

曾凡, 孙淇, 张竣, 等. 通沟污泥与园林垃圾好氧堆肥作为绿肥基质的探索[J]. 净水技术, 2025, 44(6): 148–156.

ZENG F, SUN Q, ZHANG J, et al. Exploration of aerobic composting of sewer sludge and garden solid wastes for green manure substrates [J]. Water Purification Technology, 2025, 44(6): 148–156.

通沟污泥与园林垃圾好氧堆肥作为绿肥基质的探索

曾凡^{1,2,*}, 孙淇¹, 张竣³, 杨森⁴, 郑涛², 王明洪², 韩冰⁴

(1. 南京工程学院环境工程学院, 江苏南京 211167; 2. 江苏筑原生物科技有限公司, 江苏南京 211167; 3. 生态环境部南京环境科学研究所, 江苏南京 211167; 4. 南京工程学院先进工业技术研究院, 江苏南京 211167)

摘要 【目的】随着“双碳”战略的推行,资源循环利用成为构建低碳社会和实现“碳达峰”“碳减排”愿景的重要举措。通沟污泥和园林垃圾产生量和存储量巨大,需要进行妥善处置,是城市生态污染治理的难点。文章探究利用通沟污泥和园林有机固废为原材料制备园林绿肥基质的可行性。【方法】试验由小试和中试组成,小试中通沟污泥(m_c)与园林垃圾(m_y)按照质量比为1:0.6、1:0.8、1:1、1:1.2、1:1.4的配比进行混合分装,并按照是否加入0.5%的复合微生物菌剂分成2组,通过对样品的总质量、含水率、EC值、pH进行监测,探究最佳原料配比条件。基于小试结果,中试调控初始温度和搅拌条件,通过样品速效养分和种子发芽率检验绿肥基质产品质量。【结果】经实验室小试试验和中试设备现场试验验证,在通沟污泥和园林固废合适质量配比为1:1.2,添加0.5%的EM菌剂和初始加热至45℃的优化条件下,2周后堆肥产品的有机质含量达到23.43%,铵态氮、有效磷和速效钾的质量分数分别为32.2、251.7 mg/kg和970.3 mg/kg,种子发芽指数达到82.15%。【结论】试验结果表明,添加菌剂且提供初始温度为45℃能促进有机质的加速分解,促进堆肥更快地腐熟,搅拌对促进堆肥原料稳定的作用不明显。通沟污泥和园林垃圾好氧堆肥基本实现了生产园林绿肥基质的闭环资源化处置目标。

关键词 通沟污泥 园林垃圾 好氧堆肥 绿肥基质 双碳战略

中图分类号: X703 文献标志码: A 文章编号: 1009-0177(2025)06-0148-09

DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2025.06.018

Exploration of Aerobic Composting of Sewer Sludge and Garden Solid Wastes for Green Manure Substrates

ZENG Fan^{1,2,*}, SUN Qi¹, ZHANG Jun³, YANG Sen⁴, ZHENG Tao², WANG Minghong², HAN Bing⁴

(1. School of Environmental Engineering, Nanjing Institute of Technology, Nanjing 211167, China;

2. Jiangsu Zhuyuan Biotechnology Research Institute Co., Ltd., Nanjing 211167, China

3. Nanjing Institute of Environmental Sciences, MEE, Nanjing 211167, China;

4. Advanced Industrial Technology Research Institute, Nanjing Institute of Technology, Nanjing 211167, China)

Abstract [Objective] With the implementation of the "dual-carbon" strategy, resource circular utilization has become an important measure to build a low-carbon society and realize the vision of "Carbon Peak" and "Carbon Emission Reduction". The generation and storage of sewer sludge and garden waste are substantial, demanding proper disposal, which poses a challenge in urban ecological pollution governance. This paper explores the feasibility of using sewer sludge and garden organic solid waste as raw materials to prepare garden green fertilizer substrates. [Methods] The experiments consisted of small-scale experiment and pilot-scale experiment. In the small-scale experiment, sewer sludge (m_c) and garden waste (m_y) were mixed and distributed in mass ratios of 1:0.6, 1:0.8, 1:1, 1:1.2, and 1:1.4, and were divided into two groups based on whether 0.5% of the composite microbial agent was added. By monitoring the total mass, moisture content, EC value, and pH of the samples, the optimal raw material ratio conditions were investigated. Based on the result of the small-scale experiment, the pilot-scale experiments regulated the initial

[收稿日期] 2023-10-03

[基金项目] 南京工程学院创新基金项目资助(CKJB202112);江苏省高等学校大学生创新创业训练计划项目国家级重点项目(202411276022Z)

[通信作者] 曾凡(1985—),男,讲师,主要从事生物质资源化利用研究等工作,E-mail:zf85@njit.edu.cn。

temperature and stirring conditions, and measured the product quality of the green fertilizer substrate via the rapid nutrient content of the samples and the seed germination rate. [**Results**] Verified by the laboratory small-scale experiment and on-site pilot-scale experiment, under the optimized conditions of a suitable mass ratio of sewer sludge and garden waste of 1 : 1.2, addition of 0.5% of the EM bacteria agent, and initial heating to 45 °C, the organic matter content of the compost product reached 23.43% after two weeks, and the mass fraction of ammonium nitrogen, available phosphorus, and available potassium were 32.2 mg/kg, 251.7 mg/kg, and 970.3 mg/kg, respectively, with the seed germination index reaching 82.15%. [**Conclusion**] The experimental result indicates that adding the bacteria agent and providing an initial temperature of 45 °C can accelerate the decomposition of organic matter and promote faster compost maturity, while stirring has an insignificant effect on promoting the stability of composting raw materials. Aerobic composting of sewer sludge and garden waste has basically achieved the closed-loop resource disposal goal of producing garden green fertilizer substrates.

