

厨余垃圾高负荷干式厌氧消化工艺控制研究

邹锦林, 王艳明, 张栋, 石广甫

上海市政工程设计研究总院(集团)有限公司, 上海 200092

DOI:10.61369/ME.2025050030

摘 要 : 在厨余垃圾工程规模干式厌氧反应器中, 研究了添加园林垃圾、湿式厌氧消化沼渣、定期添加沸石以及降低厌氧温度四种策略以减轻高有机负荷率(OLR)和氨氮的双重影响。外部添加园林垃圾可改善碳氮比(C/N), 并将氨氮控制在 4000 mg/L 以下, 从而使厌氧生化系统更加稳定; 含有产甲烷微生物的外源湿式厌氧消化沼渣的添加, 未能显著改善干式厌氧产甲烷状态及生化指标; 定期添加沸石效果不显著; 将厌氧温度降低约 20 天后, 游离氨(FAN)的减少使厌氧生化指标逐步恢复, 并在 7 kgVS/(m³·d) 的有机负荷率下表现良好且稳定。总体而言, 厨余垃圾工程规模的干式厌氧消化反应器能够在高负荷和高氨氮协同影响下保持生化稳定, 改善进料组成和调整运行温度等管理策略是可行的几种选择。

关 键 词 : 厨余垃圾; 干式厌氧; 工程规模

Study on Control of High Load Dry Anaerobic Digestion Process of Kitchen Waste

Zou Jinlin, Wang Yanming, Zhang Dong, Shi Guangfu

Shanghai Municipal Engineering Design and Research Institute (Group) Co., LTD., Shanghai 200092

Abstract : This study investigated four strategies for mitigating the impact of high organic loading rates in engineering-scale reactors: adding landscape waste, wet anaerobic digestion residue, zeolite, and reducing anaerobic temperature. The external addition of landscape waste improved the carbon-to-nitrogen ratio (C/N) and maintained ammonia nitrogen below 4000 mg/L, thereby stabilizing the anaerobic system. Although the exogenous wet anaerobic digestion residue containing more tolerant microorganisms failed to improve the suboptimal methane concentration, the biochemical parameters remained stable at elevated levels. Zeolite addition showed minimal effectiveness and risk of instability after 30 days of operation under high organic loading rates. After reducing anaerobic temperature by approximately 20 days, the system regained functionality and demonstrated good stability under an organic loading rate of 7 kgVS/(m³ · d). Overall, engineering-scale dry anaerobic digestion reactors can maintain stable performance when multiple biochemical parameters remain high. Management strategies such as optimizing feed composition and adjusting operating temperatures are viable options.

Keywords : kitchen waste; dry anaerobic; engineering scale

引言

随着城市化进程加速和居民生活水平提高, 厨余垃圾产生量持续攀升, 其高效资源化处理已成为城市固废管理的重大挑战。据统计, 我国厨余垃圾年产生量已超 1.27 亿吨, 且具有有机质含量高 (VS>80%)、含水率高 (70%–90%) 及易腐解的特性^[1–2]。干式厌氧消化技术 (TS>20%) 因其显著减容效果、低水耗特征和能源回收潜力, 在厨余垃圾处理领域展现出独特优势^[3–4]。

然而, 工程规模应用中, 厨余垃圾固有的低碳氮比 (C/N ≈ 16.55) 导致系统在高有机负荷率 (OLR) 下易受氨抑制困扰^[5, 6]。当总氨氮 (TAN) 浓度超过 3000 mg/L 时, 游离氨 (FAN) 对产甲烷菌的毒性显著增强^[7], 尤其在高温 (50–55℃) 运行条件下, FAN 浓度急剧升高, 引发挥发性脂肪酸 (VFA) 积累、甲烷产率下降及系统失稳^[8]。现有研究多在实验室尺度探讨调控策略, 而工业级反应器中物料传质效率低、流态复杂等特性, 使得小试结论难以直接复制^[9, 10]。

