

DOI: 10.20098/j.cnki.1001-5132.2023.1005

添加复合酶对污泥生物干化有机质降解及产热的影响研究

陈颖¹, 王新雨¹, 徐秀丽², 蔡璐¹, 郑国砥^{3,4}, 王侃^{1*}

(1.宁波大学 土木工程与地理环境学院, 浙江 宁波 315211; 2.浙江省宁波生态环境监测中心, 浙江 宁波 315012;
3.中国科学院 地理科学与资源研究所, 北京 100101; 4.中国科学院大学 资源与环境学院, 北京 100049)

摘要: 通过添加复合酶研究其对污泥生物干化有机质降解及产热的影响。以脱水污泥、餐厨垃圾为原料, 以锯末、无机调理剂为辅料进行生物干化实验, 设置空白对照组(T1)和实验组(T2), 实验组添加由中性蛋白酶、 α -淀粉酶、溶菌酶按比例混合的复合酶, 分析生物干化过程中堆体基本指标、有机质降解与产热的关系, 探究不同阶段发酵产热的动态规律, 并进行数值模拟。结果表明, T1组水分去除率为16.70%, 有机质降解率为9.55%, 总产热量为1096.97 kJ·kg⁻¹; T2组水分去除率为23.61%, 有机质降解率为10.98%, 总产热量为1520.78 kJ·kg⁻¹。三维荧光光谱分析结果表明, 两组堆体中芳香蛋白类物质和可溶性微生物副产物被有效降解, 腐殖酸类化合物被明显合成, 表明添加复合酶能够有效促进有机质降解、提高产热, 有利于污泥干化效率的提高。

关键词: 污泥; 生物干化; 产热; 热值; 有机质

中图分类号: X703

文献标志码: A

文章编号: 1001-5132 (2024) 03-0088-08

城市污泥是城市生活污水处理过程中产生的副产物^[1], 是城市环境主要污染源之一。城市污泥中富集了大量的有机污染物、病原微生物, 亟需科学处置, 否则会对环境造成二次污染。有研究^[2-3]表明, 通过机械方式难以处理胞外聚合物(Extracellular Polymeric Substances, EPS)的内部结合水, 机械脱水后污泥含水率(Moisture Content, MC)仍高达80%。目前, 生物干化是污泥脱水的有效处理方式之一, 主要是利用微生物降解有机物产生热量来最大限度地去除生物质废物中的水分^[4-5]。有机质的降解产热可以有效促进结合水的释放和自由水的蒸发^[6]。

生物干化有机质降解与酶系作用密切相关^[7]。酶可以通过促进胞外反应提升有机质降解率。溶菌酶能溶解污泥中优势菌的细胞壁, 如芽孢杆菌等革兰氏阳性菌^[8], 破坏细胞结构, 释放细胞内的结合水, 同时减弱微生物与EPS间的黏附作用, 降

低污泥的持水能力, 从而促进污泥脱水^[9-10]。蛋白酶能够催化裂解污泥中的微生物细胞结构, 水解细胞裂解后释放出的蛋白质和污泥中原有的蛋白质^[11]。 α -淀粉酶具有污泥增溶的能力, 能使污泥絮体结构变松散, 释放大量生物聚合物, 同时淀粉酶可以促进淀粉降解为葡萄糖和麦芽糖等副产物^[12]。Chen等^[13]研究表明, 在污泥增溶方面复合酶处理优于单一酶处理。马欣^[14]研究表明, 单一酶对污泥的水解作用有限, 复合酶在一定程度上能够弥补单酶水解底物单一的不足。酶能够使污泥中的有机物被催化降解, 然而酶作用下的污泥发酵产热尚有待深入研究。

本文以脱水污泥、餐厨垃圾为原料开展生物干化实验, 探究生物干化的基本性质, 分析干化效果, 研究添加复合酶前后有机质降解的变化, 以及在不同阶段发酵产热的动态规律, 并对发酵产热进行数值模拟, 以期生物干化的智能化控制提供

收稿日期: 2023-10-08.

宁波大学学报(理工版)网址: <http://journal.nbu.edu.cn/>

基金项目: 国家自然科学基金(52070102)。

第一作者: 陈颖, 硕士研究生, 主要研究方向: 固体废弃物资源化利用。E-mail: 645167040@qq.com

*通信作者: 王侃, 博士/副教授, 主要研究方向: 水污染控制。E-mail: wangkan@nbu.edu.cn

参考.

1 材料与方法

1.1 实验材料

脱水污泥取自宁波市某污水处理厂;餐厨垃圾取自宁波大学食堂;锯末取自某木材厂;无机调理剂为宁波大学土木工程实验室自制,将水泥、浮石、砂、偏高岭土和竹炭与去离子水在砂浆搅拌机(NJ-160,河北兴冀仪器设备有限公司)内搅拌均匀后倒入模具,干燥后取出,得到边长为 3 cm,密度为 2.10 g·cm⁻³的正方体.将中性蛋白酶、α-淀粉酶、溶菌酶与去离子水配制成复合酶溶液.将该复合酶溶液以每克污泥 0.2 mg 中性蛋白酶、0.5 mg α-淀粉酶、0.1 mg 溶菌酶的添加量喷洒在生物干化基质中,其中中性蛋白酶、α-淀粉酶、溶菌酶分别为 1.8、4.5、0.9 g.生物干化所用原料的基本理化参数见表 1.