Keywords sewer sludge garden waste aerobic composting green manure substrate dual carbon strategy

通沟污泥又称“管渠污泥”,产生于深埋在城市地下的各类污水输送管道中,因位置特殊通常不便于频繁清理^[1]。通沟污泥在管道中以分层状态存留(图1),主要包括塑料、砖块、砂石、落叶杂枝、污泥中有机质部分以及各类微生物等^[2]。污泥在管道内淤积,会减小管道排水断面、增加水力摩擦,降低管道的输水排水能力,甚至会堵塞管道,影响输送效率^[3]。因此,通沟污泥淤积不仅会影响管道的正常使用,还会导致各类次生污染,是城市污染治理中的难点^[4]。

截至2020年,我国城市污水收集率达97.52%,推进城市地下排水管网建设日趋完善,相应的通沟污泥产量也将提高^[5]。同时,通沟污泥疏浚点分散,难以集中收集处理^[2],亦存在收集过程中的二次污染风险^[6-7]。通沟污泥中有机质含量较低,通常占比为3%~35%,以细颗粒砂石等为主的无机物含量在58%以上^[8]。基于此,国内外学者对其资源化利用方向常倾向于对其砂石回收后用作建材^[9]。日本利用通沟污泥中的沙石筑路^[10],德国学者^[11]对通沟污泥中的沙石清洗后长期存放并作为低档建筑材料或路基材料。国内上海等城市也建立了利用通沟污泥生产粗砂、细砂作为低建筑材料或市政回填砂的资源化处置站^[12-13]。但是上述资源化利用工艺方法存在4个方面的不足:第一,均需要设置沙石洗涤环节,会带来二次污水问题;第二,没有彻底解决通沟污泥中的有机质问题,部分有机质再次回到污水中;第三,清洗沙石产物品质较低,附加值不高;第四,所需设备较多,具有需水量大、能耗较高等缺点。因此,亟需寻找新的资源化利用途径来对通沟污泥进行处置。

虽然通沟污泥有机质含量低,但是通沟污泥中

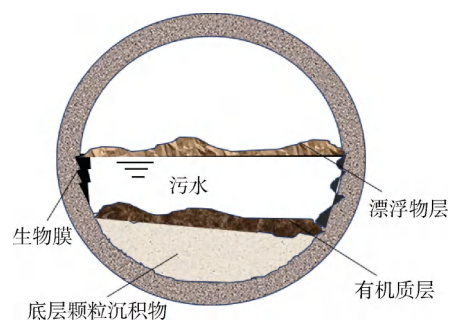


图1 通沟污泥的存留结构

Fig. 1 Retention Structure of Sewer Sludge

也含有多种微生物,可纳入有机固废范畴进行资源化处置。随着“双碳战略”的推行,资源循环利用、生态城市建设等有助于“碳中和”的活动越发成为社会各界构建低碳社会、完成“碳达峰”“碳减排”愿景的关注重点。在对污泥进行资源化处置的工艺方法中,好氧堆肥以其较低的碳排放量受到推荐^[14-16]。但是单一的通沟污泥无法满足好氧堆肥对有机质的要求,需要添加其他有机质源进行混合堆肥。园林有机固体废物作为城市日常运行中的固废产物是一种理想的外加有机质源。

园林有机固废的产量和储存量大,主要由落叶、树枝、草屑等富含大量木质素、纤维素,半纤维素等有机质固废和少量的泥土、砂石组成^[17]。通沟污泥含水率高,有机质含量低;而园林有机固废富含有机质,二者堆肥处理可弥补通沟污泥中有机质含量较低的缺点。在堆肥发酵过程中,微生物的生物降解过程中,放出大量的热,杀死堆体中的致病菌,使最终的堆肥产物安全可靠^[18]。但是过多的通沟污泥会导致原料中的有机质含量不高,营养成分少,堆肥品质不高;过多的园林垃圾会导致混合原料堆体中的孔隙率不高,含氧量不够,会产生恶臭^[19]。

目前许多城市已建设较多的有机固废资源化处理工程,通沟污泥的处理可就近纳入已建好氧发酵工程。基于此,本文以通沟污泥和园林有机固废为原材料,通过调节原料配比,调控堆肥的温度,引入参与好氧堆肥反应的菌剂,最终促使固废混合物为堆肥原料的堆肥腐熟稳定,探究通过资源化处理将通沟污泥与园林有机固废共发酵形成绿肥基质,施用于城市绿化建设,从而形成一条通沟污泥闭环资源化治理的新思路,为城市的可持续发展和双碳战略提供新的思路。

1 材料与方法

1.1 原料的来源及基本情况

本试验选用的通沟污泥主要由某城区内的街道市政管道和生活小区的污水管道及雨水管道的清理工作提供。通过现场调查发现,该区下辖管理 143 条街道市政管道(共 202 km)采用了 2 种管道设计,其中有 1/10 的管道为雨污合流管道,剩余均为雨水管道。该区域的通沟污泥年清污总量约为 4 600 m³,其中生活小区清理的混装污泥体积约为 2 700 m³。

本试验选取该区域内具有代表性的 9 个点位作为采样点,其中 1、2、3 号和 6 号采样点选在市内河湖边道路;4 号采样点选在餐饮区域的雨水管道;

