



文章栏目：固体废物处理与资源化

DOI 10.12030/j.cjee.202012047

中图分类号 X712

文献标识码 A

王霄, 徐素, 詹俊, 等. 农村有机固废两段式好氧协同堆肥效果分析[J]. 环境工程学报, 2021, 15(5): 1708-1715.

WANG Xiao, XU Su, ZHAN Jun, et al. Effect analysis of two-stage aerobic co-composting of rural organic solid wastes [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2021, 15(5): 1708-1715.

农村有机固废两段式好氧协同堆肥效果分析

王霄^{1,2}, 徐素^{1,2}, 詹俊^{1,2}, 马嘉伟^{1,2}, 刘俊新^{1,2}, 李琳^{1,2}, 郭雪松^{1,2,*}

1. 中国科学院生态环境研究中心环境水质学国家重点实验室, 北京 100085

2. 中国科学院大学, 北京 100049

第一作者: 王霄(1994—), 女, 硕士研究生。研究方向: 农村有机固体废弃物资源化。E-mail: Saner1520@163.com

*通信作者: 郭雪松(1976—), 男, 博士, 副研究员。研究方向: 水污染防治理论与技术。E-mail: gxs0122@rcees.ac.cn

摘要 针对农村剩余污泥、厨余垃圾、农作物秸秆堆肥资源化效率低的问题, 采用两段式好氧协同堆肥技术实现农村有机固废高效资源化, 以提高好氧堆肥效率。通过两段式好氧协同堆肥技术, 考察了堆肥的效果和设备利用率; 通过添加生物炭的方式, 探讨了生物炭对两段式好氧协同堆肥的影响。结果表明, 两段式好氧协同堆肥产品 31 d 完成腐熟, 堆体第 1 段发酵时间持续了 12~14 d, 堆体温度可高达 63~68 °C, 能够满足《粪便无害化卫生要求》(GB 7959-2012) 的要求, 其主体设备利用率提高了 50% 以上; 堆肥产品质量达到《有机肥标准》(NY 525-2012)、《生物有机肥标准》(NY 884-2004) 以及《城镇污水处理厂污泥处置园林绿化用泥质》(GB/T 23486-2009) 的相关规定; 生物炭的添加可使最高堆体温度提高 5 °C, 高温期延长 4 d, 总氮、总钾和总磷的损失率分别降低了 23%、16% 和 23%, 胡富比(H/F) 增加率提高了 50%, 腐殖质的损失率降低了 10%, 有机质降解率提高了 17%, 从而优化了堆肥过程和提高产品质量。该研究结果可为农村有机固废尤其是农村剩余污泥的就地资源化处理提供参考。

关键词 农村; 有机固体废物; 剩余污泥; 两段式好氧协同堆肥; 生物炭

据统计, 2018 年我国农作物秸秆产量约为 11.35×10^8 t^[1], 农村地区生活垃圾年产量约为 2.5×10^8 t。2017 年, 我国农村污水排放量大约为 214×10^8 t, 随着污水设施数量的逐年增加, 产生的剩余污泥已逐渐成为农村有机固废的一个重要组成部分^[2-3]。2020 年, 我国农村剩余污泥总量约为 1400×10^4 t^[4-5]。有机固废中含有大量的有机质及营养元素, 以剩余污泥为例, 除了含有大量有机质外, 还富含氮磷钾等营养物质, 若对其处理不当, 不仅对环境 and 人群造成危害, 也是对资源的浪费。因此, 农村有机固体废物的处理处置已成为亟待解决的难题。

近年来, 好氧堆肥作为一种能使固体废物转化为稳定有机肥料的资源化技术, 在有机固体废物的“减量化、无害化、资源化”处理方面已有诸多应用^[6]。有研究表明, 农村剩余污泥、有机垃圾和农作物秸秆在单独堆肥时, 由于初始含水率及 C/N 等堆肥控制指标的影响, 存在堆肥进程慢、肥效差的问题^[7]。在对农村固体废物的研究中发现, 农村剩余污泥、有机垃圾和农作物秸秆具有单个排放规模小、覆盖面大的特点, 城镇大范围内有机固废集中处理的方式不适合经济技术欠发达的农村地区^[8-9]。反应器式堆肥具有升温快、占地面积小、卫生性好、操作简便等优点, 但仍存在

收稿日期: 2020-12-11; 录用日期: 2021-01-11

基金项目: 水体污染控制与治理科技重大专项(2017ZX07102004-002); 国家自然科学基金资助项目(52041004)