表 1 原料的基本理化性质			
原料	含水率/%	挥发分/%	pH 值
脱水污泥	80.76±0.08	45.88±0.25	7.26±0.13
餐厨垃圾	64.98±0.10	88.01±0.01	5.78±0.21
锯末	10.45±0.02	96.78±0.05	7.09±0.07
无机调理剂	9.49±0.01		

原料	电导率/(mS·cm ⁻¹)	容重/(g·cm ⁻³)
脱水污泥	1.11±0.03	0.81±0.03
餐厨垃圾	0.75±0.02	0.75±0.04
锯末	0.10±0.01	0.16±0.02
无机调理剂		

1.2 生物干化反应装置设计

实验采用的发酵桶反应器直径约 40 cm,有效高度约 60 cm,容积约 50 L,由高密度聚乙烯材料制成.在距离反应器底部约 10 cm 处放置不锈钢隔板(开孔率为 20%).将鼓风机连接到发酵桶底部进行强制通风,实验装置如图 1 所示.

实验设置两组堆体(T1 为空白对照组, T2 为实验组).将脱水污泥、餐厨垃圾、锯末、无机调理剂以质量比为 3:1:1:1 均匀混合,作为堆体 T1 组和 T2 组的干化底物.在 T2 组中添加复合酶,两组污泥含量相同,初始物料总质量 18 kg(所加酶质量可忽略不计).整个生物干化周期 15 d,过程采用间歇式

通风,通风量为 0.15 m³·(min·m³)⁻¹,通风时间 15 min,间歇时间 45 min.在 0、3、6、9、12、15 d 分别从反应器上、中、下层中取样,混合均匀,再进行基本性质测定.每组实验设 3 组重复.

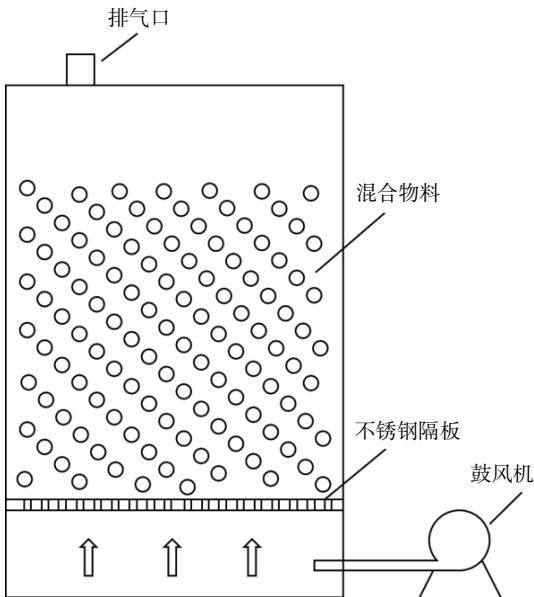


图 1 反应装置示意图

1.3 分析方法

1.3.1 关键参数测定

采用川步 TP101 温度传感器测量堆体温度;采用重量法测定样品含水率;采用 pH 计(BPH-7200, 贝尔分析仪器有限公司)测定样品 pH 值;采用电导率仪(DDS-307A, 上海越平科学仪器股份有限公司)测定样品电导率;采用重铬酸钾容量法测定有机质含量^[15];采用氧弹量热计法测量热值^[16];采用日立 F-4600 型荧光分光光度计(HITACHI, 日本)测定三维荧光激发发射矩阵(Three-dimension Excitation Emission Matrix, 3D-EEM)光谱,进而分析污泥中溶解性有机物(Dissolved Organic Matter, DOM).

1.3.2 数值模拟

(1)用热力学第一定律计算发酵产热,计算公式为:

$$Q_{\text{bio}} = q_0 M_{\text{s},0} - q_t M_{\text{s},t},$$

式中: Q_{bio} 为发酵产热; q_0 为单位质量初始基质的干基低位热值; q_t 为单位质量基质第 t 天的干基低位热值; $M_{\text{s},0}$ 为单位质量初始基质的干基质量; $M_{\text{s},t}$ 为单位质量初始基质在第 t 天剩余的干基质量.

(2)在生物干化 15 d 内, 发酵产热随基质降解率的增加而增加, 并呈现持续增大趋势, 但增长速率逐渐减小. 对于上升趋势的函数可采用指数函数模型(Asymptotic1 模型)进行拟合, 具体函数为:

$$y = a - bc^x,$$

式中: a 、 b 、 c 为拟合参数.

基质降解率 R 的计算公式为:

$$R = \frac{X_0 - X_t}{X_0} \times 100\%,$$

式中: X_0 为初始有机质含量, %; X_t 为 t 时刻有机质含量, %.

(3)由于城市污泥和生活垃圾有机质含量较为接近, 因此将污泥生物干化基质降解产热模型与生活垃圾降解产热模型进行类比^[17], 以实现生物干化的智能化控制. Shi 等^[18]基于室内实验结果提出了有机质降解产热的经验公式为:

$$Q_{\text{total}} = A \times B \left[\frac{-t}{B} e^{(-t/B)} + (1 - e^{(-t/B)}) \right],$$

式中: t 为时间; A 和 B 为相关降解条件参数^[19], A 为

峰值产热速率乘以 e , e 取 2.718, B 为产热速率峰值对应的时间.