5 号和 7 号采样点为雨污合流管道混合点;8 号采样点选择为泵站的雨水管道,9 号采样点为生活小区的混装污泥。

对采集的样品进行人工除杂(去除明显的纺织、塑料、砖石等杂物)后,对通沟污泥样品的相关参数进行分析。表 1 中展示了镉、汞、铅、铬、砷、镍、铜、锌 8 种元素的含量,参考国家标准《绿化用有机基质》(GB/T 33891—2017),样品的重金属指标均符合国标中重金属含量的要求,因此,可推断本区域内的通沟污泥可作为堆肥的原材料。同时,还对通沟污泥的电导率(electrical conductivity, EC)和矿物油指标进行了检测。结果表明,依据上述标准中 EC 值要小于 3 000 $\mu\text{S}/\text{cm}$,采样点中有 4 号餐饮区域和 9 号雨水两处采样点 EC 值检测值偏高,但是在实际操作过程中,可以通过调节原料配比等参数来调节样品的 EC 值。样品矿物油质量分数为 497~1 210 mg/kg,雨水中的矿物油最低值为 497 mg/kg,混合点的矿物油最高值达到 1 210 mg/kg,平均值为 837 mg/kg,依据相关标准《农用污泥污染物控制标准》(GB 4284—2018),本试验所采用的样品中矿物油含量基本满足绿化种植土壤 B 级要求。综上所述,本区域内的通沟污泥可作为堆肥的原材料。

表 1 采样区域内典型采样点的控制指标检测结果

Tab. 1 Detection Results of Control Indices for Typical Sampling Points in Sampling Area

取样点	重金属指标/(mg·kg ⁻¹)								矿物油/ (mg·kg ⁻¹)	EC 值/ ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)
	总镉	总汞	总铅	总铬	总砷	总镍	总铜	总锌		
1#	0.448	0.15	19.02	33.06	7.16	16.59	22.11	48.95	879	186
2#	0.101	0.11	8.92	25.26	3.12	7.94	21.94	95.10	1 055	2 400
3#	0.075	0.11	11.09	14.08	2.11	5.95	13.8	33.92	884	1 664
4#	0.038	0.01	3.58	5.12	0.27	1.77	4.74	31.78	961	4 400
5#	0.144	0.12	16.40	17.41	3.61	7.95	13.91	43.34	679	2 510
6#	0.051	0.05	8.19	10.58	2.04	5.58	16.08	22.57	591	823
7#	0.100	0.13	73.73	10.21	3.12	4.52	12.20	60.61	1 210	2 930
8#	0.181	0.36	17.25	25.41	3.99	8.74	23.80	98.21	774	545
9#	0.270	0.09	22.49	18.82	6.41	7.04	16.37	63.59	497	4 220

1.2 试验方法

本研究分为实验室小试试验(小试试验周期为 38 d)和现场中试试验(小试试验周期为 15 d)。

小试试验:通沟污泥提前滤水,自然晾干后的园林垃圾提前破碎,然后将通沟污泥(m_c)与园林垃圾(m_y)按照质量比为 1:0.6(第 1 组)、1:0.8(第 2

组)、1:1(第 3 组)、1:1.2(第 4 组)、1:1.4(第 5 组)的配比进行混合分装。按照是否加入质量分数为 0.5%的菌剂(复合微生物菌剂)分成 2 组进行好氧堆肥试验,通过测定样品的总质量、含水率、EC 值、pH 进行监测,探究通沟污泥和园林垃圾混合共堆肥的最佳配比条件。试验过程中,每天对温度、含

水率、EC 值、pH 进行监测,按照 5 点布局的方法设置采样点,监测数值取平均值;每 3 d 对试验桶内的混合原料进行搅拌,并称重记录质量变化情况,称量 3 次取平均值。试验期室内环境温度为 10 ℃ 左右。

中试试验:根据小试试验结果得出的最佳配比分,将预处理后总质量为 2 t 的混合物料投进发酵装置中进行共堆肥处理(流程如图 2 所示)。为了进一步验证温度、菌剂(质量分数为 0.5%)、搅拌

等因素的作用,中试分 4 个不同条件批次开展:条件 1 为不加菌剂不加温,条件 2 为加菌剂不加温,条件 3 为加菌剂且提供 45 ℃ 初始温度,条件 4 为加菌剂且提供 45 ℃ 初始温度,并增加 24 h 搅拌 1 次。以 1 周为期限,定期将样品取出进行有机质含量和速效养分含量的测定,同时测定堆肥的种子发芽率。选取 10 颗白菜种子,在 25 ℃ 下避光培养 48 h,测定种子发芽率,重复 5 组试验取平均值^[20]。

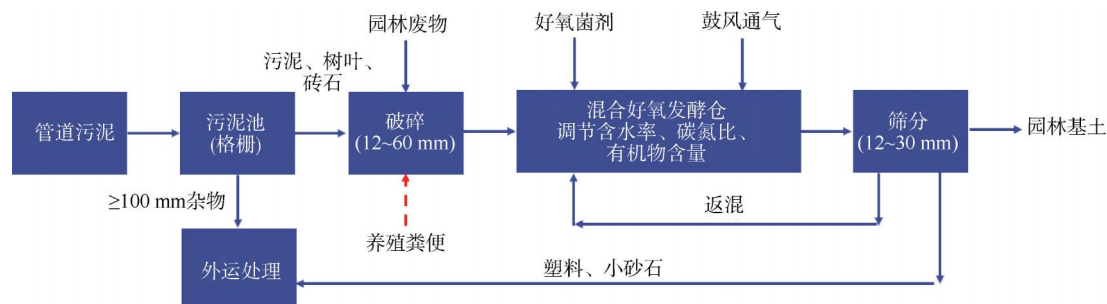


图 2 中试现场试验工艺流程

Fig. 2 Process Flow of Pilot-Scale Field Experiment

2 试验结果与讨论

2.1 小试试验堆肥样品温度变化情况

对 2 组堆肥试验样品的温度变化进行了监测,变化如图 3 所示。全部组分整体的温度变化为 13~70 ℃。如图 3 所示,随着堆肥天数的增加,堆体内的温度整体呈现先上升后下降的趋势,可以分为 3 个阶段:第一阶段,温度迅速上升,温度从 15 ℃ 升至 35~45 ℃;第二阶段,温度趋于稳定且缓慢上升,升至 70 ℃ 左右;第三阶段