设备利用率低、堆肥养分流失严重等问题^[10-11]。

补充添加剂能有效改善堆肥环境，增强微生物活性，强化营养物质保留，提高肥效^[12]。有研究发现，将生物炭作为堆肥补充添加剂，能够调节堆体结构、改善堆体环境、提高堆体中的微生物活性，对堆肥过程的优化有着重要的作用^[13-14]。

因此，针对农村有机固废的排放特征、单一堆肥的局限性以及反应器式堆肥效率低下、养分元素流失严重等问题，结合农村地区的技术经济条件，宜就地或小区域集中对农村有机固废进行两段式好氧协同堆肥资源化处理。本研究以农村污水处理设施的剩余污泥、农作物秸秆、厨余垃圾为原料，以生物炭为添加剂，将好氧堆肥一次发酵和二次发酵单元独立进行对比实验，探讨两段式好氧协同堆肥技术的可行性以及添加生物炭对堆肥效果的影响，以期为我国农村有机固体废物的处理和资源化利用提供参考。

1 材料与方法

1.1 实验原料

堆肥实验在江苏省常熟市进行，原料基本性质及来源见表1。生物炭原料为玉米秸秆，来自南方某农产品加工厂，其制备步骤为：原料在105℃下烘干至恒重；之后，粉碎过40目筛；最后在管式炉内550℃慢速热裂解。

表1 堆肥原料基本理化性质及来源

堆肥原料	含水率/%	TC/(g·kg ⁻¹)	TN/(g·kg ⁻¹)	C/N	来源
剩余污泥	49	443.90	32.00	13.90	农村污水处理设施剩余污泥
厨余细渣	34	490.37	51.60	9.51	厨余垃圾除油后有机固形物
秸秆	10	845.50	15.60	54.20	农产品加工厂玉米秸秆

1.2 实验装置

两段式好氧协同堆肥装置如图1所示，主要由一次发酵单元(PVC材质，有效容积135 L)、二次发酵单元(PVC材质，内部尺寸为2 m×1 m×1 m)、曝气单元等组成。

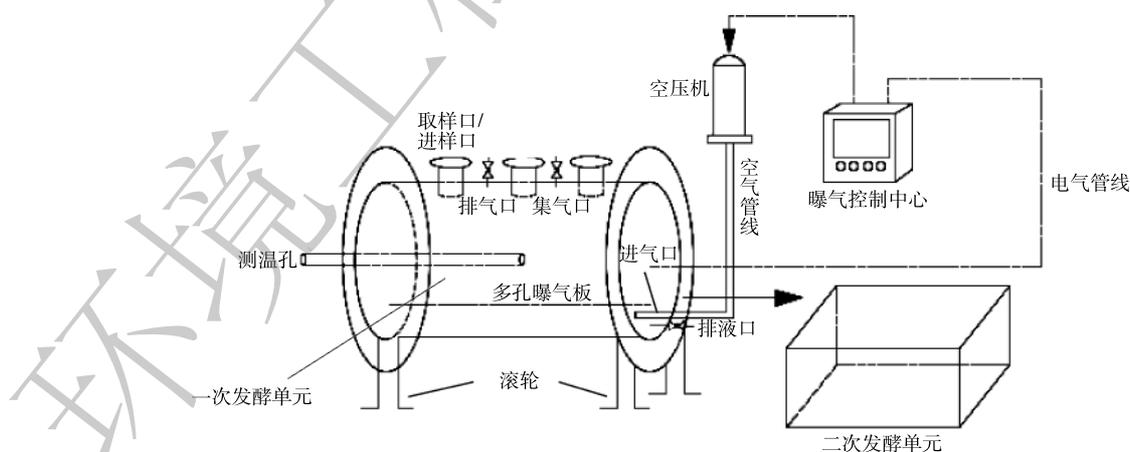


图1 两段式好氧协同堆肥装置示意图

Fig. 1 Schematic diagram of two-stage aerobic co-composting device

1.3 实验方法

本实验共设置2组不同堆肥处理，对照组不添加生物炭，实验组生物炭添加量为堆肥原料的

12%^[13], 每组处理设置3个重复。堆肥混合原料初始含水率为60%, C/N为25。物料配比根据质量守恒定律计算, 具体配比为: 剩余污泥(7.73 kg)+厨余细渣(2.72 kg)+秸秆(6.98 kg)+水(12.57 kg)。对照组不添加生物炭, 实验组添加3.6 kg生物炭。

