

曝气量与辅料粒径对餐厨废弃物辅热生物干化的影响

张利萍^{1,2}, 冯梓薇¹, 徐少奇^{1,3}, 王志刚³, 孙宝茹¹, 张奎^{1,2}, 李季^{1,2}, 魏雨泉^{1,2*}

(1. 中国农业大学资源与环境学院, 北京 100193; 2. 中国农业大学有机循环研究院(苏州), 苏州 215100; 3. 北京大北农科技股份有限公司大北农养猪研究院, 北京 102629)

摘要: 为解决餐厨废弃物生物干化处理周期长、脱水效率低的问题, 该研究分别设置3个不同曝气量(0.4、0.6和0.8 L/(min·kg))和不同辅料粒径(粗粒径>15.0 mm、细粒径<5.0 mm和混合粒径5.0~15.0 mm)进行析因试验, 探究其对餐厨废弃物生物干化效果的影响。研究结果表明, 相较于粒径而言, 曝气量对于辅热生物干化温度变化和除水影响更大。0.6 L/(min·kg)曝气下升温速度较快, 高温期持续时间更长, 有效积温更高。除0.4 L/(min·kg)和细粒径处理, 其他处理辅热生物干化过程高温期均超过7 d; 0.8 L/(min·kg)和细粒径处理的除水效果最好, 生物干化指数最高为4.0, 最终含水率为17.0%, 水分去除率为95.8%。能量和水分平衡计算表明: 辅热生物干化过程中, 主要的除水方式为蒸发除水, 占总除水量40%~80%; 主要能量来源为生物产热(63.0%~76.0%), 能量损失主要有蒸发潜热(26.0%~46.5%)和反应器热损失(28.3%~49.4%), 0.8 L/(min·kg)和细粒径处理的能量利用效率最高为65.1%。经过16 d辅热生物干化, 除0.4 L/(min·kg)和细粒径处理pH值与发芽指数不能满足腐熟标准, 其他处理均能完全腐熟, 可满足有机肥标准。

关键词: 废弃物; 曝气量; 辅热生物干化; 辅料粒径; 除水效率; 能量利用效率

doi: 10.11975/j.issn.1002-6819.2022.16.028

中图分类号: X712

文献标志码: A

文章编号: 1002-6819(2022)-16-0252-08

张利萍, 冯梓薇, 徐少奇, 等. 曝气量与辅料粒径对餐厨废弃物辅热生物干化的影响[J]. 农业工程学报, 2022, 38(16): 252-259. doi: 10.11975/j.issn.1002-6819.2022.16.028 <http://www.tcsae.org>

Zhang Liping, Feng Ziwei, Xu Shaoqi, et al. Effects of aeration rate and particle size of bulking agents on the thermally assisted bio-drying of kitchen waste[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE), 2022, 38(16): 252-259. (in Chinese with English abstract) doi: 10.11975/j.issn.1002-6819.2022.16.028 <http://www.tcsae.org>

0 引言

据统计, 中国餐厨废弃物产生量大, 2020年产量为12 000万t左右^[1-2]。2021年中国发布《“十四五”城镇生活垃圾分类和处理设施发展规划》政策后, 餐厨废弃物净产生量将进一步增加, 但资源化利用率较低。餐厨废弃物具有营养物质丰富, 有机成分高的优点^[3], 是中国巨大的可再生资源库, 常通过好氧堆肥技术资源化处理。但是, 餐厨废弃物因其含水率较高^[4], 导致其不利于收集、运输以及后端的处理。餐厨废弃物具有易腐烂变质、散发臭味的特点^[5], 如不及时处理, 将会对周边环境造成重要污染。因此, 餐厨废弃物减量化、无害化和资源化的关键问题是快速降低含水率, 资源化处理面临巨大挑战。

生物干化是由好氧堆肥技术衍生出来, 在反应器内进行物理生化反应的新兴预处理技术, 常用于对城市垃圾的干燥和部分稳定化, 产品可直接焚烧或者制作固体衍生燃料^[6-7]。其原理是^[8]: 通过利用好氧微生物降解有机物释放热量, 使水分汽化, 同时强化通风, 达到快速

降低水分的目的。通常认为除水主要有2个过程^[9]: 1) 水分子从物料表面蒸发, 主要与辅料粒径有关; 2) 物料内部形成湿度梯度, 水蒸汽扩散, 主要与曝气量有关。大量研究表明: 曝气量、堆体温度和自由孔隙度^[10-12]直接影响水分蒸发及去除过程。辅料粒径大小影响比表面积, 对水分汽化效率产生影响, 同时直接影响堆体的自由孔隙度, 对堆体升温和积温有重要影响^[13-14]。通风控制是生物干化过程的重要调控手段, 提高曝气量可以提高除水效率, 降低堆体温度。但是, 根据空气焓湿图可知随着温度降低, 空气饱和湿度降低(空气饱和携水汽量降低), 即限制除水效率的进一步提高。Cai等^[15]研究表明过度曝气量可降低堆体温度, 污泥生物干化经过20 d, 增大曝气量含水率从66.0%降至48.7%, 除水效率较低。目前大部分研究针对曝气量和辅料对生物干化含水率、有机质及产品热值的影响^[16-18], 缺乏曝气量和辅料粒径对水分蒸发汽化效率和积温影响的系统性研究。Yuan等^[19]研究水分损失规律表明: 水分损失和温度变化趋势一致, 高温期($\geq 50^{\circ}\text{C}$)水分损失占水分总损失的89%以上, 为进一步提高除水效率提供了依据。范鑫祺等^[20]研究表明辅热策略促进生物干化过程水分去除, 但较少研究报道同时考虑曝气量和辅料粒径对辅热生物干化过程温度变化、有机物降解及水分损失规律的影响。辅热生物干化必然增加能耗, 但是市场推广应用中餐厨废弃物处理有高效低耗的需求, 因此提高能量利用率, 降低能耗具有重要意义。

收稿日期: 2022-06-02 修订日期: 2022-08-01

基金项目: 生物堆肥调控根际微生物组抑病的机理研究(32071552); 国家自然科学基金(31800378)

作者简介: 张利萍, 研究方向为生态工程与有机废弃物资源化处理。

Email: 2544077320@qq.com

*通信作者: 魏雨泉, 副教授, 博士, 研究方向为生态工程与有机废弃物资源化处理。Email: weiqy2019@cau.edu.cn

因此,本文选择3种不同粒径的辅料和3种不同曝气量的工艺参数,进行析因试验。明确辅料粒径和曝气量对餐厨废弃物生物干化过程温度变化和有机物降解的影响,水分损失与热量流动的相关关系及水分去除率的影响,为餐厨废弃物辅热生物干化技术提供理论基础和数据支持。

1 材料方法

1.1 试验材料

试验所用餐厨废弃物(Food Waste, FW)取自北京市海淀区中国农业大学西校区餐厅垃圾点前一日收集的废弃物,试验前进行去杂质和破碎等预处理;木屑购自山东金湖兴盛木业有限公司,形状为薄片状,取薄片状长或宽为粒径大小,通过机械粉碎预处理改变粒径,设置不同辅料粒径:粗粒径(>15.0 mm)、细粒径(<5.0 mm)和混合粒径(5.0~15 mm)。原材料的基础理化性质见表1。

表1 初始物料基本理化性质

Table 1 Physical and chemical characteristics of raw materials

物料 Materials	含水率 Moisture content/%	TOC/%	TN/%	C/N	挥发性固体含量 Volatile solids/%	pH 值 pH value
餐余垃圾 Kitchen waste	75.1±0.3	49.0±0.5	3.6±1.2	13.7±0.4	95.0±0.4	3.9±0.1
木屑 Sawdust	13.3±0.4	41.6±0.3	0.3±0.5	126.3±0.2	-	5.6±0.1

注:含水率、pH 基于湿基; TOC、TN 和挥发性固体含量基于干基计算。
Note: The moisture content and pH were calculated on wet basis; the Total Organic Carbon (TOC)、Total Nitrogen (TN) and Volatile Solids (VS) were dry basis content.