温度逐渐回落阶段,降至 20~40 ℃。但 2 组试验又呈现不同:加菌剂组桶内温度升高均出现在堆肥第 3 d,而不加菌剂组内温度升高均出现在第 6~7 d;加菌剂组别在温度回落阶段仍具有一定的生物活动,降温比较缓慢,而不加菌剂组别降温速率更快。结果表明,虽然原材料配比不同,但是均呈现了近似的温度变化趋势;菌剂具有促进温度快速升高的辅助作用,且加菌剂后温度变化更加稳定。

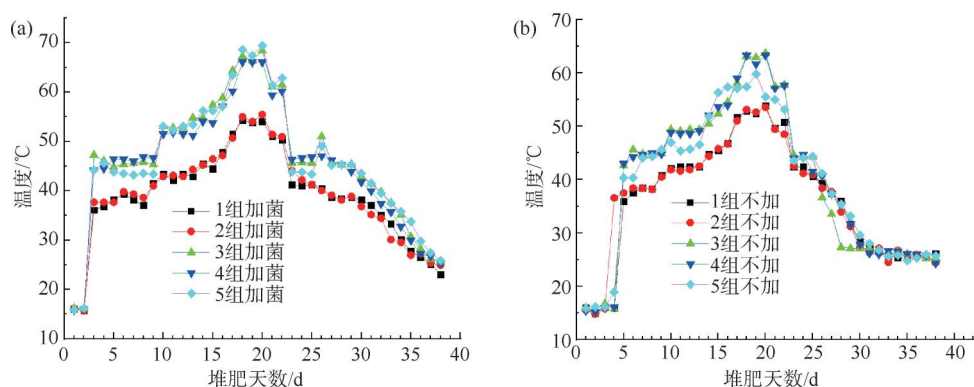


图 3 加菌剂和不加菌剂的温度变化

Fig. 3 Temperature Variation of Dosing and Non-Dosing Bacterial Agents

由图 3 可知,无论是否添加菌剂,第 1 组和第 2 组温度升高都没有其余 3 组高。主要原因是前述 2 组混合物料内有机质含量较低,故而没有充足的碳

源供微生物分解活动,堆体内温度升高较少;而通过提高混合物料内园林垃圾的含量,混合物料内有机质含量升高,堆体内微生物的活动逐渐加剧,故而内

部温度得到提高。因此,可推断提高混合物料内有机质的含量,可以有效提高堆体内的最高温度。

另一方面,结果分析表明:加入菌剂后,堆体内的温度变化较为稳定;但是当堆体内有机质含量过高(第5组),在没有菌剂的情况下,堆体内微生物的数量达不到有机物分解的需求,故而体系的整体稳定性不强,表现为堆体内温度变化出现较大的波动。因此,从物料配比角度出发,第3小组原料配比为1:1.2较为合适;从温度角度出发,初始温度为

45℃有助于提高微生物的活性,缩短发酵周期。

2.2 小试试验堆肥样品含水率变化情况

好氧堆肥堆体内的含水率对温度和微生物的活性均有影响^[21-22]。图4为样品加菌剂和不加菌剂的含水率变化情况。结果表明,所有原材料配比的堆肥样品的含水率均呈现逐步下降的趋势。堆体内温度的微生物群体数目的增加会促进有机质的降解,进而会促进堆体内部温度的升高,从而加速了堆体内的水分的挥发,堆体内样品含水率出现降低。

