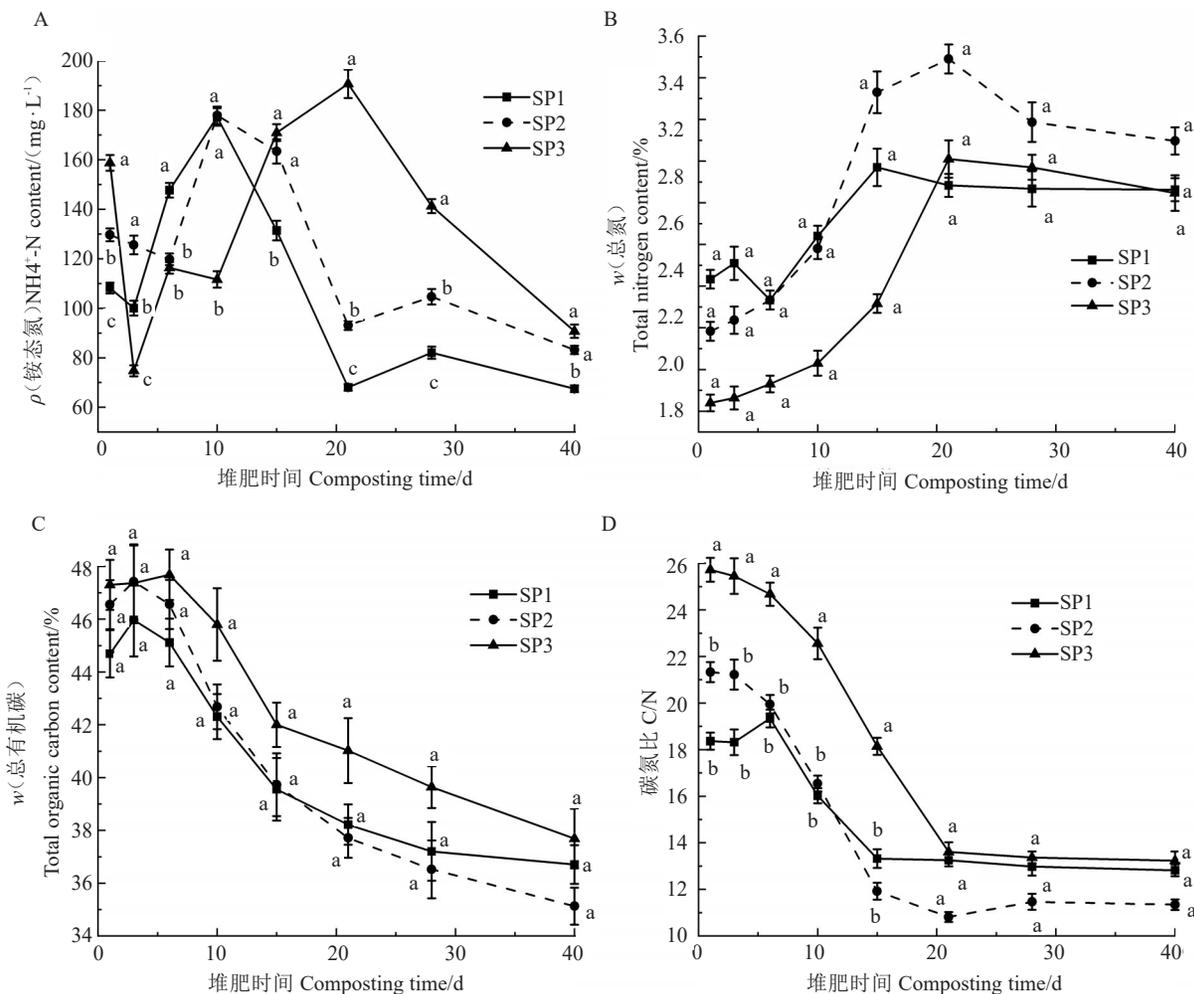


图 3 堆肥过程中碳氮元素含量的变化

Fig. 3 Changes of carbon and nitrogen content during composting

所示,各处理的总有机碳(TOC)含量呈先上升后下降的变化趋势,结合表3数据可知,堆肥结束时,SP2的有机质含量减少量显著高于另外2组,最终的TOC含量也最低,表明初始C/N为20条件下有机质的降解和稳定化程度最高。如图3-D所示,SP2和SP3的C/N比的变化趋势一致,随着堆肥进程呈下降的趋势,而SP1整体上呈降-升-降的趋势。堆肥第1天,3组处理的C/N为18.4、21.3、25.7。堆肥前中期3组的C/N快速降低,到了后期,物料的C/N下降缓慢。堆肥结束后,3组处理的C/N分别为12.8、11.3、13.2。研究认为,当堆肥C/N小于17时,堆肥达到腐熟,所以各组均达到腐熟要求^[24]。