1.2 试验设计

本试验在10 L密闭生物干化反应器中进行(如图1所示),反应器置于控温箱中,通过控温箱调控反应器环境温度达到辅热效果。气泵将空气强制通入反应器底部进入堆体,过程中通过干燥剂和玻璃转子流量计,达到控制入口水分和曝气量的目的。生物干化原料为85%餐厨和15%木屑,并根据物料总质量(湿质量)添加氧化钙和碳酸钙各1%调节物料初始pH值。试验考虑辅料粒径和曝气量两因素,分别设置3水平:粗粒径>15 mm、细粒径<5 mm、混合粒径5~15 mm;0.4 (AR_{0.4}) /0.6 (AR_{0.6}) /0.8 (AR_{0.8}) L/(min·kg DM)(即每千克干物质每分钟曝入空气0.4、0.6、0.8 L),共设置9个处理进行试验。试验周期为16 d,翻堆频率为每2天1次,各处理参数如表2所示。

1.3 测定项目与方法

1.3.1 取样

生物干化过程中分别于0、2、4、6、8、10、12、14、16 d进行充分均匀混合翻堆后取样,每次取样90 g,分2部分保存,一式3份:其中一部分在阴凉干燥处经自然风干一周至含水率不变后,粉碎过0.5 mm筛,用于测定总碳(Total Carbon, TC)、总氮(Total Nitrogen, TN)、挥发性固体含量(Volatile Solids, VS);另一部分鲜样储存在4 °C冰箱中,用于测定含水率、pH值、电导率

(Electric Conductivity, EC)、发芽指数(Germination Index, GI)等指标。

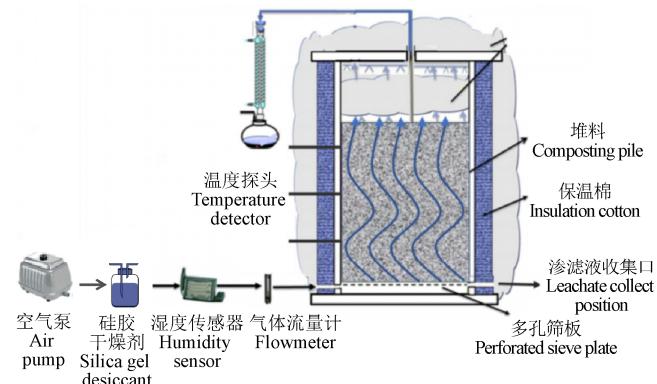


图1 小型密闭生物干化反应器示意图

Fig.1 Schematic diagram of a small closed bioreactor

表2 不同辅热生物干化处理试验设计

Table 2 Experimental design of the thermally assisted bio-drying treatment

处理 Treatment	辅料粒径 Particle size of bulking agent/mm	曝气量 Aeration rate/(L·(min·kg) ⁻¹)	C/N
T1	粗粒径(>15)	AR _{0.4} (低)	24.7±0.48
T2	粗粒径(>15)	AR _{0.6} (中)	25.1±0.28
T3	粗粒径(>15)	AR _{0.8} (高)	25.4±0.09
T4	细粒径(<5)	AR _{0.4} (低)	25.5±0.92
T5	细粒径(<5)	AR _{0.6} (中)	24.2±0.03
T6	细粒径(<5)	AR _{0.8} (高)	24.7±1.12
T7	混合粒径(5~15)	AR _{0.4} (低)	25.3±1.14
T8	混合粒径(5~15)	AR _{0.6} (中)	26.1±0.81
T9	混合粒径(5~15)	AR _{0.8} (高)	25.2±0.38

试验期间,每日固定时间由温度传感器监测堆体上中下3层温度并记录;通过玻璃转子流量计监测进气口通风量;由硅胶收集出气口水汽并称取质量。翻堆前称取渗滤液质量,同时翻堆前后要进行称罐质量、物料质量等操作。

1.3.2 各理化指标

测定含水率、pH值、EC和GI依照农业行业标准《NY525—2021 有机肥》中的标准方法测定。

测定VS含量时,将风干样粗磨过后,先在烘箱中于80 °C烘2 h,均匀称取1 g(m_1)样品放入坩埚(m_0),在马弗炉(APHA, 1998)中于550 °C烧至质量恒定,待温度降至室温时称取质量(m_2)并记录。根据如下公式计算:

$$VS = \frac{m_0 + m_1 - m_2}{m_0 + m_1} \times 100\% \quad (1)$$

总碳(TC)、总氮(TN)采用元素分析仪(vario MACRO cube 元素分析仪, 德国)测定。

作图使用Excel 2018完成,显著性差异分析使用SAS8.1完成,理化指标相关性分析使用SPSS20完成。

1.3.3 能量和水平衡计算

1) 水分平衡

反应器生物干化过程中,水分流动方向与大小可以

评估堆体水分散失途径的贡献度。考虑以反应器作为系统边界，全过程水分流动分为输入端和输出端。水分输入端主要包括：输入堆体水分 ($M_{\text{swater-in}}$)、输入水蒸汽 (M_{aeration})、微生物降解产水 ($M_{\text{metabolic}}$)（及过程加水）。水分输出端主要包括：输出堆体水分 ($M_{\text{swater-out}}$)、渗滤液 ($M_{\text{water-out}}$)、水蒸气携水输出 (M_{evap})、翻堆除水 (M_{turnning}) 及过程水分损失 (M_{loss})。通过构建生物干化过程中的水分平衡，明确出水分流动方向与大小，从而探究不同参数工艺处理和物料脱水之间的作用规律和机制。水分平衡表达式为

$$\begin{aligned} & M_{\text{swater-in}} - M_{\text{swater-out}} \\ = & M_{\text{evap}} + M_{\text{turnning}} + M_{\text{water-out}} - M_{\text{aeration}} - M_{\text{metabolic}} \quad (2) \end{aligned}$$

2) 能量平衡

该系统总的热平衡公式见 (3)。其中翻堆所造成的热损失 (Q_{turnning}) 是通过物料及其中的水分温度降至室温所耗散的热量，其已经被包含在堆体物料升温显热中 (Q_{water} 和 Q_{solid})。辅助输入热量 Q_z 由系统能量平衡差值计算得到 Q_{bio} 为微生物降解产生热量； Q_{dryair} 为通风带走的热量； Q_{cond} 为反应器壁耗散热量； Q_{evap} 为水分蒸发潜热。

$$Q_{\text{bio}} + Q_z = Q_{\text{dryair}} + Q_{\text{solid}} + Q_{\text{water}} + Q_{\text{evap}} + Q_{\text{cond}} \quad (3)$$