1.3.3 数据处理

使用 Origin 2018 软件绘图和拟合, 并将每个激发波长/发射波长(Ex/Em)所对应的荧光强度进行处理, 得到等高线荧光光谱图. 采用 Excel 2019 和 SPSS 23.0 软件进行数据处理与分析.

2 结果与讨论

2.1 常规指标

由于生物干化过程中初始升温速率极快, 两组堆体在第 1 天就进入高温期(堆体温度超过 50 °C). T1 组高温期为第 1 天到第 3 天, 最高温度为 54.97 °C; T2 组高温期为第 1 天到第 4 天, 最高温度为 59.45 °C(图 2(a)). T1 组和 T2 组堆体含水率从开始的 63.42% 和 62.90% 分别降低至第 15 天的 52.83% 和 48.05% ($P < 0.05$)(图 2(b)). T2 组最终含水率显著低于 T1 组 ($P < 0.05$), 表明实验组高温期持续时间更长、脱水率更高^[20].

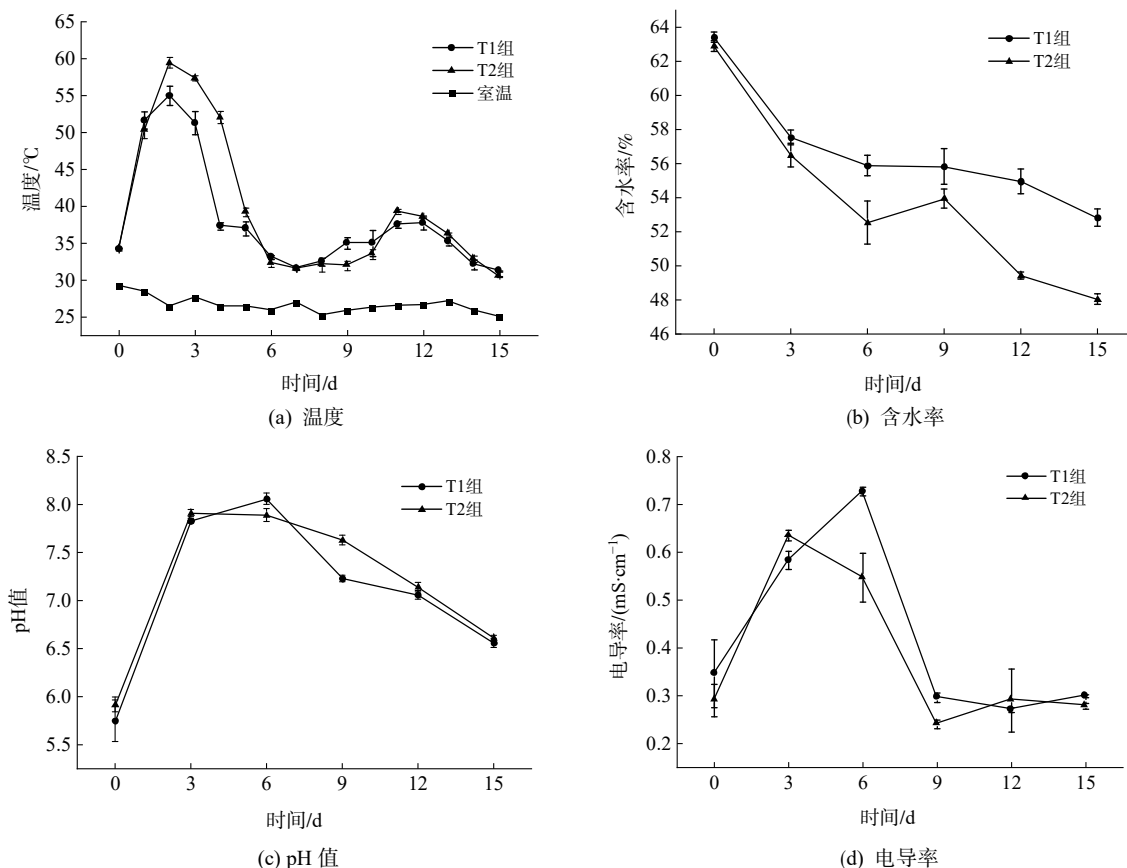


图2 生物干化过程中基本理化指标随时间的变化

两组堆体的 pH 值呈现先升高后下降的趋势(图 2(c)), T1 组和 T2 组堆体分别在第 6 天和第 3 天达到峰值, 为 8.06 和 7.91, 两组堆体的最终 pH 值不存在显著差异($P>0.05$). T1 组和 T2 组的初始电导率分别为 $0.35 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ 和 $0.29 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$, 由于生物降解过程中可溶性盐的释放, T1 组电导率在第 6 天升至最高, 为 $0.73 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$, T2 组电导率在第 3 天升至最高, 为 $0.64 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ (图 2(d)), 两组堆体的电导率均小于 $4.0 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$, 表明产物中的可溶性盐对植物没有毒害作用.