堆肥原料按配比混合均匀后, 进料至一次发酵单元, 采用间歇式曝气方式(曝气5 min, 停曝20 min, 曝气量设置为升温期 $4\text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ 、高温期 $6\sim 10\text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$)在一次发酵单元中完成高温发酵, 翻堆频率为 $3\sim 5\text{ d}\cdot\text{次}^{-1}$; 之后, 再将一次发酵产物进料至二次发酵舱内, 继续采用间歇式曝气方式(曝气5 min, 停曝20 min, 曝气量设置为 $4\text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$)进一步腐熟发酵, 翻堆频率为 $7\text{ d}\cdot\text{次}^{-1}$ 。整个堆肥过程中利用蒸馏水维持含水率在60%左右。分别在堆肥的第0、1、3、5、7、9、11、13、15、19、23、27、31天取样, 每组实验每次取样量为50 g, 取样后置于 $4\text{ }^{\circ}\text{C}$ 冰箱冷藏待测。堆肥实验开始和结束时分别对堆料称重。

1.4 分析方法

温度采用温湿度记录仪(RC-4HA/RC-4HC, 江苏省精创电气股份有限公司)实时监测堆心温度, 记录间隔为1 h; 有机质采用重量法^[15]测定; 总氮采用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法^[15]测定; 总磷采用氢氧化钠熔融后钼锑抗分光光度法^[15]测定; 总钾采用常压消解后火焰原子吸收分光光度法^[15]测定; 腐殖质采用焦磷酸钠—氢氧化钠提取重铬酸钾氧化法容量法^[16]测定; pH采用玻璃电极法^[15]测定; 电导率(EC)采用电极法^[17]测定; 含水率采用重量法^[15]测定。

2 结果与讨论

2.1 堆肥过程中堆体温度的变化

堆肥过程中堆体温度变化如图2所示。从图2可以看出, 在整个堆肥过程中, 实验组和对照组一次发酵和二次发酵阶段温度差异较为明显, 实验组一次发酵阶段为14 d; 对照组一次发酵阶段为12 d。采用本研究的两段式好氧协同堆肥工艺, 可降低堆料在一次发酵阶段设备中的停留时间, 设备利用率提高了50%以上(对应31 d堆肥周期与为期12~14 d的一次发酵阶段)。同时, 生物炭的添加亦加快了堆肥进程。其中, 对照组仅5 d就进入高温期, 最高堆温达到 $63\text{ }^{\circ}\text{C}$, 高温期持续8 d; 实验组3 d进入高温期, 最高堆温达到 $68\text{ }^{\circ}\text{C}$, 高温期持续12 d。相较对照组, 实验组提前2 d进入高温期, 最高堆温提高了 $5\text{ }^{\circ}\text{C}$, 高温期延长了4 d。可见, 生物炭的添加使得堆体高温期延长, 升温更为迅速。这可能是因为, 生物炭为堆体中的微生物提供了良好的生存环境, 提高了微生物活性, 从而优化了堆肥过程^[18-19]。

2.2 堆肥过程中有机质含量的变化

堆肥过程中有机质含量的变化如图3所示。从图3可以看出, 对照组和实验组有机质含量均持续降低并在中后期趋于稳定。实验组和对照组有机质初始含量分别为98%和99%; 实验结束时, 实验组和对照组有机质含量分别为75%和80%。实验组和对照组初始含水率均为60%, 初始进料量分别为33.60和30.00 kg; 堆肥结束时, 实验组和对照组含水率分别为42.7%和43.3%, 物料量分别为13.44和13.50 kg, 分别减重60%和55%。因此, 实验组和对照组初始有机质总量分别为13.17和11.88 kg, 第31天时有机质总量分别为5.78和6.12 kg; 实验组和对照组的有机质降解

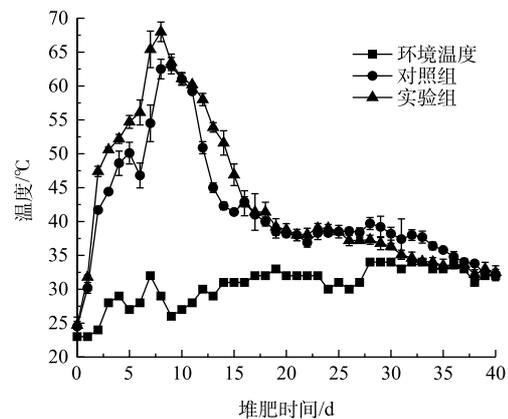


图2 堆肥过程中堆体温度变化

Fig. 2 Changes of pile temperature during composting

量分别为 7.39 和 5.76 kg, 降解率分别为 56% 和 48%。可见, 相较对照组, 生物炭的添加, 提高了堆肥过程中 17% 的有机质降解率。堆肥前期有机质含量丰富, 被快速分解, 但随着堆肥进程的推进, 易降解有机物逐渐减少, 因此有机质降解速率变缓, 含量趋于稳定^[20]。