2 结果与分析

2.1 温度、VS 和含水率

生物干化过程中，温度是影响水分蒸发和干化效率的重要参数^[21-22]。本次试验中各处理温度变化如图 2a 所示。除 T4 处理，其他各处理的温度均符合典型堆肥的特征，经历了升温期、高温期 (>55 °C) 和降温期 3 个阶段。生物干化初期，各处理温度迅速升高，餐厨废弃物中易降解有机物快速降解，同时适宜的辅热策略利于微生物活性和蓄热，堆体温度最高至 73.7 °C (T2)。试验 10 d 后，各处理温度呈下降趋势。除 T4 处理外，其他处理温度达 55 °C 以上均超 5 d，可杀灭病原菌等达到卫生学指标。

从图中看出，AR_{0.6} 组升温速度较快，在第 2 天均进入高温期，T2 与 T5 处理峰值温度，且显著高于其他处理，其对应值分别为 68、73.7 °C。而 AR_{0.4} 和 AR_{0.8} 组均在第 4 天进入高温期。可能由于曝气量较小，对微生物供氧不足或者 AR 过大使堆体与气体之间存在对流冷却作用，堆体温度降低。AR_{0.4} 组在生物干化结束时，除了细粒径 (T4) 处理酸化，粗粒径和混合粒径 (T1 和 T7) 处理高温期持续达 9、8 d。T4 处理可能由于处理容重较大，自由孔隙度低，同时曝气量小，最终导致堆体中区域厌氧，有机酸积累而抑制微生物活性。AR_{0.6} 组快速进入高温期后，粗粒径 (T2) 处理可利用有机物较少，最快进入降温期，高温期持续 6 d。而细粒径和混合粒径 (T5 和 T8) 处理高温期持续时间分别为 8、9 d，相较粗粒径时间较长。混合粒径处理中高温期持续时间较长，分别为 8、9、7 d，AR_{0.6} (T8) 处理有更高的温度峰值 67.9 °C。

有效积温指堆体在发酵过程中温度的积累，即某时刻堆体温度与外界环境温度的差异累积值，可以更好地反应各处理之间温度的差异^[23] (图 2b)，各处理整个生物干化过程中积温排序为 T5>T8>T7>T1>T9>T3>T6>T2>T4，细粒

径和 AR_{0.6} (T5) 处理积温最高为 209.0 °C。AR_{0.6} 组有效积温显著高于 AR_{0.4} 组，较 AR_{0.4} 组高出 26.2%；混合粒径组有效积温显著高于细粒径组，较细粒径组高出 26.4%。说明该系统下曝气量为 0.6 L/(min·kg) 和混合粒径条件更利于微生物活动和蓄热。

物料含水率是评价生物干化除水效果最直观的指标。各处理堆体含水率变化如图 2c 所示，含水率呈不同程度下降趋势，最终含水率仅有 T2 (24.0%)、T3 (23.2%) 和 T6 (17.0%) 处理低于 30%，其中 T6 处理的除水效果最好，最终含水率最低为 17.0%，水分去除率为 95.8%。粗粒径组和细粒径组含水率平均降幅无显著性差异，较混合粒径组高 57.6%；AR_{0.4} 组含水率平均降幅最低 7.4%，AR_{0.6} 组是其 5.8 倍，AR_{0.8} 组是其 8.4 倍。说明随着曝气量增大，含水率降低越快，混合粒径处理组合含水率降幅较低，可能由于其适宜的孔隙度利于微生物活动和蓄热，但是比表面积较大不利于水分子从物料表面蒸发 (即从液体到气态的变化阶段) 到周围的空气中^[24]。

辅热生物干化过程中，各处理的水分去除速率呈现出先“上升-下降-上升-下降”的变化趋势 (图 2d)，峰值均在第 4 或 12 天出现，水分去除速率在 14.3~45.7 g/(kg·d) 之间。结果表明，辅热生物干化过程高温期和降温期较高水平的水分去除速率，且在干化后期依然可以保持高的除水效果。各处理试验结束累计水分去除量为 0.27、0.49、0.49、0.25、0.42、0.54、0.30、0.40、0.48 kg/kg。3 个粒径处理组平均累计水分去除量无显著性差异，AR_{0.8} 处理组平均累计水分去除量最高，较 AR_{0.4} 组高 84.1%，T6 处理累计水分去除量最高，为 T4 处理的 2.2 倍。与含水率下降规律相似。