2.2 三维荧光分析

污泥中的 DOM 主要由腐植酸样物质、黄腐酸样物质、芳香蛋白样物质和其他类型的荧光物质组成^[21]. 图 3 为添加复合酶前后 T1 组和 T2 组堆体污泥 EPS 的 DOM 三维荧光光谱. 利用 3D-EEM 光谱能够表征 EPS 中有机物的种类和含量. 图谱共由 5 个区域组成, 分别为区域 I($\lambda_{\text{Ex}}<250 \text{ nm}$, $\lambda_{\text{Em}}<330 \text{ nm}$)代表芳香蛋白类物质 A(类酪氨酸)、区域 II($\lambda_{\text{Ex}}<250 \text{ nm}$, $330 \text{ nm}<\lambda_{\text{Em}}<380 \text{ nm}$)代表芳香蛋白类物质 B(类色氨酸)、区域 III($\lambda_{\text{Ex}}<250 \text{ nm}$, $\lambda_{\text{Em}}>380 \text{ nm}$)代表富里酸类有机物、区域 IV($\lambda_{\text{Ex}}>250 \text{ nm}$, $\lambda_{\text{Em}}<380 \text{ nm}$)代表

可溶性微生物副产物、区域 V($\lambda_{\text{Ex}}>250 \text{ nm}$, $\lambda_{\text{Em}}>380 \text{ nm}$)代表腐殖酸类化合物^[22-23].

由图 3 可知, 在第 0 天 T1 组和 T2 组样品均有 3 类明显的荧光特征峰, T1 组堆体中峰 A 位于区域 II, Ex/Em 为 230/335, 荧光峰强度为 422.5(图 4); 峰 B 位于区域 IV, Ex/Em 为 285/343, 荧光峰强度为 1394; 峰 C 位于区域 V, Ex/Em 为 345/433, 荧光峰强度为 906.5. T2 组堆体中峰 A 位于区域 II, Ex/Em 为 230/335, 荧光峰强度为 542.1; 峰 B 位于区域 IV, Ex/Em 为 285/347, 荧光峰强度为 1723; 峰 C 位于区域 V, Ex/Em 为 335/429, 荧光峰强度为 994.1. T1 组和 T2 组堆体的荧光峰集中在 II、IV 和 V 区域, 说明污泥 EPS 中 DOM 物质主要为芳香类蛋白类物质、可溶性微生物副产物和腐殖酸类化合物. 进入高温期后, T1 组和 T2 组堆体各峰的荧光强度减弱, 区域 II、区域 IV 的荧光峰不明显, 区域 V 的荧光峰强度分别降低至 615.1 和 588.9, 表明芳香类蛋白类物质、可溶性微生物副产物、腐殖酸类化合物等物质被微生物逐步分解. 第 15 天, 区域 V 的荧光峰强度进一步增强, 分别增加至 968.5 和 714.3, 说明降温期腐殖酸类化合物再次合成, 并逐渐趋于稳定.