2.3 堆肥过程中养分物质含量的变化

1) 总氮。堆肥过程中总氮含量变化如图 4 所示。从图 4 可以看出, 在整个堆肥过程中, 总氮浓度逐渐升高。实验组和对照组总氮初始含量分别为 34.88 和 35.84 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$; 到第 31 天时, 实验组和对照组总氮浓度分别为 48.87 和 41.78 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。实验组和对照组初始总氮绝对量分别为 468.79 和 430.08 g, 第 31 天时总氮绝对量分别为 376.30 和 319.62 g。因此, 实验组和对照组氮损失量分别为 92.49 和 110.46 g, 对照组和实验组的总氮损失率分别为 26% 和 20%, 可见, 相较对照组, 实验组的氮素损失率降低了 23%。生物炭的添加有效减少了堆肥过程中氮素的损失。

2) 总磷。堆肥过程中总磷含量的变化如图 5 所示。从图 5 可以看出, 2 组处理在堆肥过程中的总磷含量总体均呈上升趋势, 并且在堆肥后期含量逐渐稳定。实验组和对照组总磷初始含量分别为 3.05 和 3.00 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 到第 31 天时, 实验组和对照组总磷含量分别为 4.40 和 3.70 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。实验组和对照组初始磷总量分别为 41.00 和 36.00 g, 第 31 天时磷总量分别为 34.06 和 28.19 g, 实验组和对照组整个堆肥过程磷总量分别减少 6.94 和 7.81 g, 损失率分别为 17% 和 22%。总磷不会通过挥发而减少, 因此, 堆肥过程中其绝对量变化较小, 磷的减少与堆肥过程中渗滤液的产生以及堆料的减重有关^[21]。实验组的总磷损失率相较对照组降低了 23%, 这是因为, 生物炭的添加有效减少了渗滤液的产生, 从而降低了总磷的流失, 促进了堆肥过程中养分物质的保留。

3) 总钾。堆肥过程中总钾含量的变化如图 6 所示。从图 6 可以看出, 2 组处理堆肥过程中的总钾含量总体均呈上升趋势。实验组和对照组初始总钾含量分别为 14.05 和 14.95 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 到第 31 天时, 实验组和对照组总钾含量分别为 20.51 和 19.10 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。实验组和对照组初始钾总量分别为 188.83 g 和 179.40 g, 第 31 天时钾总量分别为 158.74 和 145.54 g, 整个堆肥过程钾总量分别减少