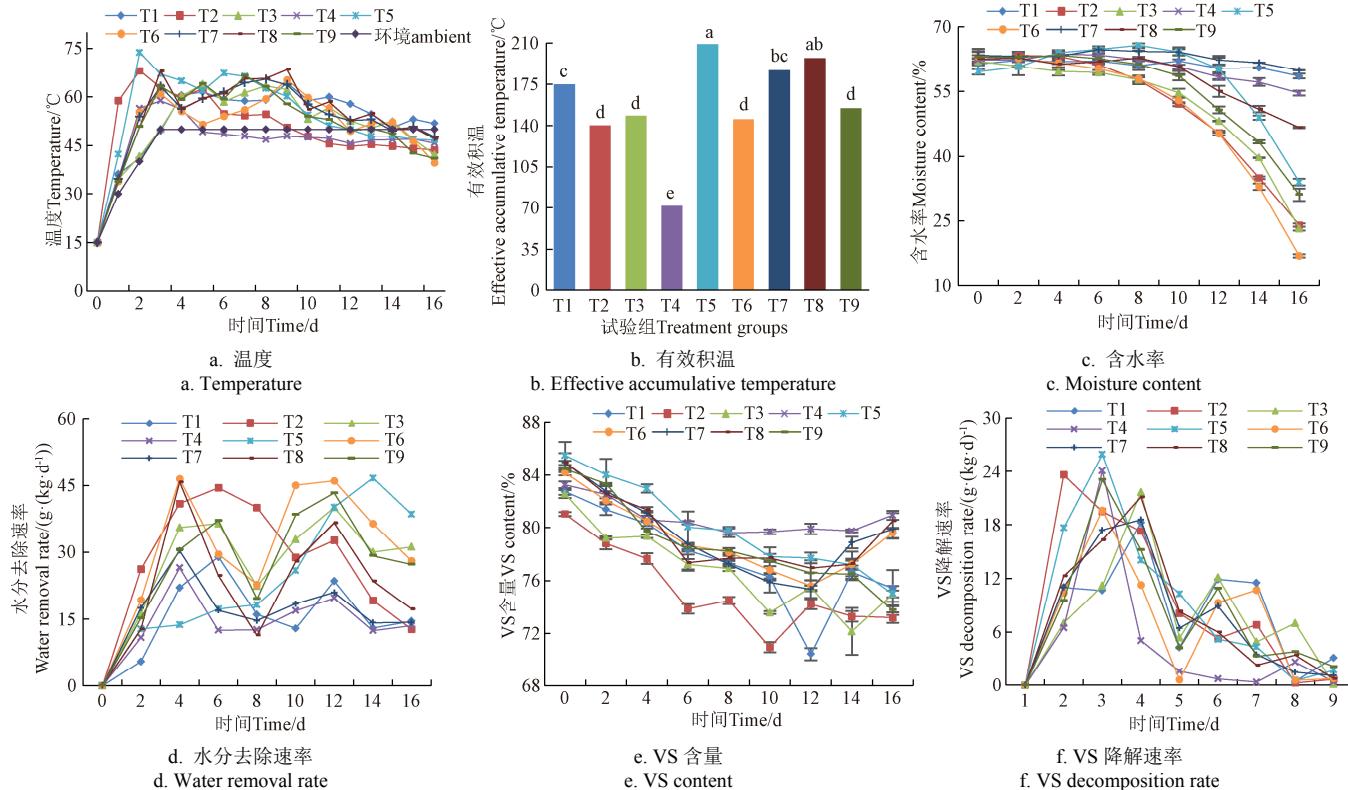
挥发性固体 (VS) 含量是可以反映堆体有机物多少的直观指标^[25-26]。各处理 VS 含量如图 2e 所示。随着生物干化的进行，各处理挥发性固体含量均有不同程度的降幅，在 2.7%~12.6% 之间。整体上看 (图 2f)，各处理在高温期 VS 降解速率比升温期快，随着干化进程逐渐下降，最后在降温期挥发性固体降解速率甚至为 0。在干化前期，在 0~2 d，降解速率最高为 AR_{0.6} (T2 与 T5) 处理，分别为 23.6、17.7 g/(kg·d)，有机物快速降解产生大量热量，温度快速上升。在 2~4 d，粗粒径 (T1 与 T3) 处理降解速率较低分别为 10.7、11.2 g/(kg·d)，T5 处理降解速率最高为 26.0 g/(kg·d)，为 T1 处理的 2.4 倍。各处理 VS 质量降解率在 23%~52% 之间，分别为 44.5%、52.2%、44.2%、23.4%、42.8%、39.8%、43.9%、43.3%、46.0%。细粒径组平均降解率最低，粗粒径组高出 32.9%，混合粒径高出 25.6%。AR_{0.6} 组平均降解率最高，较 AR_{0.4} 组提高 23.7%，曝气量为 0.6 L/(min·kg) 时更利于有机物降解，增大曝气量不利于有机物降解。

2.2 pH 值、EC 和发芽指数

各处理生物干化过程中，腐熟度指标如图 3 所示。各处理 pH 值先快速下降后小幅上升最后趋于稳定至 8 左右。AR_{0.4} 和 AR_{0.8} 处理组均在第 4 天降至 pH 最低值，AR_{0.6} 处理组在第 2 天降至 pH 最低值。这是由于前期辅

热条件促进餐厨废弃物中易降解物质产生大量有机酸, AR_{0.6} 处理组相对 AR_{0.4} 处理组更适宜微生物利用和降解有机物, 与 Sundberg 等研究有相似结果^[27], 增加曝气率会有更高的 pH 值和更稳定的堆肥产品。除 T4 处理 pH 值下降后一直持续降至 6, 各处理 pH 值均上升并稳定

至 8 左右, 满足有机肥产品要求。低 AR 水平的细粒径处理, 即使调节初始至碱性, 可能由于低曝气率下, 易造成堆体环境存在厌氧区, 持续产生有机酸, 不适宜微生物生长。其他所有处理在高温期利用小分子有机酸和氨态氮的增加, 使 pH 值增加^[28]。



注: 图 b 中不同小写字母表示差异显著。下同。

Note: Different lowercase letters in Figure b indicate significant differences. The same below.

图 2 辅热生物干化过程中代表性指标变化

Fig.2 Changes in representative indices during auxiliary heating biodrying

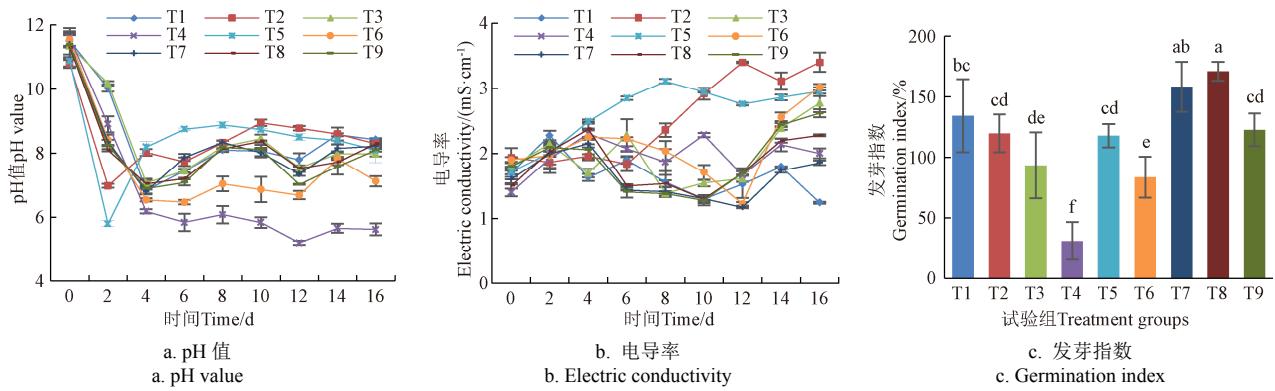


图 3 辅热生物干化过程腐熟指标变化

Fig.3 Changes in maturity index during auxiliary heating biodrying

各处理最终 EC 均较初始高, 满足腐熟标准中 EC<4 mS/cm。发芽指数 (GI) 被认为是描述堆肥产品无害化最直接的生物学指标^[29-30], 当 GI 值大于 70% 时, 满足 NY525-2021 有机肥腐熟标准。各处理最终发芽指数除 T4 处理, 各处理最终 GI 均>70%, 中等曝气量 AR_{0.6} 处理组 GI 较高, 混合粒径处理组 GI 较高。可能是中等曝气量下微生物活性更高, 小分子有机酸被分解利用, 对植物生长抑制作用消失。

2.3 水分平衡和生物干化指数

各处理的水分平衡和生物干化指数如表 3 所示。16 d

的生物干化期间, 各处理中有机质降解产水量在 0.18~0.36 kg 之间, 不同曝气量下产水量差异不显著。蒸发除水的总量在水分去除量中占比在 40%~80% 之间, 蒸发除水在水分去除量中占比越高, 生物干化除水效果越好。随着通风速率的增加, 蒸发带走的水分呈现一定的上升趋势, 在不同粒径之间具有一定的差异性, AR_{0.8} 处理组占比均较高。翻堆除水量在 0.32~0.78 kg 之间, 在水分去除量中占比在 13.4%~37.2% 之间。随着曝气量的增大翻堆除水量增大, 但是除水效果更好的处理翻堆除水占比越低 (T2、T6), 除水效果更差的处理翻堆除水占比