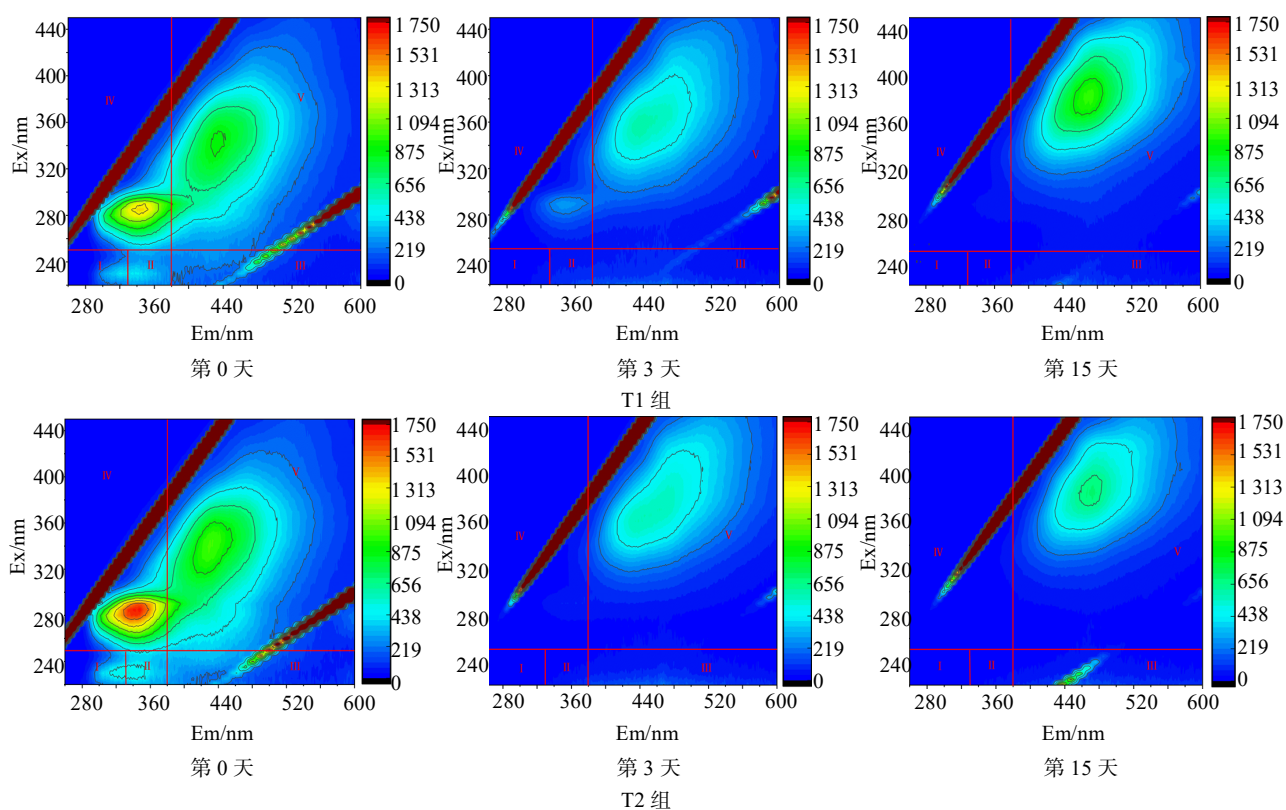


图3 T1组和T2组堆体生物干化过程中的荧光光谱

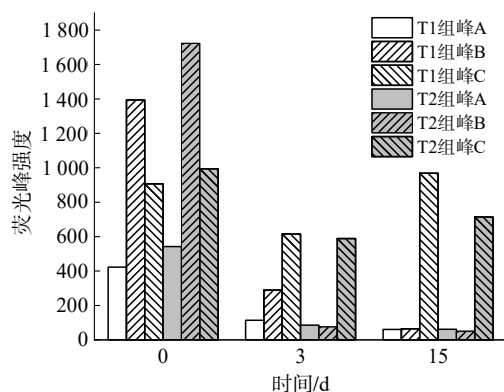


图4 T1组和T2组堆体荧光峰强度随时间的变化

添加复合酶后,第0天T2组堆体峰A、B、C的荧光强度高于T1组堆体的荧光峰强度,说明酪氨酸类蛋白、色氨酸类蛋白和微生物代谢产物含量比T1组堆体多,原因可能是在溶菌酶和 α -淀粉酶的共同作用下,菌体的细胞壁溶解,细胞结构被破坏,导致这些物质被合成;第3天T1组堆体区域IV仍有少量的微生物代谢产物,而T2组堆体中的可溶性微生物副产物由于复合酶的添加降解速率加快。第15天T2组堆体的荧光峰强度低于T1组堆体,原因可能是复合酶中 α -淀粉酶的存在使腐殖酸类化合物进一步分解^[21]。

综上所述,随着时间的推移,芳香蛋白类物质和可溶性微生物副产物逐步降解,腐殖酸类化合物合成。与T1组相比,添加复合酶加快了芳香蛋白类物质和可溶性微生物副产物的降解速率,合成的腐殖酸类化合物相对较少。

2.3 有机质与热值的变化

在生物干化过程中微生物通过不断降解有机物产生热量。有机质降解过程如图5所示。

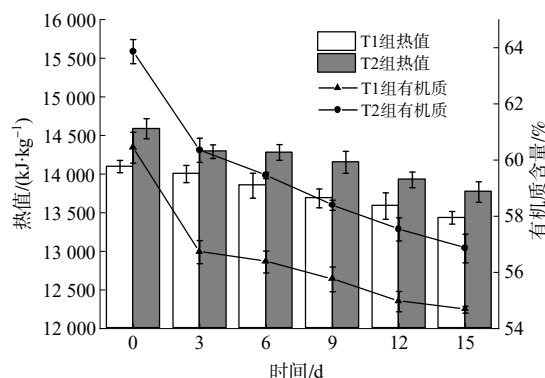


图5 T1组和T2组堆体热值和有机质含量随时间的变化

从图5可见,T1组和T2组堆体初始有机质含

量分别为60.44%和63.86%。在0~3d,有机质含量降解最快,T1组从开始的60.44%显著下降到第3天的56.72%($P<0.05$),降解率为6.15%;T2组从开始的63.86%显著下降到第3天的60.35%($P<0.05$),降解率为5.50%。原因可能是高温期堆体微生物新陈代谢旺盛,大量可行性糖、脂肪等易降解有机物被降解以维持微生物自身的生命活动,使有机质含量明显下降^[24]。随着生物干化的进行,堆体中纤维素、半纤维素等难降解有机物开始降解,T1组和T2组有机质降解速率逐渐减缓,直至趋于平稳。生物干化结束后(第15天),T1组堆体的有机质含量为54.67%,T2组堆体的有机质含量为56.85%。整个生物干化过程中,T1组有机质降解率为9.55%,T2组有机质降解率为10.98%,均显著降低($P<0.05$),T2组有机质的降解率高于T1组,说明中性蛋白酶、淀粉酶的添加加快了堆体中蛋白质等易降解有机物的降解,同时溶菌酶的存在破坏了细胞结构,在释放细胞内的结合水方面起到一定的作用,有利于污泥产热脱水,提高了生物干化质量^[25]。本实验中热值与有机质含量呈显著正相关($P<0.05$),有机质含量越高,相应的热值越高。