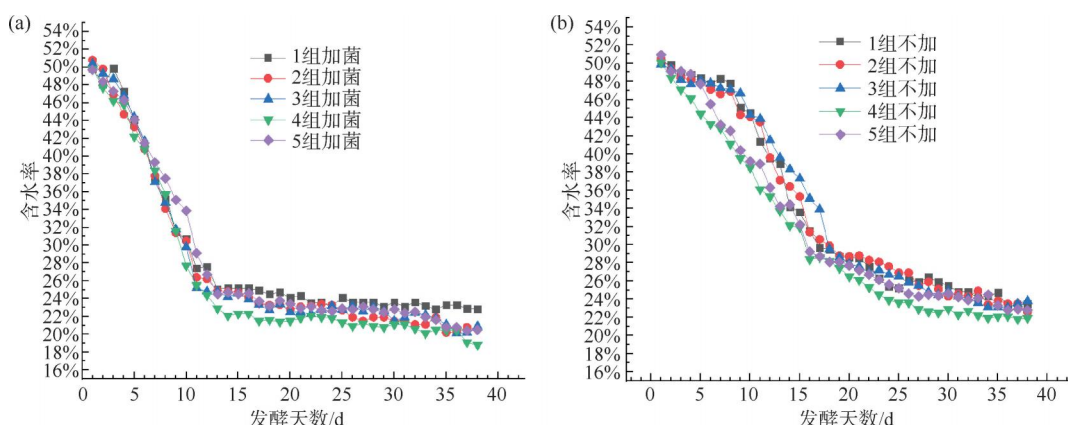


图4 加菌剂和不加菌剂的含水率变化

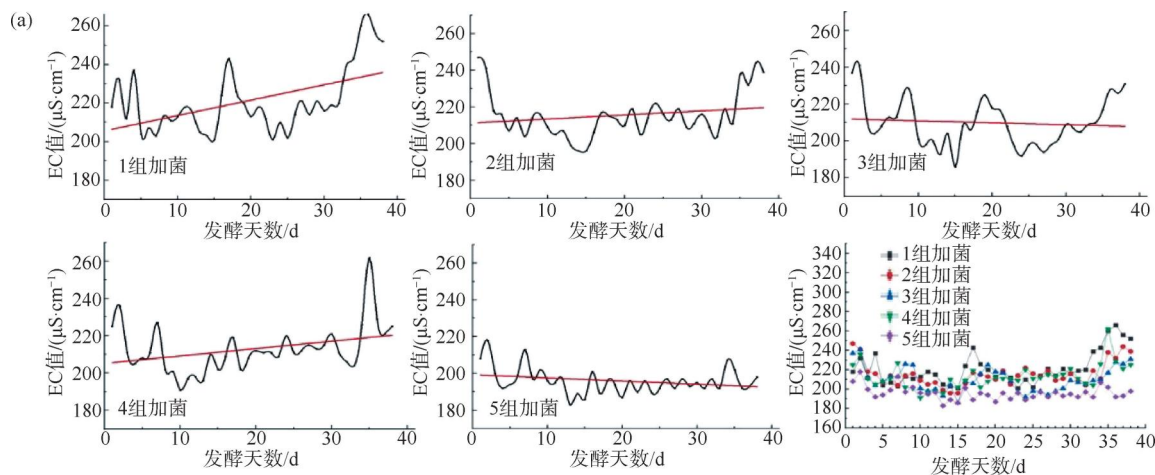
Fig. 4 Moisture Variation of Dosing and Non-Bacterial Agents

添加菌剂后可以促进好氧堆肥堆体挥发水分,对含水率的降低具有加速作用,且添加菌剂后湿度变化较为稳定^[19]。由图4可知,堆肥10d后,添加菌剂组的5个试验桶含水率由初始的50%降至25%左右,之后进入相对稳定期,含水率保持在20%左右;而不添加菌剂组的5个试验桶在堆肥20~25d后呈现同一趋势。

2.3 小试试验堆肥样品EC值、pH和质量的变化

试验对2个组别的试验堆体中的EC值和pH

进行监测,结果如图5所示。由图5(a)和图5(b)可知,试验结果表明,10个样品的EC值均低于300 $\mu\text{S}/\text{cm}$ [《绿化用有机基质》(GB/T 33891—2017)中要求 $\leq 3\,000\ \mu\text{S}/\text{cm}$],上下波动范围不大;EC值监测结果表明,发酵周期内虽然不同的堆体内呈现不同的变化,但是整体趋势规律并不明显,添加菌剂对堆体内的EC值影响不显著。由图5(c)和图5(d)可知,对发酵周期内pH监测结果表明,所有样品的pH值为6.5~9.0,波动范围不大,符合《绿化用有