越高, 因为翻堆除水常常与堆体温度和含水率有关。渗滤液除水占比均较低, T1 处理产生较多渗滤液为 0.33 kg, 占水分去除量的 17.8%, 渗滤液在低曝气量时产生量较大, 同时粗粒径持水能力较差渗滤液产生较多。产生的渗滤液可能形成二次污染, 不产生渗滤液处理更符合处理废弃物需求。

生物干化指数是水分去除量与有机物消耗量的比值,

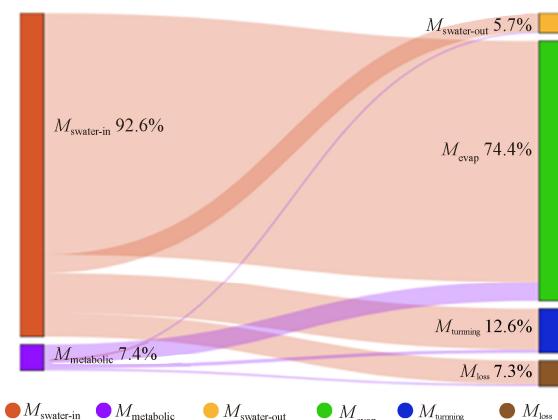
生物干化指数越大, 表明生物干化效率越高。各处理的生物干化指数分别为 2.27、2.96、3.31、3.25、3.03、4.02、2.50、3.00、3.31, 其中粗粒径处理组与 AR_{0.8} 处理组 (T2、T3、T6 和 T9) 的生物干化指数较高, 均大于 3; T6 处理生物干化指数最高 4.02。以上处理的生物干化指数远高于向虹霖等^[31]研究: 在加热条件下, 厨余与园林垃圾干化的生物干化指数优于不加热条件, 其为 2.54。

表 3 各处理的水分平衡和生物干化指数

Table 3 Water balance and biodrying index of each treatment

指标 Index	处理 Treatment									
	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T8	T9	
有机质降解产水 Water mass produced by organic degradation/kg	0.26±0.01	0.23±0.00	0.25±0.01	0.18±0.00	0.36±0.01	0.32±0.01	0.30±0.01	0.30±0.00	0.31±0.01	
蒸发除水 Output water vapor mass/kg	0.86±0.02	1.54±0.01	2.09±0.05	0.85±0.02	2.37±0.04	3.18±0.08	1.24±0.04	1.88±0.02	2.46±0.10	
翻堆除水 Output water the turning mass /kg	0.67±0.02	0.32±0.01	0.47±0.01	0.78±0.00	0.59±0.02	0.54±0.02	0.72±0.00	0.53±0.00	0.52±0.01	
渗滤液损失 Leachate mass/kg	0.33±0.01	0.00±0.00	0.02±0.00	0.08±0.00	0.00±0.00	0.00±0.00	0.12±0.00	0.03±0.00	0.05±0.00	
其他水分损失 Other water loss mass/kg	0.01±0.00	0.37±0.02	0.15±0.00	0.38±0.01	0.26±0.01	0.31±0.01	0.18±0.01	0.37±0.00	0.16±0.00	
水分去除量 Moisture removal mass/kg	1.87±0.01	2.23±0.10	2.73±0.10	2.09±0.09	3.22±0.01	4.03±0.09	2.26±0.07	2.81±0.04	3.19±0.02	
生物干化指数 Biodrying index	2.27±0.08	2.96±0.00	3.31±0.05	3.25±0.15	3.03±0.10	4.02±0.05	2.50±0.07	3.00±0.12	3.31±0.02	

各处理均可进行生物干化过程, 有较高的生物干化效率。该辅热小型反应器系统下, 如图 4 为 T6 处理过程中水分流动情况。最主要的水分输入是原始物料中水质量占比为 93.0%, 微生物降解产水占比非常低为 7%, 因此在一定条件下输入水分中, 微生物降解产水可忽略; 最主要的水分输出为蒸发除水输出占 70.4%, 其次是翻堆除水占 12.6%, 过程其他损失除水占 7.3%, 堆体物料中水分占 5.7%, 与以往的研究结果得出的结论一致^[32], 蒸发除水是过程中水分去除的主要方式。



注: $M_{\text{water-in}}$ 为输入堆体水分、 $M_{\text{metabolic}}$ 为微生物降解产水、 $M_{\text{water-out}}$ 为输出堆体水分、 M_{evap} 为水蒸气携水输出、 M_{turning} 为翻堆除水、 M_{loss} 为过程水分损失。

Note: $M_{\text{water-in}}$ is the input reactor water, $M_{\text{metabolic}}$ is the water produced by microbial degradation, $M_{\text{water-out}}$ is the output reactor water, M_{evap} is the water vapor carrying output, M_{turning} is the reactor turnover water removal, M_{loss} is the process water loss.

图 4 T6 处理水分流动桑基图

Fig.4 Sankey diagram of T6 treated water flow

2.4 能量平衡

能量平衡可以反映生物干化过程中能量利用效率。

各处理热量平衡如表 4 所示。 ΣQ_z 为辅助输入的热量, 在 5 218~9 987 kJ 范围内, 占输入能量的 24.0%~36.8%; ΣQ_{bio} 的值在 12 993~20 629 kJ 范围内, 占输入能量的 63.0%~76.0%, 有机质降解量是影响生物降解产热的主要因素。其中 T6 的总输入能量最高为 30 616 kJ。 Q_{dryair} 为通风带走的热量, 约占总热量消耗的 1.0%~1.8%, 与之前的研究结果类似^[33-36]。其中 AR_{0.6} 的通风率下, 通风带走的热量占比最低, 随着通风率增加, 占比增高。通风带走的热量主要受通风量和堆体温度与环境温度差值的影响, 但是在辅热系统下, 高温期堆体温度均较高, 故高通风率下带走的热量损失较高。 Q_{water} 和 Q_{solid} 为堆体升温消耗的热量, 在 3 290~8 653 kJ 范围内, 占总热量消耗的 14.3%~38.1%。其中 Q_{water} 消耗的热量较高在 2 798~7 474 kJ 范围内, 占总热量消耗的 12.1%~32.8%。 Q_{cond} 为反应器壁散热, 占总热量损失的 28.3%~49.4%, 其中 T4 处理热量损失占比最低, 由于反应器壁散热量受堆体温度与环境温度差值影响, 堆体温度较低则热量损失较低。 Q_{evap} 为水分蒸发潜热, 占总热量消耗比最高, 约为 26.0%~46.5%, 该部分反映了生物干化过程中的能量利用效率, 占比越高, 说明能量利用效率越高。其中随着曝气量增大, Q_{evap} 占总热量消耗比越高, T6 处理占比最高。因此, 能量效率最高的为 T6 处理, 其余处理差异不大, 其原因在于通风量越大, 由通风带走的蒸发水量较大, 从而水分蒸发耗热高。此外, Q_{turnning} 为翻堆损失热量, 在 1 505~4 240 kJ 范围内, 通风率大的处理翻堆热量损失显著低于其他处理的原因在于该处理的堆体温度低, 干化产品含水量低。