表3 堆肥前后有机质含量变化
Table 3 Changes of organic matter content during composting

处理 Treatment	堆肥时间 Composting time/d	w(有机质) Organic matter content/%	有机质含量减少量 Decrease in organic matter content/%
SP1	1	84.93±0.05 a	15.26±0.04 b
	40	69.67±0.03 a	
SP2	1	88.48±0.03 a	21.82±0.02 a
	40	66.66±0.02 a	
SP3	1	89.91±0.04 a	18.37±0.03 b
	40	71.54±0.02 a	

2.3 堆肥过程中种子发芽指数(GI)和E4/E6的变化

如图4所示,3组处理的GI均呈前期波动、中后期提高的变化趋势。堆肥28d后,SP2和SP3处理的GI均超过80%,达到腐熟标准,最终GI分别为101.1%和91.4%,SP2和SP3处理的种子发芽指数无显著差异。SP1处理的最终GI为56.7%,显著

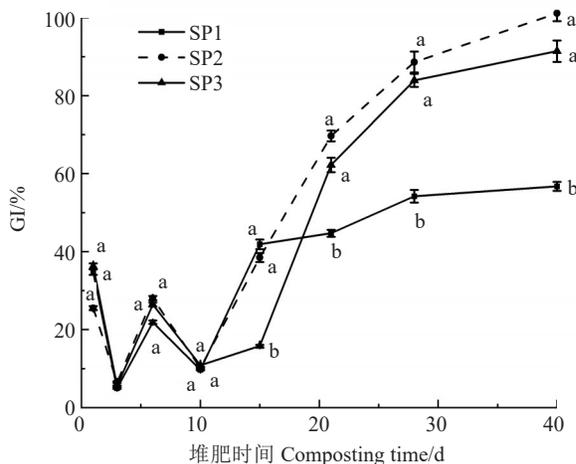


图4 堆肥过程中种子发芽指数(GI)的变化
Fig. 4 Changes of GI value during composting

低于其余2组,堆体产品基本腐熟,但未彻底腐熟;表明初始C/N为15的条件对蔬菜废弃物的堆肥过程不合适。由图5可知,3组处理的E4/E6呈先波动上升后下降的变化趋势,堆肥结束后,3组处理的E4/E6分别从2.42、2.16、2.22增加到6.15、5.82、6.04,说明堆体产品腐殖化程度较高。

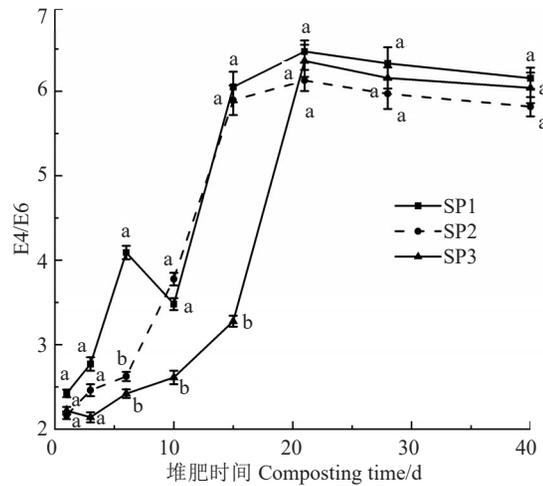


图5 堆肥过程中E4/E6的变化
Fig. 5 Changes of E4/E6 during composting

3 讨论与结论

3.1 C/N对蔬菜废弃物堆肥腐熟的影响

在堆肥过程中,堆肥温度至关重要,在合适的温度条件下,堆肥过程可以高效、快速和无害化。在本研究中,没添加陶粒的SP4堆肥未升温成功,这表明蔬菜废弃物的物料结构性差,不加结构调理剂堆肥过程不能顺利进行。陶粒可以增加物料的孔隙度,有利于氧气的扩散和吸收。而SP1~SP3升温速度快,且高温期持续8~16d,证明添加陶粒能较好地改善蔬菜废弃物的孔隙结构,有利于氧气的供应,可以满足有机物降解的氧气需求。同时温度也能够直接反映堆肥过程中有机物的降解速率和堆肥的无害化程度等^[25]。好氧堆肥要求温度在50以上持续5~7d,高温能杀灭物料中的致病菌、虫卵^[26],SP1~SP3均达到了此温度要求,且初始C/N为20对堆体中有机物的降解最有利。