为突破高负荷运行瓶颈, 本次工程主要采取底物协同消化 (如添加高 C/N 物料)、抑制物吸附 (沸石等添加剂) 及参数优化 (温度调节) 等策略。但园林垃圾的木质纤维素抗降解性、外源沼渣的微生物适应性、沸石吸附的饱和效应以及温度转变的生态位重构机制, 在工业系统中的实际效能尚缺乏系统验证。

一、材料与amp;方法

(一) 工程规模项目与进料物料

厨余垃圾经过破碎、分选和挤压联合预处理后，液相进入湿式厌氧消化系统，而固相则泵入干式厌氧消化系统。干式厌氧消化系统设计有两个卧式单轴搅拌干式厌氧罐，有效容积为 2250 m³。每个罐处理能力为 110 吨/天，运行水力停留时间为 22 天，回流比为 30%。干式厌氧消化罐底部配备热水伴热盘管用于加热厌氧系统。厌氧消化罐可在中温（35–45℃）和高温（50–55℃）下运行。

表 1 物料样品特性

Sample	C (%)	H (%)	N (%)	C/N	TS (%)	VS (%)
1#	41.22	5.85	3.10	13.32	24.32	85.14
2#	53.19	7.91	2.96	17.39	28.10	82.67
3#	56.92	8.46	2.98	19.50	30.74	84.50
4#	51.71	7.61	3.21	16.22	31.03	84.77
5#	46.62	6.69	2.88	16.31	24.72	81.45
平均值	49.93	7.30	3.03	16.55	27.78	84.11
湿式厌氧沼渣	22.03	3.24	2.16	10.20	85.40	45.10
园林垃圾	46.20	7.40	1.20	38.50	89.91	82.83

(二) 实验

在运行过程中，发现由于进料 C/N 比较低，干式厌氧消化罐中的总氨氮（TAN）浓度过高。为了满足设计处理能力的要求，厌氧消化系统在 7.0 kgVS/(m³·d) 的高 OLR 下采用了多种策略来减轻氨氮的影响。策略如下：

案例 1：进料与破碎的园林垃圾按 1:1 的比例混合。目的是提高进料物料的 C/N 比，添加园林垃圾后 C/N 比为 22.3。

案例 2：进料与湿式厌氧脱水沼渣按 5:2 的比例混合。目的是控制罐内的固体含量，同时接种微生物以减少系统中的挥发性脂肪酸（VFA）。

案例 3：进料中混合沸石作为吸附剂，添加量约为干物料的 5%，即每吨进料约 11.6kg 沸石。目的是利用活化沸石吸收干式厌氧消化系统中的氨，以减少对厌氧生物的抑制影响。

案例 4：干式厌氧消化系统温度逐渐调整至 42℃，目的是降低系统中的游离氨氮（FAN）浓度。

(三) 分析方法

沿厌氧消化罐长边设计了四个取样口，以便日常取样和分析生化指标。总固体（TS）和挥发性固体（VS）通过重量法测定。工业分析（元素分析）通过元素分析仪测量。样品经 0.45 μm 滤膜过滤后测定 pH、氨氮、挥发性脂肪酸（VFA）和碱度（ALK）。pH 使用多参数水质分析仪（YSI, USA）测量。COD 采用 HACH 消解比色法测定。氨氮和 VFA 浓度根据 CJ/T221–2005 标准方法测定。ALK 通过电位滴定法测定，滴定终点为 pH 4.4~4.5。气体浓度根据在线检测器确定，监测指标包括甲烷、硫化氢和二氧化碳的浓度。游离氨氮（FAN）浓度通过公式（1）计算：

$$\text{FAN} = \text{TAN} \times \left[1 + \frac{10^{-\text{pH}}}{10^{-\left(0.09018 + \frac{2729.92}{T}\right)}} \right]^{-1} \quad (1)$$

其中 TAN 是总氨氮浓度，T(K) 是温度（开尔文）。

二、结果与amp;讨论

为了在设计进料速率下稳定运行，干式厌氧消化系统在约 7.0 kgVS/(m³·d) 的高 OLR 下运行，并采用混合园林垃圾、混合沼渣、混合沸石和调整温度四种调控策略来减轻抑制影响。