T1组和T2组堆体热值分别由开始的14097.67 $\text{kJ}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和14587.00 $\text{kJ}\cdot\text{kg}^{-1}$ 下降到第15天的13434.67 $\text{kJ}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和13767.33 $\text{kJ}\cdot\text{kg}^{-1}$,分别降低了4.70%和5.62%。两组热值均在升温期和高温期(0~3d)下降最快,T1组降低0.69%,T2组降低2.03%。原因可能是T2组堆体的前期温度和易降解有机质含量较高,在生物干化过程中有机质更易被大量降解,因此产生的热量较多。

2.4 发酵产热分析

2.4.1 发酵产热变化规律

污泥中的有机物是燃烧热的主要提供者^[16],通过微生物降解有机物产生的热量,一部分被用于微生物自身,另一部分向外释放,这有利于提高生物干化进程和效率^[26]。T1组和T2组在生物干化高温期的发酵产热分别为342.46 $\text{kJ}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和439.54 $\text{kJ}\cdot\text{kg}^{-1}$ (表2),可见前期微生物活动旺盛,产生的代谢热较多。高温期后,单位质量的发酵产热开始下降,但由于降温期持续时间长,因此在降温期T1组和T2组堆体所产生的总热量较高,分别为546.37 $\text{kJ}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和753.39 $\text{kJ}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。随着生物干化的进

行, T1 组和 T2 组堆体出现了二次升温阶段, 发酵产热继续减少, 分别为 $156.87 \text{ kJ} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $234.22 \text{ kJ} \cdot \text{kg}^{-1}$. 随着温度逐渐降低直至趋于室温, 两组堆体的产热量分别降为 $51.27 \text{ kJ} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $93.63 \text{ kJ} \cdot \text{kg}^{-1}$. 相比于 T1 组堆体, T2 组堆体中添加的中性蛋白酶、 α -淀粉酶加快了蛋白质、淀粉等易降解有机物的降解, 从而提高了堆体有机质的降解速率. 这可能是 T2 组堆体的发酵产热高于 T1 组堆体的原因, 而溶菌酶的加入能够降低污泥的持水能力. 由此表明, 在生物干化过程中加入复合酶能够提高发酵产热, 进一步促进结合水的释放和自由水的蒸发^[6], 从而有利于提高污泥干化效率.

表2 生物干化中发酵产热随时间的变化 $\text{kJ} \cdot \text{kg}^{-1}$

阶段	发酵产热	
	T1 组	T2 组
高温期	342.46 ± 48.85	439.54 ± 70.73
降温期	546.37 ± 68.91	753.39 ± 8.44
二次升温期	156.87 ± 28.52	234.22 ± 48.68
二次降温期	51.27 ± 39.21	93.63 ± 65.44

2.4.2 发酵产热数值模拟

由于生物干化过程中有机质降解存在梯次性现象, 不同阶段有机质降解速率存在差异, 所产生的单位质量热量也存有较大差异, 所以在建立基质降解动力学模型中需要考虑梯次性问题. 在生物干化 15 d 内, 单位质量发酵产热量随基质降解率的增加而增加, 并呈现持续增大趋势, 但增长速率逐渐减小. 对于上升趋势的函数可以通过指数函数模型(Asymptotic1 模型)进行非线性拟合, 结果如图 6(a)所示.

由拟合结果可知, 随着生物干化的进行, 污泥生物干化中由基质降解所产生的热量会逐渐趋于稳定. T1 组和 T2 组堆体发酵产热会随有机质降解率的提高而增加, 得到的拟合公式分别为:

$$y_1 = 1243.81521 - 19361.30684 \times 0.60055^x,$$

$$y_2 = 2319.78258 - 4232.5163 \times 0.85774^x,$$

拟合优度 R^2 分别为 0.943 和 0.928, 表明基质降解率与单位质量产热之间存在较好的相关性, 模型拟合可以有效表征生物干化过程中有机质降解与产热的关系.

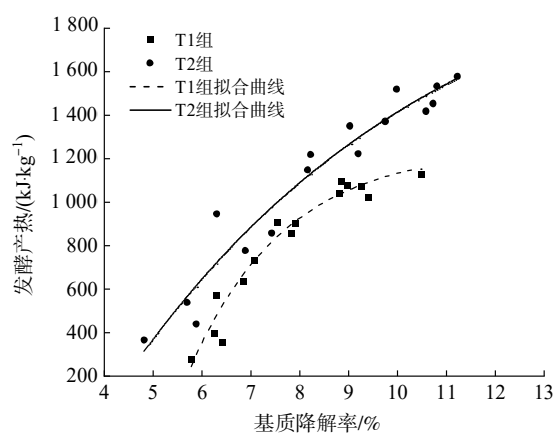
将 Shi 等^[18]提出的垃圾降解产热速率函数类

比到污泥生物干化基质降解产热速率函数, 对污泥降解产热进行非线性拟合, 并与实验结果进行对比.