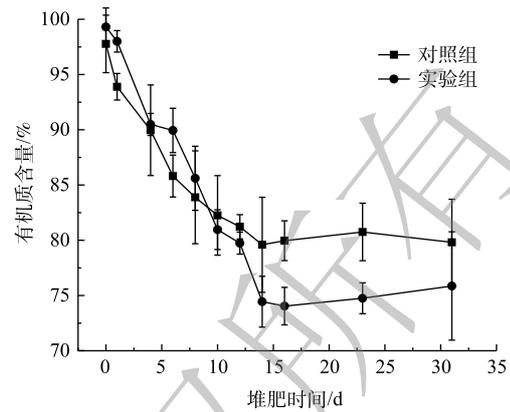


图 3 堆肥过程中的有机质含量变化

Fig. 3 Changes of organic matter content during composting

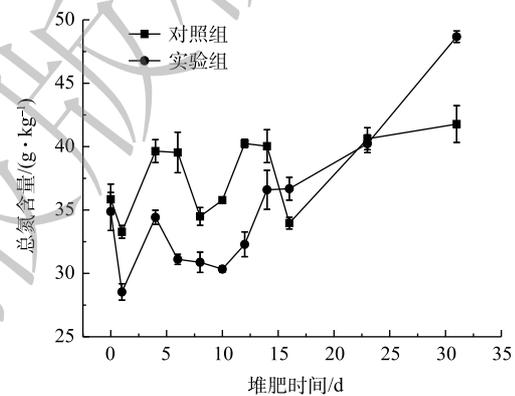


图 4 堆肥过程中的总氮含量变化

Fig. 4 Changes of total nitrogen during composting

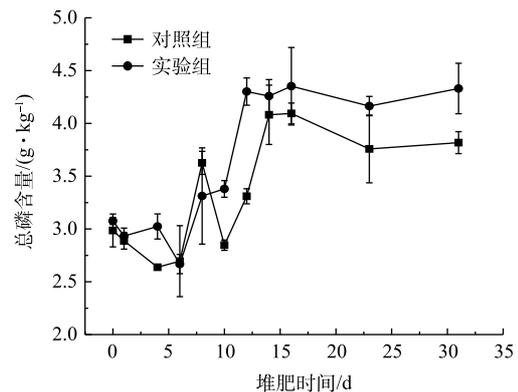


图 5 堆肥过程中总磷含量变化

Fig. 5 Changes of total phosphorus content during composting

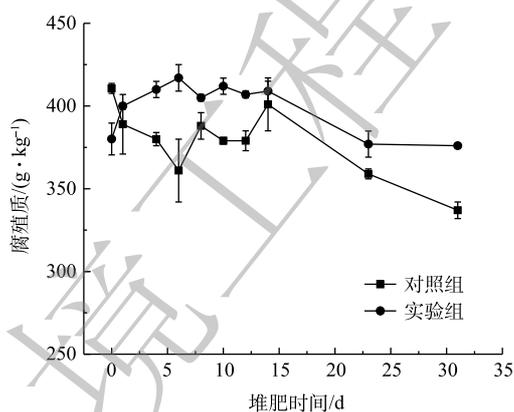
30.09 和 33.86 g, 实验组和对照组的总钾损失率分别为 16% 和 19%。可以看出, 生物炭的添加减少了 16% 的总钾损失率, 有效促进了堆肥过程中钾养分的保留。

2.4 堆肥过程中腐殖质含量的变化

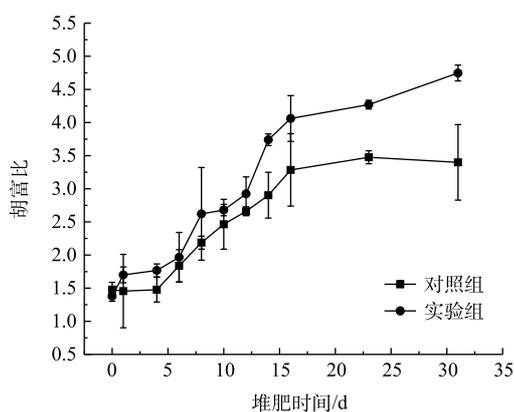
在堆肥过程中, 腐殖质的合成主要是由于微生物对堆肥原料中有机质的不断分解, 使得有机质转化为稳定的腐殖质^[22]。富里酸和胡敏酸是腐殖质中的重要组成部分, 其比值为胡富比 (H/F), 该指标能够有效表征堆肥的腐殖化程度^[23-25]。堆肥过程中腐殖质含量的变化如图 7(a)

所示。由图 7(a) 可以看出, 在整个堆肥过程中, 腐殖质含量变化较小。对照组和实验组初始腐殖质含量分别为 410.677 和 380.10 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 总量分别为 4.937 和 5.11 kg。随着堆肥的进行, 腐殖质含量逐渐降低, 到第 31 天时, 对照组和实验组腐殖质含量分别为 337.00 和 376.00 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 总量分别为 2.57 和 2.91 kg。可见, 整个过程中对照组腐殖质总量减少了 2.36 kg, 实验组减少了 2.20 kg, 对照组和实验组的腐殖质损失率分别为 48% 和 43%。这表明, 生物炭的添加减少了 10% 的腐殖质损失率, 促进了堆肥过程中腐殖质的转化和积累。

堆肥过程中的胡富比变化如图 7(b) 所示。从图 7(b) 可以看出, 2 组处理的胡富比整个堆肥过程均大于 1 且呈上升趋势。实验组和对照组初始的 H/F 分别为 1.38 和 1.48, 第 31 天时, 实验组和对照组 H/F 分别为 4.75 和 3.40。可见, 堆肥结束时实验组和对照组的 H/F 分别是初始 H/F 的 3.44 倍和 2.30 倍。这说明, 在整个堆肥过程中, 2 组堆肥处理的腐殖化程度在不断增高。而且, 实验组由于生物炭的添加, 促进了胡敏酸的合成, 提高了 50% 的 H/F 增加率, 加快和优化了堆肥产品的腐殖化程度。



(a) 腐殖质含量变化



(b) 胡富比变化

图 7 堆肥过程中腐殖质含量及胡富比变化

Fig. 7 Changes of humus content & H/F ratio during composting

2.5 堆肥产品质量评价

1) 无害化评价。有机固废中含有大量的致病菌、寄生虫和病毒等, 会直接影响堆肥产品的安全性, 进而抑制植物生长。堆肥高温期可以有效杀死大部分致病微生物, 实现堆肥产品的无害化^[26]。我国《粪便无害化卫生要求》(GB 7959-2012)^[27] 规定: 人工堆肥的堆体高温期温度 $\geq 50\text{ }^{\circ}\text{C}$ 的时间