综合分析餐厨废弃物辅热生物干化过程能量流动, 图 5 显示了该系统过程的能量流动平衡。最主要的能量来源是生化反应热 (Q_{bio}) 占 65.1%, 辅热输入能量 (q_h) 占 33.3%, 生化反应热依然是主要的能量来源, 输入空气经脱水后干空气输入能量 (H_{dryairin}) 非常低占 1%; 最主

要的能量输出为水的汽化潜热(Q_{evap})占48.0%、反应器热损失(q_z)占22.3%与堆体水升温耗热($H_{\text{vapourout}}$)占17.5%，水的汽化潜热与堆体水升温耗热为水分蒸发耗

热，该部分反映了生物干化过程中的能量利用效率，占比越高，说明能量利用效率越高。该系统装置热损失的降低，提高了能量利用效率。

表 4 各处理热量平衡

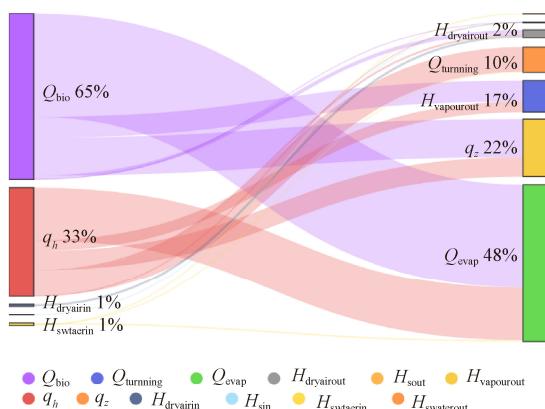
Table 4 Energy balance of each treatment

(kJ)

指标 Index	处理 Treatment								
	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T8	T9
$\sum Q_{\text{bio}}$	16 515±582.1 (76.0%)	14 582±559.4 (63.2%)	15 722±193.7(70.1%)	12 993±374.7 (65.2%)	24 626±341.4 (73.2%)	20 629±651.5 (67.4%)	18 777±517.5 (74.8%)	19 517±149.1 (69.0%)	19 611±275.1 (70.7%)
$\sum Q_z$	5 218±241.9 (24.0%)	8 481±384.2 (36.8%)	6 692±262.1(29.9%)	6 928±274.7 (34.8%)	9 032±385.1 (26.8%)	9 987±158.9 (32.6%)	6 335±12.4 (25.2%)	8 755±6.8 (31.0%)	8 141±192.1 (29.3%)
$\sum Q_{\text{dryair}}$	209±6.4 (1.0%)	298±11.5 (1.3%)	403±10.3(1.8%)	237±0.4 (1.2%)	441±21.9 (1.3%)	535±19.1 (1.7%)	247±10.9 (1.0%)	377±17.4 (1.3%)	472±14.4 (1.7%)
$\sum Q_{\text{soild}}$	812±13.7 (3.7%)	492±6.6 (2.1%)	754±8.7(3.4%)	1 041±49.0 (5.2%)	1 179±33.6 (3.5%)	1 092±16.7 (3.6%)	925±42.4 (3.7%)	956±26.8 (3.4%)	876±10.3 (3.2%)
$\sum Q_{\text{water}}$	5 159±53.3 (23.7%)	2 798±103.6 (12.1%)	3 819±95.1(17.0%)	6 543±243.5 (32.8%)	7 474±10.2 (22.2%)	5 533±171.4 (18.1%)	6 387±85.2 (25.4%)	5 737±262.5 (20.3%)	5 127±102.8 (18.5%)
$\sum Q_{\text{evap}}$	6 642±320.8 (30.6%)	8 093±212.0 (35.1%)	9 110±338.4(40.6%)	6 467±56.6 (32.5%)	10 573±269.1 (31.4%)	14 227±424.1 (46.5%)	6 533±276.0 (26.0%)	8 889±350.4 (31.4%)	10 489±200.4 (37.8%)
$\sum Q_{\text{cond}}$	8 912±111.8 (41.0%)	11 382±560.1 (49.4%)	8 329±259.2(37.2%)	5 635±210.4 (28.3%)	13 990±265.0 (41.6%)	9 229±169.3 (30.1%)	11 019±462.7 (43.9%)	12 313±183.1 (43.6%)	10 788±183.7 (38.9%)
$\sum Q_{\text{Total}}$	21 733±51.9 (100.0%)	23 063±48.3 (100.0%)	22 413±549.4(100.0%)	19 922±440.8 (100.0%)	33 657±306.1 (100.0%)	30 616±1 490.4 (100.0%)	25 112±468.8 (100.0%)	28 273±647.7 (100.0%)	27 752±609.8 (100.0%)
$\sum Q_{\text{Turning}}$	2 705±56.3 (12.4%)	1 505±44.9 (6.5%)	2 142±95.2 (9.6%)	3 516±140.9 (17.6%)	4 240±194.0 (12.6%)	3 184±34.5 (10.4%)	3 355±129.8 (13.4%)	3 007±6.8 (10.6%)	2 793±83.3 (10.1%)

注: $\sum Q_{\text{bio}}$ 微生物降解产生热量; $\sum Q_z$ 外源加热输入热量; $\sum Q_{\text{dryair}}$ 通风带走的热量; $\sum Q_{\text{soild}}$ 堆体干物质升温消耗的热量; $\sum Q_{\text{water}}$ 堆体水分升温消耗的热量; $\sum Q_{\text{evap}}$ 水分蒸发潜热; $\sum Q_{\text{cond}}$ 反应器壁耗散热量; $\sum Q_{\text{Turning}}$ 翻堆损失热量, $\sum Q_{\text{Total}}$ 为热量合计, 单位均为 kJ, 括号中为占比。

Note: $\sum Q_{\text{bio}}$ biologically generated heat; $\sum Q_z$ the heating device; $\sum Q_{\text{dryair}}$ output energies of the dry air; $\sum Q_{\text{soild}}$ output energies of the dry materials; $\sum Q_{\text{water}}$ lossing energies of the water materials temperature rises; $\sum Q_{\text{evap}}$ the latent heat of water evaporation; $\sum Q_{\text{cond}}$ the total heat loss throughout the process; $\sum Q_{\text{Turning}}$ output energies of turning the pile, $\sum Q_{\text{Total}}$ is the total energy, it's all in kJ, percentage is in brackets.



注: q_h 为外源加热输入能量; H_{dryairin} 为干空气输入能量; H_{waterin} 为物料水分输入能量; H_{sin} 为物料干物质输入能量; H_{sout} 为物料干物质输出能量; $H_{\text{swaterout}}$ 为物料水分输出能量; $H_{\text{dryairout}}$ 为干空气输出能量; $H_{\text{vapourout}}$ 为物料水分升温耗热量; q_z 为反应器热损失。

Note: q_h is input energy of external heating; H_{dryairin} is input energies of the dry air; H_{waterin} is input energies of the water materials; H_{sin} is input energies of the dry materials; H_{sout} is output energies of the dry materials; $H_{\text{swaterout}}$ is output energies of the water materials; $H_{\text{dryairout}}$ is input energies of the dry air; $H_{\text{vapourout}}$ is lossing energies of the water materials temperature rises; q_z is the total heat loss throughout the process.