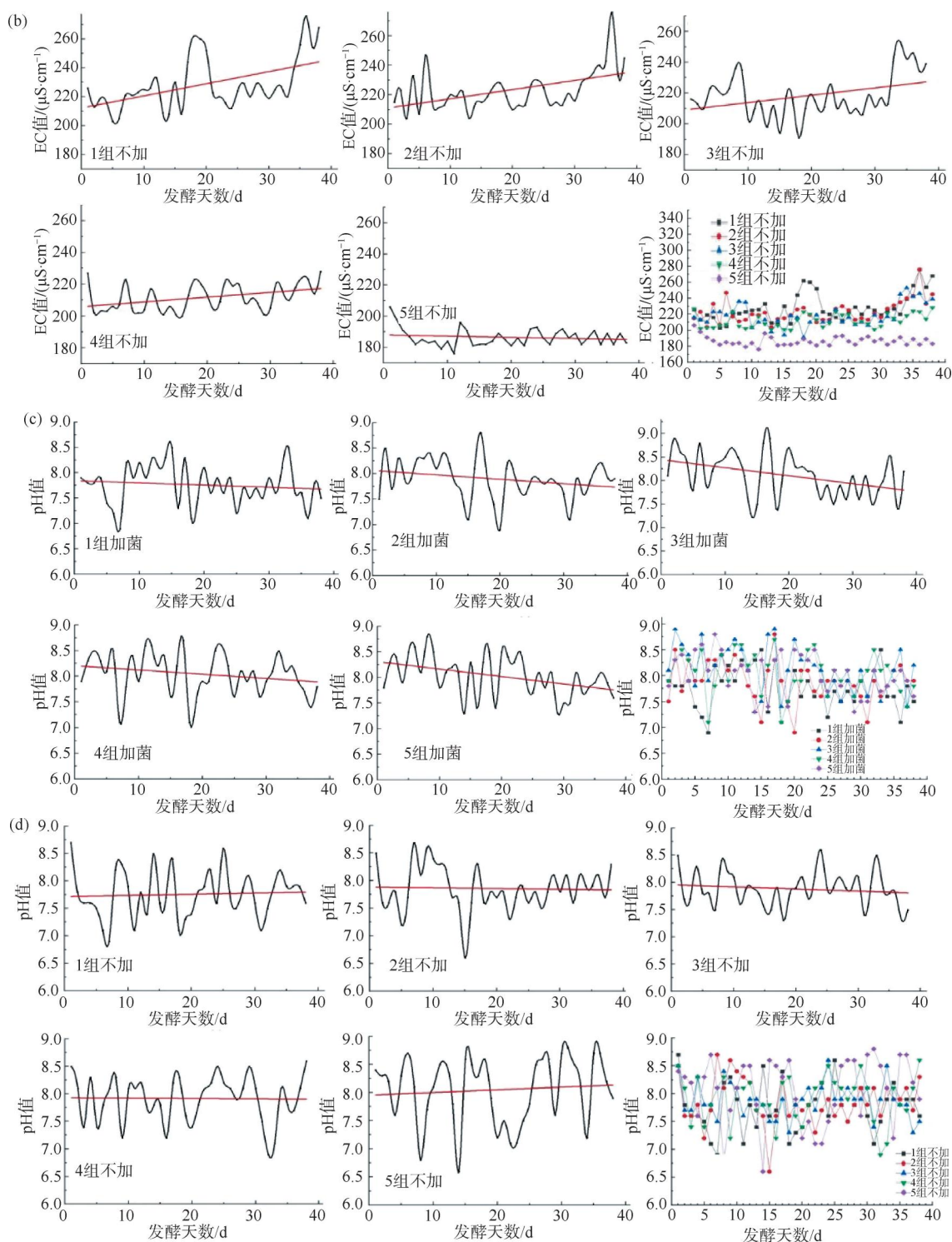


图5 试验组 EC 值和 pH 值变化趋势

Fig. 5 Variation Trend of EC and pH Value in Experimental Groups

机基质》(GB/T 33891—2017)中绿地、林地用中栽培基质的 pH 值(4.0~9.5)要求。

图 6 为 2 个组别堆肥期间试验样品的重量变化趋势图。所有试验样品的质量均呈现下降趋势,试

验周期内质量下降为 4.41%~7.14%。对试验小组第 4 组加菌剂的共堆肥样品进行外观分析,混合样品堆肥前颜色为灰黑色,有恶臭味道;在堆肥 38 d 后,样品体积明显减少,大颗粒有机固废显著减少,

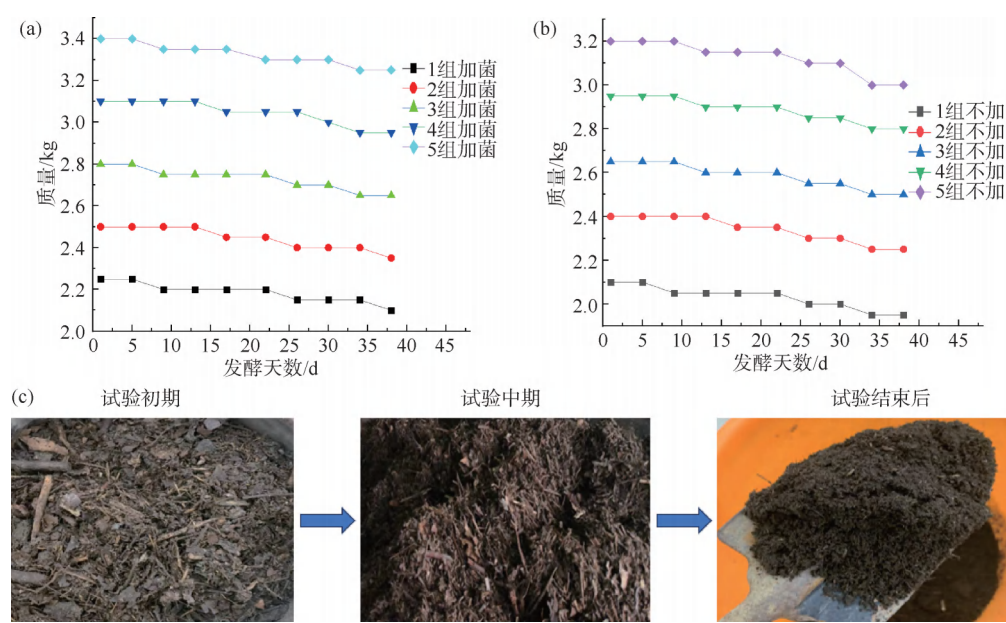


图 6 试验组样品的质量和外观变化趋势

Fig. 6 Variation Tread of Weight and Appearance in Experimental Groups

颜色变为棕黑色,恶臭味道基本消除,有明显的腐土气息。

综上所述,通沟污泥与园林垃圾物料配比为 1 : 1.2 的组分,温度提高最稳定,含水率降低最显著,EC 值和 pH 变化较为稳定,可作为共发酵的最佳配比使用。此外,根据温度变化可知,提供 45 ℃ 的初始温度可缩短堆肥周期。

2.4 通沟污泥和园林垃圾共堆肥中试结果分析

在中试设备进行了中试试验,按照通沟污泥与园林垃圾配比 (m_c/m_y) 为 1 : 1.2,加入质量约为 2 t 的混合原料。为了进一步验证温度、菌剂、搅拌等因素的作用,分组给予初始温度为 45 ℃ 和搅拌处理,定期取样测定样品指标,结果如表 2 所示。

表 2 堆肥中试试验检测指标结果
Tab. 2 Indexes Results of Composting Pilot Scale Test

检测指标	1 d	1 周后				2 周后			
	原料	条件 1	条件 2	条件 3	条件 4	条件 1	条件 2	条件 3	条件 4
有机质	40. 23%	37. 12%	30. 63%	24. 72%	28. 91%	34. 54%	27. 93%	23. 43%	25. 02%
(mg·kg ⁻¹)	有效肥/ 铵态氮	100. 4	36. 9	34. 2	31. 2	33. 8	33. 8	31. 4	30. 6
	有效磷	172. 5	142. 2	182. 8	214. 6	203. 5	204. 4	197. 3	251. 7
	速效钾	897. 7	947. 4	922. 5	957. 2	931. 1	891. 7	927. 9	970. 3
种子发芽指数	49. 64%	55. 87%	59. 74%	79. 12%	66. 79%	65. 29%	69. 87%	82. 15%	77. 34%

注:条件 1 为不加菌剂;条件 2 为加入菌剂;条件 3 为加入菌剂+初始加热至 45 ℃;条件 4 为加入菌剂+初始加热至 45 ℃+搅拌 1 次/(24 h)。

由表 2 堆肥中试试验数据可知,有机质含量随着堆肥时间的延长逐渐减少,样品中的铵态氮亦呈现相同趋势,而有效磷和速效钾均呈现增加的趋势。堆肥 1 周后,条件 1(不加菌剂)有机质质量分数减少 7. 73%,条件 2(加菌剂组)有机质质量分数减少 23. 86%,条件 3(加菌剂且提供 45 ℃ 初始温度)减少 38. 55%,条件 4(条件 3 的基础上增加 24 h 搅拌