控制堆体pH在适宜的范围内能极大地提高堆肥成功率^[27]。堆肥初期pH基本都小于5,这主要是微生物对易降解糖类等物质的分解产生的有机酸造成的^[28]。SP1和SP2在升温过程中,pH快速升高,这与物料中的有机氮被大量降解生成NH₃有关^[29]。SP1在第3天pH降至2.66,而SP3在10d

后 pH 才明显升高,反映出有机质降解过程中有机酸的积累,这对堆肥顺利进行是不利的,这与 SP1 和 SP3 两组的升温速度和堆体温度均低于 SP2 相呼应,均表明 C/N 为 15 和 25 均会造成蔬菜废弃物堆肥初期 pH 偏低(低于 6.5~8.5 的最优范围),对微生物活动不利。EC 值可以反映堆肥的含盐量,一般堆肥产品的 EC 值小于 $4.00 \text{ mS} \cdot \text{cm}^{-1}$ 时,对植物生长无毒害作用^[30]。本研究的 EC 值变化趋势与周顺等^[31]研究的变化趋势相似。堆肥开始后,随着堆体中的有机物不断降解,盐分被不断释放出来,同时堆肥质量开始损失,进而导致盐分浓缩,因此 EC 值开始升高。堆肥第 20 天至堆肥结束,随着温度的降低,堆体中的微生物释放矿物盐的速度变慢且后期腐殖酸等有机大分子逐渐生成^[32],导致 EC 值缓慢降低。

种子发芽指数(GI)可以反映堆肥的腐熟度,同时堆肥产品的植物毒性也可以通过 GI 来衡量^[33]。当 $\text{GI} \geq 50.0\%$ 时,堆肥产品对农作物基本没有毒性,堆肥基本腐熟^[19];当 $\text{GI} \geq 70.0\%$ 时,堆肥对农作物的毒性基本消失,达到腐熟标准^[34]。堆肥初期存在有机酸累积现象,不利于种子的发芽,因此初期的 GI 值低且变化波动大。在高温期,随有机质的降解, pH 上升, GI 值也随之上升。堆肥后期, SP2 和 SP3 处理的 GI 值显著高于 SP1,表明 C/N 为 15 的条件对堆肥过程不利,影响堆肥的最终腐熟。

E4/E6 是堆肥产品的水溶性有机物在波长 465 和 665 nm 两个吸光度下的比值,代表苯环 C 骨架的聚合程度,用于表征有机物的稳定性^[19]。研究认为,当堆肥 C/N 小于 17 时,堆肥达到腐熟,所以各组均达到腐熟要求^[35]。E4/E6 越小,说明有机质聚合程度越大^[36]。Li 等^[37]在研究中发现, E4/E6 值呈上升趋势,说明堆体的腐质化程度升高。因此在升温 and 高温期堆体腐质化程度升高。周玉等^[38]研究认为,翻堆对堆体 E4/E6 影响显著。在本研究中,在降温阶段对堆体翻堆次数减少,导致堆体的含水率上升,不利于有机酸向大分子腐殖酸的转化, E4/E6 有小幅下降。

3.2 C/N对蔬菜废弃物堆肥碳氮元素转化的影响

在堆肥化过程中,碳素和氮素是堆肥微生物的基本能量来源。堆体 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量与堆体的温度和 pH 息息相关^[39]。在升温 and 高温前期,堆体有机物快速矿化和氨化,产生 NH_3 溶于水生成 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ^[40], $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量急速上升;在高温和高 pH 的作用下氨化生成 NH_3 挥发^[41], $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量快速下降并趋于

平稳。其中 SP1 和 SP2 处理的堆体均在第 10 天左右处于高温前期, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量达到最大值;而 SP3 堆体在第 13 天温度达到最高并且高温期一直持续至第 18 天,因此 SP3 在第 21 天时 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量才达到最大值。足够的有机质含量确保了堆肥过程能够持续产热,并提供足够的营养物质供微生物分解有机质。在高温期,微生物活动加强,有机质分解导致大量的碳素以气体形式排出,所以 TOC 含量大幅度降低;进入腐熟阶段后,微生物活性减弱,有机质和 TOC(总有机碳)含量降幅减小。碳氮元素的转化决定了物料总氮含量和 C/N 的变化。衡量堆肥产品品质的重要标准之一就是总氮的含量。总体上看,3 组处理的总氮含量前期明显增加后期略降低。在堆肥前期,由于微生物活性强,干物质降解损失速率和碳素的损失率高于氮素损失速率,出现氮的浓缩效应使总氮含量升高, C/N 快速降低^[42]。在高温条件下,有机氮降解产生氨氮以氨的形式挥发造成氮损失,因此高温期后物料的总氮含量略降低, C/N 比下降缓慢。综合堆肥产品的总氮含量和较初始总氮的增加量, C/N 为 20 和 25 有利于提高堆肥产品的总氮含量。