案例 1（混合园林垃圾）。通过将园林垃圾与进料混合，提高了进料的 C/N 比。然而，园林垃圾中的有机物具有由纤维素、半纤维素和木质素交叉结合形成的稳定三维结构，难以被液体渗透和生物降解。案例 1 的产气率仅为 0.25 m³/(kgVS·d)，是四种策略中最低的。甲烷浓度在第 4 天达到 65%，并在随后几天保持在 60% 以上。氨氮和 VFA 浓度分别维持在相对较低的水平约 4000 mg/L 和 5000 mg/L。添加园林垃圾后，干式厌氧消化系统运行更稳定。然而，园林垃圾中的有机物难以被厌氧消化系统利用。通常需要预处理工艺，如酸处理或水热处理，来提高木质纤维素生物质的甲烷产率。然而，对于工程规模项目，添加园林垃圾本身可能会增加运营成本。

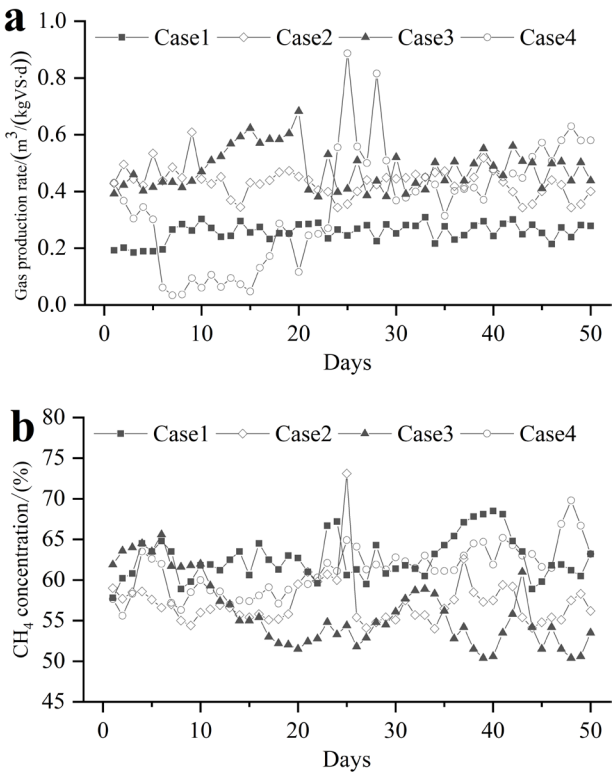


图 2. 不同调控策略的产气率 (a) 和甲烷浓度 (b)

案例 2（混合脱水沼渣）。在进料中添加脱水沼渣旨在引入功能微生物降解 VFA 并促进产气。但运行结果不理想。将进料与沼渣混合后，产气率稳定在约 0.4 m³/(kgVS·d)，但甲烷浓度在 57% 左右波动。所有生化指标都在高位运行。氨氮浓度维持在

约 6100 mg/L, pH 值约为 8.2。VFA 和 ALK 值分别约为 10000 mg/L 和 20000 mg/L。尽管这些生化指标值远高于文献中提到的抑制浓度 [20], 干式厌氧消化系统运行相对稳定。VFA/ALK 比值维持在约 0.5。然而, 较差的产气结果表明系统处于“抑制性伪稳态”。

案例3 (混合沸石吸附剂)。添加沸石可以通过吸附氨氮来减少氨抑制的影响。将进料与沸石混合后, 产气率在第 20 天逐渐增加到峰值 $0.62 \text{ m}^3/(\text{kgVS}\cdot\text{d})$, 随后下降并稳定在约 $0.4 \text{ m}^3/(\text{kgVS}\cdot\text{d})$ 。甲烷浓度在前五天上升, 然后在第 20 天降至 52%, 并在随后几天在 52% 左右波动。氨氮浓度维持在 4800–5000 mg/L 的高浓度。VFA 积累并逐渐增加。第 20 天后, VFA/ALK 比值多次超过 0.7。根据上述结果, 当 OLR 增加到 $7 \text{ kgVS}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ 时, 干式厌氧消化系统会受到抑制, 伴随着产气率和甲烷浓度的显著降低。添加沸石未能改变这一趋势。VFA 在二十天后开始积累, 系统出现不稳定迹象。