图 5 T6 处理能量流动桑基图

Fig.5 Sankey diagram of T6 treated energy flow

3 结 论

1) 除 T4 处理外, 其他各处理均达腐熟要求。相较于粒径而言, 曝气量对于生物干化温度和除水影响更大。中等曝气量 0.6 L/(min·kg) 条件下, 升温速度较快, 第二天可达峰值温度。0.6 L/(min·kg) 和细粒径处理有效积温最高, 达 209.0 °C。

2) 以生物干化指数评价生物干化除水效果, 细粒径和 0.8 L/(min·kg) 曝气量处理的生物干化指数达到 4.02, 除水效果最好, 其水分去除率达到了 95.8%。

3) 能量和水分平衡计算表明, 辅热生物干化过程中, 主要的除水方式为蒸发除水, 占总除水量 40%~80%; 主要的能量来源为生物产热 (63.0%~73.0%) 与加热, 而能量输出主要有蒸发潜热 (26.0%~46.5%) 和反应器热损失 (28.3%~49.4%)。最优处理 (细粒径和 0.8 L/(min·kg)) 的能量流动中, 蒸发潜热占比为 48%, 能量利用效率最高为 65%。

4) 经过 16 d 生物干化, 除 T4 处理 pH 值与发芽指数不能满足腐熟标准, 其他处理均能完全腐熟, 满足有机肥标准。

[参 考 文 献]

- [1] 王敏, 方文敏, 洪霄伟. 餐厨垃圾处理行业环境分析及技术研究进展[C]. 南京: 中国环境科学学会科学技术年会论文集(第二卷), 2020.
- [2] 易志刚. 餐厨垃圾收运与资源化利用研究进展[J]. 中国资源综合利用, 2021, 39(12): 116-119.
Yi Zhigang. Research Progress on the Collection, Transportation and Resource Utilization of Kitchen Waste[J]. China Resources Comprehensive Utilization, 2021, 39(12): 116-119. (in Chinese with English abstract)
- [3] 刘子旭, 彭晶. 餐厨垃圾特性及处理技术研究[J]. 环境科学与管理, 2015, 40(7): 102-104.
Liu Zixu, Peng Jing. Characteristics and Treatment Technologies of Food Residue[J]. Environmental Science and Management, 2015, 40(7): 102-104. (in Chinese with English abstract)

- abstract)
- [4] Mohammed M, Ozbay I, Durmusoglu E. Bio-drying of green waste with high moisture content[J]. *Process Safety & Environmental Protection*, 2017, 111: 420-427.
- [5] 汪群慧, 王锘涵, 马晓宇, 等. 餐厨垃圾乳酸发酵技术的研究进展[J]. *环境工程学报*, 2021, 15(10): 3176-3188.
Wang Qunhui, Wang Nuohan, Ma Xiaoyu, et al. Research advances for lactic acid fermentation of food waste[J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2021, 15(10): 3176-3188. (in Chinese with English abstract)
- [6] Zhang D, Luo W, Li Y, et al. Performance of co-composting sewage sludge and organic fraction of municipal solid waste at different proportions[J]. *Bioresouce Technology*, 2017, 250: 853-859.
- [7] 杨国栋, 颜枫, 王鹏举, 等. 生活垃圾处理的低碳化研究进展[J]. *环境工程学报*, 2022, 16(3): 714-722.
Yang Guodong, Yan Feng, Wang Pengju, et al. Research progress on low carbonization of municipal solid waste treatment[J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2022, 16(3): 714-722. (in Chinese with English abstract)
- [8] Jewell W J, Cummings R J. Apple pomace energy and solids recovery[J]. *Journal of Food Ence*, 2010, 49(2): 407-410.
- [9] Hall C W. Reviews on drying: 1982-2006[J]. *Drying Technology*, 2007, 25(3): 19-28.
- [10] Zhou H B, Chen T B, Gao D, et al. Simulation of water removal process and optimization of aeration strategy in sewage sludge composting[J]. *Bioresouce Technology*, 2014, 171: 452-460.
- [11] Yu S H, Clark O G, Leonard J J. Influence of free air space on microbial kinetics in passively aerated compost[J]. *Bioresouce Technology*, 2009, 100(2): 782-790.
- [12] Jing Y, Yun L, Zhang H, et al. Effects of adding bulking agents on the biodrying of kitchen waste and the odor emissions produced[J]. *Journal of Environmental Science*, 2018, 67(5): 344-355.
- [13] 王海候, 何胥, 陶玥玥, 等. 添加不同粒径炭基辅料改善猪粪好氧堆肥质量的效果[J]. *农业工程学报*, 2018, 34(9): 224-232.
Wang Haihou, He Xu, Tao Yueyue, et al. Improving pig manure aerobic composting quality by using carbonaceous amendment with different particle sizes[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE)*, 2018, 34(9): 224-232. (in Chinese with English abstract)
- [14] 牛明芬, 王昊, 庞小平, 等. 玉米秸秆的粒径与投加量对猪粪好氧堆肥的影响[J]. *环境科学与技术*, 2010, 33(S2): 159-161.
Niu Mingfen, Wang Hao, Pang Xiaoping, et al. Corn straw size and dosing quantity of pig of influence[J]. *Environmental Science & Technology*, 2010, 33(S2): 159-161. (in Chinese with English abstract)
- [15] Cai L, Chen T B, Gao D, et al. Influence of forced air volume on water evaporation during sewage sludge bio-drying[J]. *Water Research*, 2013, 47(13): 4767-4773.
- [16] Velis C A, Longhurst P J, Drew G H, et al. Biodrying for mechanical-biological treatment of wastes: a review of process science and engineering[J]. *Bioresouce Technology*, 2009, 100(11): 2747-2761.
- [17] Jing Y, Zhang D, Yun L, et al. Effects of adding bulking agents on biostabilization and drying of municipal solid waste[J]. *Waste Management*, 2017, 62(1): 52-60.
- [18] Zhao S Q, Huang W X, Yin R, et al. The effect of bio-drying pretreatment on heating values of municipal solid waste[J]. *Advanced Materials Research*, 2014, 1010: 537-546.
- [19] Yuan J, Zhang D F, Li Y, et al. Effect of external carbon sources on biodrying of kitchen waste[J]. *China Environmental Science*, 2017, 37(2): 628-635.
- [20] 范鑫祺, 陈睿, 李婉婷, 等. 不同辅热策略对餐厨垃圾快速生物干化的影响[J]. *科学技术与工程*, 2021, 21(36): 15688-15694.
Fan Xinqi, Chen Rui, Li Wanting, et al. Influence of different thermal assist strategies on the rapid bio-drying of food waste[J]. *Science Technology and Engineering*, 2021, 21(36): 15688-15694. (in Chinese with English abstract)
- [21] Cai L, Gao D, Chen T B, et al. Moisture variation associated with water input and evaporation during sewage sludge bio-drying[J]. *Bioresouce Technology*, 2012, 117: 13-19.
- [22] 郭松林, 陈同斌, 高定, 等. 城市污泥生物干化的研究进展与展望[J]. *中国给水排水*, 2010, 26(15): 102-105.
Guo Songlin, Chen Tongbin, Gao Ding, et al. Research progress and project of sewages sludge biodrying[J]. *China Water & Wastewater*, 2010, 26(15): 102-105. (in Chinese with English abstract)
- [23] Yuan J, Zhang D F, Li Y, et al. Effects of the aeration pattern, aeration rate, and turning frequency on municipal solid waste biodrying performance[J]. *Journal of Environmental Management*, 2018, 218(15): 416-424.
- [24] Perazzini H, Freire F B, Fábio B F, et al. Thermal treatment of solid wastes using drying technologies: A review[J]. *Drying Technology*, 2016, 34(1): 39-52.
- [25] 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.
- [26] Li Q, Zhi S, Yu X, et al. Biodegradation of volatile solids and water mass balance of bio-drying sewage sludge after electro-dewatering pretreatment[J]. *Waste Management*, 2019, 91: 9-19.
- [27] Sundberg C, Smars S, Jonsson H. Low pH as an inhibiting factor in the transition from mesophilic to thermophilic phase in composting[J]. *Bioresouce Technology*, 2004, 95(2): 145-150.
- [28] Jumnoodoo V, Mohee R. Evaluation of FTIR spectroscopy as a maturity index for herbicide-contaminated composts[J]. *International Journal of Environment and Waste Management*, 2012, 9(2): 89-99.
- [29] Yang F, Li G X, Yang Q Y, et al. Effect of bulking agents on maturity and gaseous emissions during kitchen waste composting[J]. *Chemosphere*, 2013, 93(7): 1393-1399.
- [30] 魏自民, 席北斗, 赵越, 等. 城市生活垃圾外源微生物堆肥对有机酸变化及堆肥腐熟度的影响[J]. *环境科学*, 2006, 27(2): 376-380.
Wei Zimin, Xi Beidou, Zhao Yue, et al. Inoculating microbes on municipal solid wastes composting affects organic acids and maturity[J]. *Environmental Science*, 2006, 27(2):