一次)减少 28. 14%;2 周后仍呈现同趋势下降,条件 3 有机质下降得最快,下降了 41. 76%,但是下降速率明显减缓。可推断添加菌剂且提供初始温度为 45 ℃ 能促进有机质的加速分解,使堆肥更快地稳定,验证了小试试验结果。但试验结果表明搅拌对加快堆肥原料稳定的作用不明显。

条件 3 铵态氮含量的降低比其他组更多,堆肥

2周下降了67.93%。且2周后,有效磷和速效钾含量相比原料都有所增加,且45℃下添加菌剂组(条件3)增加得更多,分别为45.91%和8.09%。堆肥过程中,微生物的作用使原材料中的氮元素以气态形式散发出去(臭气),有效磷和速效钾2种物质出现聚集现象,增加了堆肥产品中的有效肥的含量^[19]。

种子发芽指数是评价堆肥腐熟程度的指标之一。本项目对堆肥中试样品的种子发芽指数进行了检测。研究表明:堆肥初期样品中的新生成的短链小分子有机物对植物具有一定的生物毒性,导致初期堆肥种子发芽指数的增长受到了抑制;随着好氧堆肥的进行,短链小分子有机物会被进一步分解,其植物毒性降低,种子发芽指数的增长加快^[23]。本中试样品的种子发芽指数呈现相同变化趋势,其中条件3试验结果最好,随着好氧堆肥的进行,种子发芽指数由初始的49.64%升至82.15%。同样,此指标结果进一步验证了小试试验结果,添加菌剂且提供初始温度为45℃能促进堆肥更快腐熟,搅拌对加快堆肥原料稳定的作用不明显。

3 结论

本文拟探究通沟污泥与园林垃圾利用好氧堆肥生产园林绿肥基质的方式进行资源化处置的可能性,并通过改变原料配比以及添加菌剂等参数,探究最佳配比和最适堆肥条件;然后最佳堆肥条件下进行中试试验验证。通过一系列试验,主要得到以下结论。

(1)通沟污泥和园林垃圾可以进行好氧堆肥生产园林绿肥基质的方式进行资源化处置;最佳堆肥的原料质量配比为1:1.2($m_G:m_Y$),初始温度为45℃。

(2)中试试验结果表明,添加菌剂和初始加热至45℃可以缩短堆肥的周期,但是搅拌并没有明显的促进效果。在最佳的条件情况下,堆肥样品的有机质、铵态氮含量降低,有效磷、速效钾含量提高,种子发芽率最高达到82.15%,基本实现了通沟污泥和园林垃圾生产园林绿肥基质的闭环资源化处置目标。

参考文献

[1] 王继行,卢伟,朱敏,等.通沟污泥处理工艺及其资源化利用研究[J].中国给水排水.2022,38(20):20-26.

WANG J H, LU W, ZHU M, et al. Research on sewer sludge treatment process and its resource utilization [J]. China Water & Wastewater, 2022, 38(20): 20-26.

[2] 张晏,戴明华.浅谈城市排水管道疏浚污泥及其处理与处置技术[C].广州:中国土木工程学会全国排水委员会2013年年会论文集,2013.

ZHANG Y, DAI M H. Discussion on urban drainage pipeline dredging sludge and its treatment and disposal technology [C]. Guang Zhou: Proceedings of the 2013 Annual Meeting of the National Drainage Committee of the Chinese Civil Engineering Society in China, 2013.

[3] 罗智恒,赵柳霖.城市管网清掏淤泥处置技术及装备应用[J].中国资源综合利用.2021,39(01):31-35.

LUO Z H, ZHAO L L. Disposal technology and equipment application of sludge removal from urban pipe network [J]. China Resources Comprehensive Utilization, 2021, 39(1): 31-35.

[4] 王君如,周传庭.环境友好型通沟污泥处理工程实践[J].中国给水排水,2023,39(10):85-89.

WANG J R, ZHOU C T. Practice of environment-friendly sewer sludge treatment project [J]. China Water & Wastewater, 2023, 39(10): 85-89.

[5] 周维奇,方宁,郭亚丽,等.基于多源污泥泥质特性的处理技术路径探析[J].中国给水排水.2022,38(19):16-22.

ZHOU W Q, FANG N, GUO Y L, et al. Treatment technology path based on the characteristics of multi-source sludge [J]. China Water & Wastewater, 2022, 38(19): 16-22.

[6] 于佳静.城市排水管网通沟污泥有机砂石洗涤系统的设计与施工[D].上海:上海第二工业大学,2018.

YU J J. Research and design of sludge organic sand wash system for urban drainage network ditch [D]. Shanghai: Shanghai Second Polytechnic University, 2018.

[7] 张志果.论城市公共供水管网漏损控制的内涵与要求[J].净水技术.2022,41(4):1-3,22.

ZHANG Z G. Discussion on connotations and requirements of leakage control for public water supply networks [J]. Water Purification Technology, 2022, 41(4): 1-3, 22.

[8] 杨笛笛.通沟污泥处理处置技术方案选择——以上海市浦东新区为例[J].四川环境.2020,39(3):125-131.

YANG D Y. Selection of technical scheme for treatment and disposal of sediment in sewer system——Taking the Shanghai Pudong New District as an example [J]. Sichuan Environment, 2020, 39(3): 125-131.

[9] 张丽.通沟污泥处理工艺改进设计[J].净水技术.2018,37(6):91-94.

ZHANG L. Improved design of treatment process for sewer sludge [J]. Water Purification Technology, 2018, 37(6): 91-94.

[10] 毋兆颖,周彦灵,潘晓明,等.通沟污泥全周期处理处置技术体系研究[J].市政技术,2023,41(3):182-190.