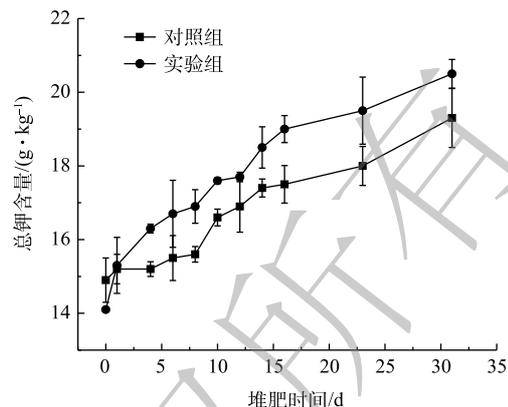


图 6 堆肥过程中总钾含量变化

Fig. 6 Changes of total potassium content during composting

须至少持续 10 d, $\geq 60\text{ }^{\circ}\text{C}$ 的时间须至少持续 5 d; 机械堆肥的堆体高温期温度 $\geq 50\text{ }^{\circ}\text{C}$ 的时间须至少持续 2 d。本研究的两段式好氧协同堆肥工艺为机械式堆肥。表 2 为堆肥实验一次发酵阶段温度的变化特征。从表 2 可以看出, 按照机械堆肥的要求, 实验组和对照组均达到了无害化卫生要求。这说明, 本研究的两段式高温好氧协同堆肥工艺实现了堆肥产品的无害化。实验组 $50\text{ }^{\circ}\text{C}$ 以上的温度维持了 12 d, $60\text{ }^{\circ}\text{C}$ 以上的温度维持了 5 d, 达到了无害化卫生要求; 对照组 $50\text{ }^{\circ}\text{C}$ 以上的温度维持了 8 d, $60\text{ }^{\circ}\text{C}$ 以上的温度维持了 3 d。可见, 生物炭的添加促进了堆肥产品的无害化程度。

2) 堆肥产品肥效。有机质和氮磷钾作为堆肥产品的重要养分组成, 能够有效提高土壤肥效, 促进植物生长, 因而是表征堆肥产品肥效、评价堆肥产品质量的重要指标。含水率、pH 以及电导率作为堆肥过程中的重要影响因素, 可直接或间接影响堆肥产品的土地利用效果^[28]。目前, 专门针对农村剩余污泥堆肥及堆肥相关产品质量的评价体系尚不健全, 现有的堆肥相关产品标准以及技术标准以生活垃圾、农业废弃物以及畜禽粪便等为主^[29]。本研究采用国内已有的《有机肥标准》(NY 525-2012)^[30]、《生物有机肥标准》(NY 884-2004)^[31]、《有机无机复混肥标准》(GB 18877-2009)^[32]及《城镇污水处理厂污泥处置园林绿化用泥质》(GB/T 23486-2009)^[33]对堆肥的相关产品质量技术指标进行对比评价。

表 3 为堆肥产品肥效与相关标准的对比结果。从表 3 可以看出, 本研究所得的堆肥产品总养分含量(TN+P₂O₅+K₂O)未达到《有机无机复混肥标准》(GB 18877-2009); pH 未达到《城镇污水处理厂污泥处置园林绿化用泥质》(GB/T 23486-2009)碱性土壤的使用标准。本实验研究得到的堆肥产品质量达到了《有机肥标准》(NY 525-2012)、《生物有机肥标准》(NY 884-2004)以及《城镇污水处理厂污泥处置园林绿化用泥质》(GB/T 23486-2009)对相关技术指标的规定。

表 3 堆肥产品肥效与相关标准的对比

Table 3 Comparison of fertilizer efficiency of compost products and related standards

堆肥产品及 相关标准	有机质 (干基)/%	总养分(TN+P ₂ O ₅ + K ₂ O)(干重)/%	pH	电导率/ (mS·cm ⁻¹)
《有机肥标准》(NY 525-2012) ^[30]	≥ 45	≥ 5.0	5.5~8.5	<5
《生物有机肥标准》(NY 884-2004) ^[31]	≥ 25	≥ 5.0	5.5~8.5	—
《有机无机复混肥标准》(GB 18877-2009) ^[32]	≥ 20	≥ 15	3.0~8.0	—
《城镇污水处理厂污泥处置园林绿化用泥质》 (GB/T 23486-2009) ^[33]	≥ 25	≥ 3	6.5~8.5 5.5~7.8	<20
本研究实验组	75	7.8	8.3	1.85
本研究对照组	80	6.6	8.4	1.83