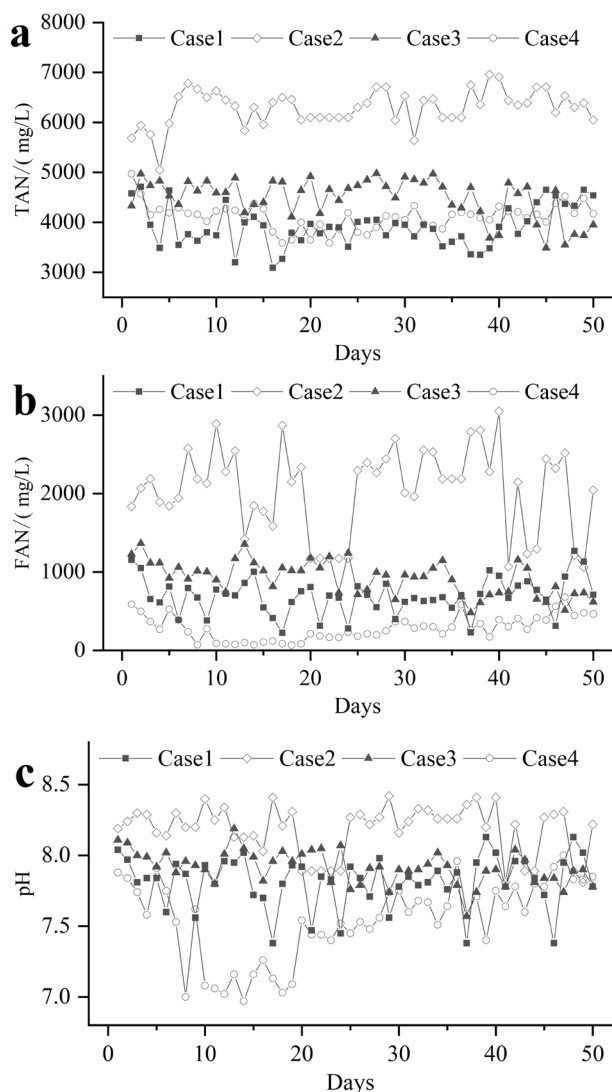


图 3. 不同调控策略的氨浓度 (a)、FAN 浓度 (b) 和 pH 值 (c)

案例4 (调整温度)。降低干式厌氧消化系统温度可以减少作为主要抑制源的游离氨 (FAN)。在反应器温度从 53°C 调整到 42°C 后, 微生物经历了约 20 天的适应期。在适应期内产气率

显著下降。pH 值显著降至 7.0。VFA 浓度较高但逐渐下降。从第 20 天到第 40 天, 微生物逐渐适应, 生化指标趋于稳定。最明显的特征是 FAN 浓度降至约 200 mg/L 的极低水平。产气率增加至 $0.5 \text{ m}^3/(\text{kgVS}\cdot\text{d})$ 。氨氮约 4500 mg/L, VFA/ALK 比值为 0.4。微生物的生长速率和氨氮浓度都受温度影响。适当升高温度有利于微生物代谢。然而, 当氨浓度处于高水平时, 与中温条件相比, 高温条件下的厌氧消化过程更容易受到抑制并变得不稳定。在本研究中, 通过将厌氧消化系统温度从 53°C 调整到 42°C , 干式厌氧消化系统在 20 天适应期后能够良好稳定地运行。