- WU Z Y, ZHOU Y L, PAN X Y, et al. Research on the whole cycle technical treatment and disposal system of dredging sludge [J]. *Journal of Municipal Technology*, 2023, 41 (3): 182–190.
- [11] SCHNELL M, HORST T, QUICKER P. Thermal treatment of sewage sludge in Germany: A review [J]. *Journal of Environmental Management*, 263: 110367. DOI: 10.1016/j.jenvman.2020.110367.
- [12] 陈功. 通沟污泥处理的提质增效改进工艺设计[J]. *中国给水排水*, 2021, 37(16): 78–82.
- CHEN G. Process design to improve quality and efficiency of sewer sludge treatment[J]. *China Water & Wastewater*, 2021, 37(16): 78–82.
- [13] 郁片红, 赵国志. 浦东新区排水管道污泥处理处置规划研究[J]. *上海建设科技*, 2018(2): 56–57.
- YU P H, ZHAO G Z. Research and planning of sludge treatment and disposal in the sewerage system in Pudong New District [J]. *Shanghai Construction Science and Technology*, 2018(2): 56–57.
- [14] 郭瑞, 陈同斌, 张悦, 等. 不同污泥处理与处置工艺的碳排放[J]. *环境科学学报*, 2011, 31(4): 673–679.
- GUO R, CHEN T B, ZHANG Y, et al. Review of carbon emission in the process of sludge treatment and disposal [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2011, 31(4): 673–679.
- [15] 刘洪涛, 陈同斌, 杭世珩, 等. 不同污泥处理与处置工艺的碳排放分析[J]. *中国给水排水*, 2010, 26(17): 106–108.
- LIU H T, CHEN T B, HANG S J, et al. Analysis on carbon emission from different sewage sludge treatment and disposal processes [J]. *China Water & Wastewater*, 2010, 26 (17): 106–108.
- [16] 梁恒, 杜鹏, 刘宁, 等. 污水厂污泥好氧堆肥设计及运行[J]. *净水技术*, 2017, 36(2): 95–98.
- LIANG H, DU P, LIU N, et al. Design and operation of sludge aerobic composting for wastewater treatment plant (WWTP) [J]. *Water Purification Technology*, 2017, 36(2): 95–98.
- [17] 王怡. 城市建筑垃圾和园林废弃物资源化途径和模式研究[D]. 南京: 南京农业大学, 2020.
- WANG Y. Investigation on the approach and model of construction waste and garden waste recycling [D]. Nanjing: Nanjing Agricultural University, 2020.
- [18] LI C, SONG Z, ZHANG W, et al. Impact of hydroxyl aluminum speciation on dewaterability and pollutants release of dredged sludge using polymeric aluminum chloride [J]. *Journal of Water Process Engineering*, 2022, 49: 103051. DOI: 10.1016/j.jwpe.2022.103051.
- [19] CAI S, LIU M, ZHANG Y, et al. Molecular transformation of dissolved organic matter and formation pathway of humic substances in dredged sludge under aerobic composting [J]. *Bioresource Technology*, 2022, 364: 128141. DOI: 10.1016/j.biortech.2022.128141.
- [20] 陈星. 利用发芽指数评价堆肥腐熟度方法研究[D]. 杨凌: 西北农林科技大学, 2022.
- CHEN X. Study on evaluation method of compost maturity by germination index [D]. Yanglin: College of Natural Resources and Environment Northwest A&F University, 2022.
- [21] PENG L, CHEN B. Investigation on rapid solidification of waste dredged sludge with magnesium phosphate cement modified by GGBFS [J]. *European Journal of Environmental and Civil Engineering*, 2022, 26(14): 7319–7344.
- [22] WANG S, HE X, GONG S, et al. Influence mechanism of fulvic acid on the strength of cement-solidified dredged sludge [J]. *Water*, 2022, 14(17): 2616.
- [23] MUSCOLO A, PAPALIA T, SETTINERI G, et al. Are raw materials or composting conditions and time that most influence the maturity and/or quality of composts? Comparison of obtained composts on soil properties [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2018, 195: 93–101. DOI: 10.1016/J.JCLEPRO.2018.05.204.

(上接第 5 页)

- [9] WANG W, FAN W, HUO M, et al. Hydroxyl radical generation and contaminant removal from water by the collapse of microbubbles under different hydrochemical conditions [J]. *Water, Air, & Soil Pollution*, 2018, 229: 1–11. DOI: 10.1007/s11270-018-3745-x.
- [10] 闫聪聪, 崔海航, 张鸿雁, 等. 微气泡生长与溃灭对邻近微球影响的数值模拟研究[J]. *应用力学学报*, 2019, 36(3): 580–587, 758.
- YAN C C, CUI H H, ZHANG H Y, et al. Numerical simulation of the effects of microbubble expansion and collapse on adjacent microspheres [J]. *Chinese Journal of Applied Mechanics*, 2019, 36(3): 580–587, 758.
- [11] LU J, HUANG X, ZHANG Z, et al. Co-coagulation of micro-nano bubbles (MNBs) for enhanced drinking water treatment: A study on the efficiency and mechanism of a novel cleaning process [J]. *Water Research*, 2022, 226: 119245. DOI: 10.1016/j.watres.2023.121032.
- [12] LI H, HU L, SONG D, et al. Characteristics of micro-nano bubbles and potential application in groundwater bioremediation [J]. *Water Environment Research*, 2014, 86(9): 844–851.
- [13] HU L, XIA Z. Application of ozone micro-nano-bubbles to groundwater remediation [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2018, 342: 446–453. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2017.08.030.
- [14] LUO A, WANG T Z, LUO P, et al. Mechanism by which micro-nano bubbles impact biofilm growth in drinking water distribution systems [J]. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 2025 (3): 754–767. DOI: 10.1039/D4EW00704B.