3 结论

1) 两段式好氧协同堆肥工艺可实现农村污水处理设施剩余污泥和其他有机固体废弃物的堆肥资源化处理: 实验组和对照组均 31 d 实现腐熟, 堆体一次发酵阶段持续了 12~14 d, 最高温度达到 63~68 $^{\circ}\text{C}$, 提高了 50% 以上的设备利用率。

2) 堆肥过程达到了《粪便无害化卫生要求》(GB 7959-2012)对高温期温度和维持时间的规定, 且生物炭的添加促进了堆肥产品的无害化程度。

3) 堆肥产品达到了部分标准对有机质、总养分、pH、电导率等相关技术指标的规定,产品肥效符合《有机肥标准》(NY 525-2012)、《生物有机肥标准》(NY 884-2004)以及《城镇污水处理厂污泥处置园林绿化用泥质》(GB/T 23486-2009)。

4) 生物炭的添加可强化堆肥工艺的优化。相较未添加生物炭的对照组,实验组提前进入高温期,提高了最高堆温并延长了高温期;提高了氮、磷、钾等养分元素的保留;促进了富里酸的降解以及胡敏酸的合成,促进了有机质的降解以及腐殖质的转化和积累。

参考文献

- [1] 中国市场调研在线. 2020-2026年中国秸秆综合利用行业市场前景规划及投资策略研究报告 [EB/OL]. [2020-11-30]. <http://www.cninfo360.com/yjbg/nyhy/rq/20200825/1426232.html>, 2020.
- [2] 管冬兴, 邱诚. 农村生活垃圾问题现状及对策探讨[J]. *中国资源综合利用*, 2008(8): 29-31.
- [3] 邹敦强, 毛正荣, 胡玉英, 等. 农村有机固体废弃物资源化利用与农村沼气工程[J]. *能源与环境*, 2010(3): 49-50.
- [4] 国家统计局农村社会经济调查司. 中国农村统计年鉴[M]. 北京: 中国统计出版社, 2019.
- [5] 国家统计局. 中国统计年鉴[M]. 北京: 中国统计出版社, 2019.
- [6] BERNAL M P, PAREDES C, SÁNCHEZ-MONEDERO M A, et al. Maturity and stability parameters of composts prepared with a wide range of organic wastes[J]. *Bioresource Technology*, 1998, 63(1): 91-99.
- [7] 颜瑾. 农村不同类型有机固体废弃物混合堆肥配比优化[J]. *环境工程学报*, 2018, 12(7): 2106-2113.
- [8] 杨德利, 吴天强, 高健, 等. 农村固体废物处理现状与对策[J]. *绿色科技*, 2018(24): 1-4.
- [9] 李傲, 徐明杰, 曲波, 等. 基于分区曝气工艺的单户型一体化乡村污水处理设备的性能评估[J]. *环境工程学报*, 2018, 12(2): 566-571.
- [10] 汤世玉, 童毅, 赵社行, 等. 分选垃圾、菜市场垃圾和腐熟污泥混合堆肥过程中氮素转化和损失研究[J]. *环境污染与防治*, 2018, 40(9): 992-996.
- [11] 黄川, 黄珊, 李家祥, 等. 不同堆肥方式对鸡粪与秸秆混合堆肥效果[J]. *环境工程学报*, 2013, 7(10): 4090-4096.
- [12] 李国学, 李玉春, 李彦富, 等. 固体废物堆肥化及堆肥添加剂研究进展[J]. *农业环境科学学报*, 2003, 22(2): 252-256.
- [13] 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.
- [14] 刘宁, 周嘉良, 马双双, 等. 生物炭对鸡粪好氧堆肥主要氮素形态含量影响与保氮机制[J]. *农业机械学报*, 2016, 47(12): 233-239.
- [15] 中华人民共和国住房和城乡建设部. 城市污水处理厂污泥检验方法: CJ/T 221-2005[S]. 北京: 中国标准出版社, 2006.
- [16] 中华人民共和国农业农村部. 土壤腐殖质组成的测定: NY/T 1867-2010[S]. 北京: 中国农业出版社, 2010.
- [17] 中华人民共和国生态环境部. 土壤电导率的测定: HJ 802-2016[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2016.
- [18] 张海滨, 孟海波, 沈玉君, 等. 好氧堆肥微生物研究进展[J]. *中国农业科技导报*, 2017, 19(3): 1-8.
- [19] HE X Q, YIN H J, HAN L J, 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*, 2018, 271: 375-382.
- [20] 廖磊, 熊峰, 周月明, 等. 农业废弃物堆肥碳素动态转化规律及其在柑橘园的施用效果[J]. *湖北农业科学*, 2020, 59(2): 30-36.
- [21] VANDECASTEELE B, SINICCO T, D'HOSE T, et al. Biochar amendment before or after composting affects compost quality and N losses, but not P plant uptake[J]. *Journal of Environmental Management*, 2016, 168: 200-209.
- [22] DIAS BRUNO O, SILVA CARLOS A, HIGASHIKAWA FABIO S, et al. Use of biochar as bulking agent for the composting of poultry manure: Effect on organic matter degradation and humification[J]. *Bioresource Technology*, 2010, 101(4): 1239-

1246.