综上所述,在添加陶粒的情况下,蔬菜废弃物的初始 C/N 为 20 和 25 时,堆肥均达到腐熟,而当 C/N 为 15 时,种子发芽指数仅为 56.7%,堆体未完全腐熟。与 SP1 相比, SP2 和 SP3 处理的最终总氮含量分别为初始值的 1.42、1.55 倍,均有利于提高堆肥产品的总氮含量,但 SP2 升温最快且超高温期长,有机质的降解率高达 21.82%。因此 C/N 为 20 的初始条件对微生物的活动最有利,更利于物料的快速降解转化。因此,在实际操作过程中,建议在蔬菜废弃物好氧堆肥中添加陶粒且控制初始 C/N 为 20,此条件不仅最有利于微生物活动,也更加有利于蔬菜废弃物快速降解转化。研究结果为蔬菜废弃物的资源化利用提供了新思路。

参考文献

- [1] WANG Z Y, LI D, GRUDA S N, et al. Fertilizer application rate and nutrient use efficiency in Chinese greenhouse vegetable production[J]. Resources, Conservation and Recycling, 2024, 203: 107431.
- [2] 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.
- [3] 韩雪,常瑞雪,杜鹏祥,等.不同蔬菜种类的产废比例及性状分析[J].农业资源与环境学报,2015,32(4):377-382.
- [4] 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.