- 376-380. (in Chinese with English abstract)
- [31] 向虹霖, 蒋建国, 高语晨, 等. 外加热源对典型有机废弃物生物干化的影响[J]. 中国给水排水, 2021, 37(5): 71-78.
Xiang Honglin, Jiang Jianguo, Gao Yuchen, et al. Effect of additional heating source on bio-drying of typical organic wastes[J]. China Water & Wastewater, 2021, 37(5): 71-78. (in Chinese with English abstract)
- [32] Zhao L, Gu W M, He P J, et al. Effect of air-flow rate and turning frequency on bio-drying of dewatered sludge[J]. Water Research, 2010, 44(20): 6144-6152.
- [33] Ma J, Zhang L, Li A M, et al. Energy-efficient co-biodrying of dewatered sludge and food waste: Synergistic enhancement and variables investigation[J]. Waste Management, 2016, 56: 411-422.
- [34] Ma J, Mu L, Zhang Z K, et al. Influence of thermal assistance on the biodegradation of organics during food waste bio-drying: Microbial stimulation and energy assessment[J]. Chemosphere, 2021, 272: 129875.
- [35] Xin L Q, Li X R, Bi F, et al. Accelerating food waste composting course with biodrying and maturity process: A pilot study[J]. ACS Sustainable Chemistry and Engineering, 2021, 9(1): 224-235
- [36] 袁京, 张地方, 李赟, 等. 外加碳源对厨余垃圾生物干化效果的影响[J]. 中国环境科学, 2017, 37(2): 628-635.
Yuan Jing, Zhang Difang, Li Yun, et al. Effect of external carbon sources on biodrying of kitchen waste[J]. China Environmental Science, 2017, 37(2): 628-635. (in Chinese with English abstract)

Effects of aeration rate and particle size of bulking agents on the thermally assisted bio-drying of kitchen waste

Zhang Liping^{1,2}, Feng Ziwei¹, Xu Shaoqi^{1,3}, Wang Zhigang³, Sun Baoru¹, Zhang Kui^{1,2}, Li Ji^{1,2}, Wei Yuquan^{1,2*}

(1. College of Resources and Environment, China Agricultural University, Beijing 100193, China; 2. Institute of Organic Recycling, China Agricultural University, Suzhou 215100, China; 3. Beijing Dabeinong Technology Group Co.,Ltd, DBN Pig Academy, Beijing 102629, China)

Abstract: Much more Kitchen Wastes (KW) have been generated and collected separately, as the proposals for the practice of waste separation in China. Among them, bio drying is an emerging technique to remove water from biodegradable wastes. However, the KW bio drying is also confined to the application in practice, due to the long treatment cycle, low temperature and dehydration efficiency. In this study, a thermally assisted bio-drying system was established and developed to fully meet the market demand for better performance and high efficiency of water removal. The air-flow rate and bulking agent were the most important factor for the traditional bio drying process. But there were few reports about the sole and synergistic effect on the thermally assisted bio-drying process. Therefore, a comparison was then made to clarify the influence of aeration volume and particle size on the auxiliary heat biological drying, particularly for the low consumption of energy efficiency and high bio drying efficiency. Three aerations (0.4, 0.6, and 0.8 L/(min·kg)) and different particle sizes of auxiliary material (coarse particle size > 15.0 mm, fine particle size < 5.0 mm, and mixed particle size 5.0-15.0 mm) were set for the factorial experiments, in order to explore the biological drying efficiency for the kitchen wastes. Some bio drying parameters were determined to assess the bio drying performance. The flow balance of energy and water in the system was calculated to further assess the water removal and energy utilization rate. The results show that the aeration rate posed a greater effect on the bio drying temperature and water removal, compared with the particle size. A better performance was achieved, particularly for the higher heating rate and the longer duration at the high-temperature stage, and the higher effective accumulated temperature under the 0.6 L/(min·kg) aeration. The high-temperature stage of auxiliary heat bio drying was more than seven days, except for the treatment with the 0.4 L/(min·kg) and fine particle size. The treatment of 0.8 L/(min·kg) and fine particle size performed the best for the water removal. Specifically, the highest bio drying index was 4.0, the final water content was 17.0%, and the water removal rate was 95.8%. The energy and water balance show that evaporation was the main way of water removal in the bio-drying process, accounting for 40%-80% of the total water removal. The main input energy was the heat production of biomass (63.0%-73.0%), whereas, the main output energy was the latent heat of evaporation (26.0%-46.5%) and reactor heat loss (28.3%-49.4%). The highest energy utilization efficiency was achieved in the treatment with the 0.8 L/(min·kg) and fine particle size, up to 65.1%. The latent heat of evaporation accounted for 48% of the output energy in the treatment with the 0.8 L/(min·kg) and fine particle size. However, the pH value and germination index in the treatment with the 0.4 L/(min·kg) and fine particle size failed to meet the compost safety and maturity standards after 16 days of bio drying by auxiliary heat. Therefore, the fine particle size of bulking agents with a higher aeration rate (≥ 0.6 L/(min·kg)) can be expected for the bio drying process with the auxiliary heat for KW for better bio drying and energy utilization efficiency.

Keywords: wastes; aeration rate; the thermally assisted bio-drying; particle size of bulking agents; efficiency of water removal; energy utilization efficiency