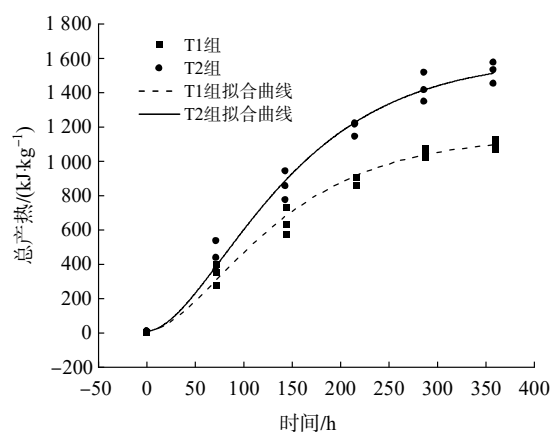
图 6(b)为生物干化过程中降解产热量的拟合结果, T1 组和 T2 组的拟合公式分别为:

$$y_3 = 15.65943 \times 72.81566 \left[(-t / 72.81566) \cdot e^{(-t/72.81566)} + (1 - e^{(-t/72.81566)}) \right],$$

$$y_4 = 20.50642 \times 78.03762 \left[(-t / 78.03762) \cdot e^{(-t/78.03762)} + (1 - e^{(-t/78.03762)}) \right].$$



(a) 基质降解和产热的拟合曲线



(b) 计算与预测单位质量降解产热量变化比较

图6 污泥生物干化过程中 T1 组和 T2 组堆体的发酵产热数值模拟

T1 组和 T2 组的拟合优度 R^2 分别为 0.987 和 0.986, 拟合效果较好, 实测值与预测值接近, 通过经验公式可以较好地预测降解产热量随时间的变化趋势. 由图 6 可知, T1 组和 T2 组堆体高温期单位质量发酵产热量最快, 产热速率分别约为 $4.76 (\text{kJ} \cdot \text{kg}^{-1}) \cdot \text{h}^{-1}$ 和 $6.10 (\text{kJ} \cdot \text{kg}^{-1}) \cdot \text{h}^{-1}$, 降温期产热量持

续增加,但是产热速率分别减至 $3.79 (\text{kJ}\cdot\text{kg}^{-1})\cdot\text{h}^{-1}$ 和 $5.23 (\text{kJ}\cdot\text{kg}^{-1})\cdot\text{h}^{-1}$, 随着生物干化的进行,产热增加量减少,产热速率逐渐趋于稳定.通过数值模拟可以为发酵产热速率提供数据支持,为生物干化的智能化控制提供理论依据.

综上所述,两种模型的拟合优度均较好,在实际应用中,Asymptotic1 模型可以用来描述有机质降解与产热之间的数学规律,降解产热速率函数能用来描述发酵产热随时间的动态变化.

3 结论

研究表明,在复合酶作用下堆体的含水率由 62.90% 下降至 48.05%,有机质降解 10.98%,热值下降 5.62%,总发酵产热量为 $1520.78 \text{ kJ}\cdot\text{kg}^{-1}$.通过三维荧光光谱分析表明,两组堆体中芳香蛋白类物质和可溶性微生物副产物有效降解,腐殖酸类化合物明显合成.本实验设置的外源复合酶能有效促进有机质的降解,提高发酵产热量,提升生物干化效率.基质的降解率与单位质量产热之间的拟合优度达到 0.9 以上.通过对生物干化过程中基质降解产热的拟合分析,可为生物干化的智能化控制提供理论参数.

参考文献:

- [1] CAI L, GAO D, WANG K, et al. Sludge reduction using aquatic worms under different aeration regimes[J]. *Environmental Technology*, 2017, 38(6):737-743.
- [2] 缪佳, 王蓓, 毛妙杰, 等. Beta 分子筛催化剂催化氧化油墨污泥的试验研究[J]. *中国给水排水*, 2022, 38(23):100-108.
- [3] 邹道安, 黄瑾, 白海龙, 等. 污泥热干化和燃烧特性试验研究[J]. *环境污染与防治*, 2012, 34(4):5-10.
- [4] WANG Y Y, ZHENG S W, GAO D, et al. The organic degradation and potential microbial function in a 15-day sewage sludge biodrying[J]. *Compost Science & Utilization*, 2020, 28(1):49-57.
- [5] ZHANG H Y, KRAFFT T, GAO D, et al. Lignocellulose biodegradation in the biodrying process of sewage sludge and sawdust[J]. *Drying Technology*, 2018, 36(3):316-324.
- [6] CAI L, KRAFFT T, CHEN T B, et al. Structure modification and extracellular polymeric substances conversion during sewage sludge biodrying process[J]. *Bioresource Technology*, 2016, 216:414-421.
- [7] ESTRELLA-GONZÁLEZ M J, JURADO M M, SUÁREZ-ESTRELLA F, et al. Enzymatic profiles associated with the evolution of the lignocellulosic fraction during industrial-scale composting of anthropogenic waste: comparative analysis[J]. *Journal of Environmental Management*, 2019, 248:109312.
- [8] 赵然, 邢美燕, 杨格格, 等. 蚯蚓生物滤池削减剩余污泥中 ARGs 和 ARB 的效果研究[J]. *环境工程*, 2022, 40(12):112-120.
- [9] 罗璐, 施周, 周先敏, 等. 溶菌酶改善剩余污泥脱水性能的效果及影响因素研究[J]. *安全与环境学报*, 2022, 22(2):1006-1013.
- [10] 申亮, 施周, 罗璐, 等. 壳聚糖和溶菌酶联用对污泥脱水性能的影响[J]. *中国给水排水*, 2016, 32(5):107-111.
- [11] 陈静涵, 何岩, 乔赵超, 等. 不同调理方法强化污水厂污泥脱水性能的对比[J]. *环境工程*, 2019, 37(2):84-89.
- [12] CHEN Z, LI Y Z, PENG Y Y, et al. Effects of antibiotics on hydrolase activity and structure of microbial community during aerobic co-composting of food waste with sewage sludge[J]. *Bioresource Technology*, 2021, 321:124506.
- [13] CHEN Z, ZHANG W J, WANG D S, et al. Enhancement of activated sludge dewatering performance by combined composite enzymatic lysis and chemical re-flocculation with inorganic coagulants: kinetics of enzymatic reaction and re-flocculation morphology[J]. *Water Research*, 2015, 83:367-376.
- [14] 马欣. 生物酶法提取剩余污泥蛋白质的研究[D]. 天津: 天津理工大学, 2016.
- [15] 陶明涛, 张华. 城市污泥处理过程中有机成分的变化[J]. *环境保护与循环经济*, 2012, 32(10):53-56.
- [16] 蔡璐, 陈同斌, 高定, 等. 采用 CTB 工艺提高污泥热值的工程实例研究[J]. *中国给水排水*, 2010, 26(19):103-105.
- [17] 张永泽. 污泥与秸秆好氧堆肥产热系统的研究[D]. 太原: 太原理工大学, 2022.
- [18] SHI J Y, LI Y P, ZHANG Y C, et al. Determination of heat generation due to organic degradation in a double-layered bioreactor[EB/OL]. [2023-08-20]. <https://doi.org/10.1680/jenge.20.00105>.
- [19] LIU X D, SHI J Y, QIAN X D, et al. One-dimensional model for municipal solid waste (MSW) settlement considering coupled mechanical-hydraulic-gaseous effect and concise calculation[J]. *Waste Management*, 2011, 31(12):2473-2483.
- [20] 吴直颖, 蔡璐, 郑国砥, 等. 生物干化工艺对污泥有机质组分与颗粒结构的改善[J]. *中国给水排水*, 2016, 32(5):4-8.