- [5] 黄鼎曦,陆文静,王洪涛.农业蔬菜废物处理方法研究进展和探讨[J].环境污染治理技术与设备,2002,3(11):38-42.
- [6] NAKAYAMA A, NAKASAKI K, KUWAHARA F, et al. A lumped parameter heat transfer analysis for composting processes with aeration[J]. Journal of Heat Transfer-transactions of the Asme, 2007, 129(7):902-906.
- [7] LIN Y P, HUANG G H, LU H W, et al. Modeling of substrate degradation and oxygen consumption in waste composting processes[J]. Waste Management, 2008, 28(8):1375-1385.
- [8] 周亚文,张宇航,沈玉君,等.初始含水率对人粪厌氧堆肥腐熟及微生物群落结构变化的影响[J].环境工程学报,2022,16(12):4108-4120.
- [9] 肖祖飞,李刚,陈欣瑶,等.不同类型外加碳源对制药污泥堆肥过程中青霉素降解的影响[J].环境化学,2018,37(8):1728-1737.
- [10] ZORPAS A A, LOIZIDOU M. Sawdust and natural zeolite as a bulking agent for improving quality of a composting product from anaerobically stabilized sewage sludge[J]. Bioresource Technology, 2008, 99(16):7545-7552.
- [11] XIAO R, AWASTHI M K, LI R H, et al. Recent developments in biochar utilization as an additive in organic solid waste composting: A review[J]. Bioresource Technology, 2017, 246:203-213.
- [12] WANG X K, ZHENG G D, CHEN T B, et al. Application of ceramsite and activated alumina balls as recyclable bulking agents for sludge composting[J]. Chemosphere, 2019, 218:42-51.
- [13] DENG L H, XU J X, LI Y X, et al. Deodorization of the off-gas from livestock manure aerobic composting tank using biotrickling filters and its mechanism[J]. Biochemical Engineering Journal, 2022, 181:108409.
- [14] 程花,张红星,闫晖敏,等.沉水植物堆肥可行性研究[J].安徽农业科学,2015,43(29):258-259.
- [15] 杨冬艳,王丹,桑婷,等.番茄秸秆堆肥添加量对番茄幼苗生长及根系形态的影响[J].江西农业大学学报,2024,46(1):60-67.
- [16] 王哲.蔬菜废弃物不同混配比例对堆肥进程的影响及产品应用[D].山东泰安:山东农业大学,2020.
- [17] MEI J, JI K, SU L H, et al. Effects of FeSO₄ dosage on nitrogen loss and humification during the composting of cow dung and corn straw[J]. Bioresource Technology, 2021, 341:125867.
- [18] 吴梦婷.化学添加剂控制牛粪好氧堆肥氮损失效果的研究[D].江苏苏州:苏州科技大学,2021.
- [19] 陈活虎,何晶晶,吕凡,等.腐熟堆肥接种对蔬菜废物中高温好氧降解过程的影响[J].环境化学,2006(4):444-448.
- [20] YANG Y, WANG G Y, LI G X, et al. Selection of sensitive seeds for evaluation of compost maturity with the seed germination index[J]. Waste Management, 2021, 136:238-243.
- [21] 刘君,于月.纳氏试剂分光光度法测定氨氮前处理探讨及改进[J].山西化工,2024,44(3):62-63.
- [22] 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.
- [23] 中华人民共和国农业农村部.有机肥料:NY/T 525—2021[S].北京:中国农业出版社,2021.
- [24] 梅娟,段恩帅,苏良湖,等.过硫酸钾强化蔬菜废弃物好氧堆肥的通风速率优化及其微生物特征[J].江苏农业科学,2023,51(24):203-211.
- [25] 王权.添加剂对猪粪好氧堆肥过程的影响及其机制研究[D].陕西杨凌:西北农林科技大学,2018.
- [26] WANG Q, WANG Z, AWASTHI M K, et al. Evaluation of medicinal stone amendment for the reduction of nitrogen loss and bioavailability of heavy metals during pig manure composting[J]. Bioresource Technology, 2016, 220:297-304.
- [27] 姜新有,王晓东,周江明,等.初始pH值对畜禽粪便和菌渣混合高温堆肥的影响[J].浙江农业学报,2016,28(9):1595-1602.
- [28] 丁杰,郝艳,侯佳奇,等.接种抗酸化复合菌对餐厨废弃物堆肥酸化缓解及腐殖化的影响[J].环境科学研究,2016,29(12):1887-1894.
- [29] 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.
- [30] LI R H, WANG J J, ZHANG Z Q, et al. Nutrient transformations during composting of pig manure with bentonite[J]. Bioresource Technology, 2012, 121:362-368.
- [31] 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.
- [32] 郭振胜,张可意,冀薇,等.园林废弃物与污泥混合堆肥的理化性质变化规律研究[J].安徽农业科学,2023,51(20):57-62.
- [33] ZHAN Y B, ZHANG Z Y, MA T N, et al. Phosphorus excess changes rock phosphate solubilization level and bacterial community mediating phosphorus fractions mobilization during composting[J]. Bioresource Technology, 2021, 337:125433.
- [34] WANG G Y, KONG Y L, YANG Y, et al. Superphosphate, biochar, and a microbial inoculum regulate phytotoxicity and humification during chicken manure composting[J]. Science of the Total Environment, 2022, 824:153958.
- [35] WANG L X, LI Y X, PRASHER S O, et al. Organic matter, a critical factor to immobilize phosphorus, copper, and zinc during composting under various initial C/N ratios[J]. Bioresource Technology, 2019, 289:121745.
- [36] GRESSEL N, MCGRATH A E, MCCOLL J G, et al. Spectroscopy of aqueous extracts of forest litter. I: Suitability of methods[J]. Soil Science Society of America Journal, 1995, 59(6):1723-1731.
- [37] LI G, ZHU Q H, JIANG Z W, et al. Roles of non-ionic surfactant sucrose ester on the conversion of organic matters and bacterial community structure during composting[J]. Bioresource Technology, 2020, 308(prepublish):123279.
- [38] 周玉,赵晓松,李国学,等.翻堆工艺对0~15 mm垃圾堆肥腐熟度空间变异影响研究[J].农业环境科学学报,2009,28(6):1288-1292.
- [39] XU P, SHU L L, YANG Y Y, et al. Microbial agents obtained from tomato straw composting effectively promote tomato straw compost maturation and improve compost quality[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2024, 270:115884.
- [40] AWASTHI M K, WANG Q, HUANG H, et al. Influence of zeolite and lime as additives on greenhouse gas emissions and maturity evolution during sewage sludge composting[J]. Bioresource Technology, 2016, 216:172-181.
- [41] 刘龙,孔德国,周岭,等.生物炭粒径对猪粪好氧堆肥中养分影响[J].节水灌溉,2023(12):34-40.
- [42] 程丰.外源添加剂减少好氧堆肥过程氮素损失的效果研究[D].江苏无锡:江南大学,2021.