- [23] SOLAIMAN Z M, YANG H, ARCHDEACON D, et al. Humus-rich compost increases lettuce growth, nutrient uptake, mycorrhizal colonisation, and soil fertility[J]. *Pedosphere*, 2019, 29(2): 170-179.
- [24] 李孟婵, 张鹤, 杨慧珍, 等. 不同原料好氧堆肥过程中碳转化特征及腐殖质组分的变化[J]. *干旱地区农业研究*, 2019, 37(2): 81-87.
- [25] WANG C, TU Q P, DONG D, et al. Spectroscopic evidence for biochar amendment promoting humic acid synthesis and intensifying humification during composting.[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2014, 280: 409-416.
- [26] 康军. 杨凌城市污泥高效好氧堆肥研究[D]. 杨凌: 西北农林科技大学, 2012.
- [27] 中华人民共和国卫生部. 粪便无害化卫生标准: GB 7959-2012[S]. 北京: 中国标准出版社, 2012.
- [28] 沈玉君, 李冉, 孟海波, 等. 国内外堆肥标准分析及其对中国的借鉴启示[J]. *农业工程学报*, 2019, 35(12): 265-271.
- [29] DIAZ L F, SAVAGE G M, EGGERTH L L, et al. Chapter 4 Factors that affect the process[J]. *Waste Management*, 2007, 8: 49-65.
- [30] 中华人民共和国农业农村部. 有机肥标: NY 525-2012[S]. 北京: 中国农业出版社, 2012.
- [31] 中华人民共和国农业农村部. 生物有机肥标准: NY 884-2004[S]. 北京: 中国农业出版社, 2004.
- [32] 中华人民共和国国家市场监督管理总局. 有机无机复混肥标准: GB 18877-2009[S]. 北京: 中国标准出版社, 2009.
- [33] 中华人民共和国国家市场监督管理总局. 城镇污水处理厂污泥处置园林绿化用泥质: GB/T 23486-2009[S]. 北京: 中国标准出版社, 2009.

(责任编辑: 金曙光)

Effect analysis of two-stage aerobic co-composting of rural organic solid wastes

WANG Xiao^{1,2}, XU Su^{1,2}, ZHAN Jun^{1,2}, MA Jiawei^{1,2}, LIU Junxin^{1,2}, LI Lin^{1,2}, GUO Xuesong^{1,2,*}

1. State Key Laboratory of Environmental Aquatic Chemistry, Research Center for Eco-Environmental Science, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China

2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China

*Corresponding author, E-mail: gxs0122@rcees.ac.cn

Abstract Aiming at the demand for the treatment and disposal of excess surplus sludge, kitchen waste, and crop straw produced by rural sewage treatment and the low efficiency of composting resources, two-stage aerobic co-composting technology was adopted to realize the efficient resource utilization of rural organic solid wastes to improve aerobic composting efficiency. Through the two-stage aerobic cooperative composting technology, the effects of composting and equipment utilization were investigated. By adding biochar, the influence of biochar on the two-stage aerobic cooperative composting was discussed. The results show that the two-stage aerobic co-composting was completed in 31 days, with the first fermentation time lasted for 12~14 days and the temperature of the compost could reach 63~68 °C, which met the Hygienic Requirements for Harmless Disposal of Night Soil (GB 7959-2012). The utilization rate of main equipment increased by more than 50%. The quality of composting products reached the “Organic Fertilizer Standard” (NY 525-2012), Bio-Organic Fertilizer Standard (NY 884-2004) and Disposal of Sludge From Municipal Wastewater Treatment Plant—Quality of Sludge Used in Gardens or Parks (GB/T 23486-2009). The addition of biochar could rise the maximum temperature of compost by 5 °C, prolong the high temperature period by 4 days, decrease the loss rate of total nitrogen, total potassium and total phosphorus by 23%, 16% and 23% respectively, promote the increase rate of H/F ratio by 50%, decrease the loss rate of humus by 10%, enhance the degradation rate of organic matter by 17%, which optimized the composting process and improved the product quality. The research results can provide reference for the on-site resource treatment of rural organic solid wastes, especially rural excess sludge.

Keywords rural area; organic solid wastes; excess sludge; two-stage aerobic co-composting; biochar