- [21] WANG W Y, WANG L Y, GAO X M, et al. Distribution characteristics of extracellular polymeric substance extracted from dewatered sludge treated with enzymes and thermal pressure[J]. Waste and Biomass Valorization, 2018, 9(9):1523-1533.
- [22] 杨垒, 郭淋凯, 任勇翔, 等. 活性污泥对硒化镉量子点暴露的胁迫响应机制[J]. 环境工程学报, 2023, 17(5): 1641-1650.
- [23] 张静, 张彦平, 裴佳华, 等. 铁基污泥炭活化过硫酸盐调理剩余污泥脱水的效能和机理研究[J]. 工业水处理, 2024, 44(3):142-151.
- [24] 孟云姣, 唐锋兵, 张娟, 等. 不同调理剂协同市政污泥好氧堆肥试验研究[J]. 工业用水与废水, 2020, 51(1): 82-87.
- [25] 康军, 张增强, 贾程, 等. 污泥好氧堆肥过程中有机质含量的变化[J]. 西北农林科技大学学报(自然科学版), 2009, 37(6):118-124.
- [26] 吴静仪, 叶志平, 随文琪. 污泥的生物干化及其热值变化[J]. 华南师范大学学报(自然科学版), 2015, 47(3): 80-85.

Effect of multi-enzyme on organic matter degradation and heat production in sewage sludge biodrying

CHEN Ying¹, WANG Xinyu¹, XU Xiuli², CAI Lu¹, ZHENG Guodi^{3,4}, WANG Kan¹

(1.School of Civil & Environmental Engineering and Geography Science, Ningbo University, Ningbo 315211, China;

2.Ningbo Ecological Environment Monitoring Center of Zhejiang Province, Ningbo 315012, China;

3.Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China;

4.College of Resources and Environment, University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: Enzymes play an important role in the catalytic degradation of organic matter during sewage sludge biodrying. To improve the efficiency of biodrying by exogenous enzymes, this experiment investigated the effect of adding compound enzymes on the degradation of organic matter and heat production of sewage sludge biodrying. The biodrying experiment was carried out with dewatered sludge and kitchen waste as raw materials, sawdust and inorganic amendment as auxiliary materials. There was a control group (T1) and experimental group (T2). The experimental group added the compound enzyme composed of neutral protease, α -amylase and lysozyme mixed in proportion. The basic indexes of the pile and the relationship between organic matter degradation and heat production in the biodrying process were analyzed. The dynamic law of heat production in fermentation at different stages was explored and numerically simulated to provide theoretical parameters for the intelligent control of biodrying. The results showed that the water removal rate of group T1 was 16.70%, the organic matter degradation rate was 9.55%, and the total heat production was 1 096.97 kJ·kg⁻¹. In group T2, the water removal rate was 23.61%, the organic matter degradation rate was 10.98%, and the total heat production was 1 520.78 kJ·kg⁻¹. Three-dimensional fluorescence spectrum analysis showed that the aromatic protein-like compounds and soluble microbial byproduct-like substances in the two groups were effectively degraded, and the humic acid-like compounds were obviously synthesized. Therefore, the addition of compound enzymes can effectively promote the degradation of organic matter and improve heat production, which is conducive to further improving the efficiency of sewage sludge drying.

Key words: sewage sludge; biodrying; heat production; heating value; organic matter

(责任编辑 史小丽)