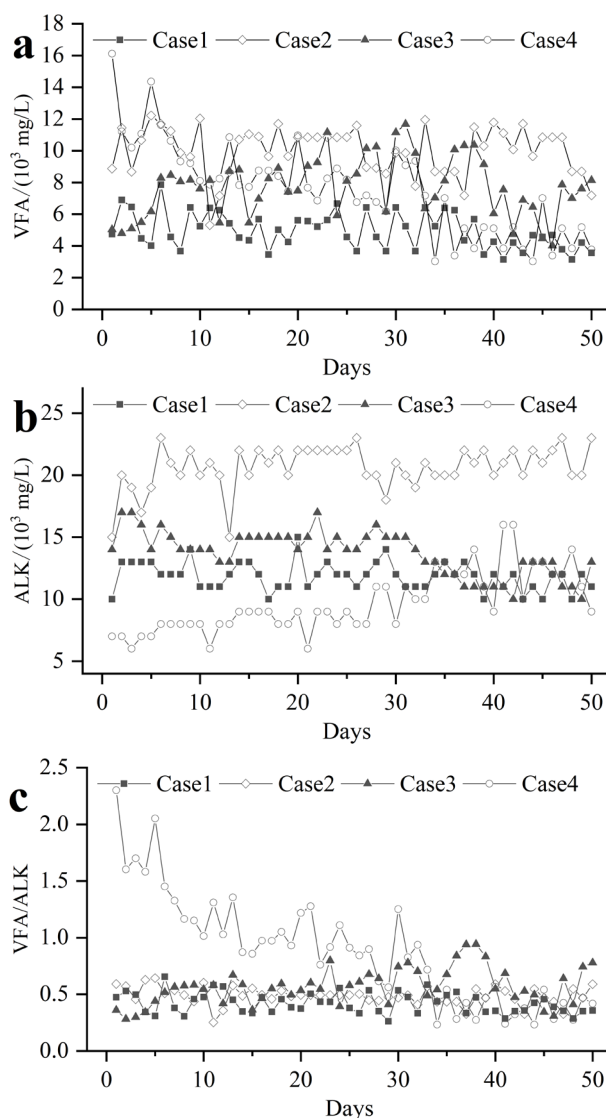


图 4. 不同调控策略的 VFA 浓度 (a)、ALK 浓度 (b) 和 VFA/ALK 比值 (c)

三、结论

在工程规模反应器中比较了添加园林垃圾、湿式厌氧消化沼渣、沸石以及降低厌氧温度四种减轻高有机负荷率影响的策略。结果表明, 添加园林垃圾可改善碳氮比 (C/N), 使氨氮浓度控制在 4000 mg/L 以下, 从而获得更稳定的厌氧系统; 添加湿式厌氧消化沼渣可驯化出耐受性更强的微生物, 系统的生化指标在高位

稳定运行，但甲烷浓度不理想且偏低；添加沸石几乎没有积极效果，且在高 OLR 下运行 30 天后存在不稳定风险，这也可能与投加量不足有关；将厌氧消化温度从 53℃ 调整至 42℃ 后，厌氧消化系统约 20 天后功能恢复，并在 7 kgVS/(m³·d) 的 OLR 下运行

良好且稳定。总体而言，工程规模的干式厌氧消化反应器在多种生化指标处于高值时能够稳定运行。改善进料组成和调整运行温度是工程规模反应器的可行控制策略。

参考文献

[1] 刘淑玲, 郑苇, 靳俊平, 等. 厨余垃圾卧式干法厌氧消化及其预处理方案探讨 [J]. 环境卫生工程, 2017, 25(1): 21-23.

[2] 孟宪武, 许晓晖. 有机负荷对餐厨垃圾单相厌氧发酵的影响 [J]. 安徽农业科学, 2011, 39(25): 15567-15569.

[3] 张庆芳, 杨林海, 邵田羽, 等. 有机固体废弃物渗滤床高温干式厌氧发酵的中试研究 [J]. 中国沼气, 2012, 30(4): 11-13+20.

[4] 黄伟钊. 干式半连续厌氧消化处理厨余垃圾的中试研究 [J]. 环境卫生工程, 2022, 30(2): 24-30.

[5] 杨延梅, 张相锋, 杨志峰, 等. 厨余好氧堆肥中的氮素转化与氮素损失研究 [J]. 环境科学与技术, 2006, 29(12): 54-56+118-119.

[6] Jiang Y, McAdam E, Zhang Y, Heaven S, Banks C, and Longhurst P (2019) Ammonia inhibition and toxicity in anaerobic digestion: A critical review. Journal of Water Process Engineering 32:100899.

[7] 夏永湫. 餐厨垃圾发酵废水 AOAA 强化脱氮技术研究 [D]. 重庆: 重庆大学, 2021.

[8] 王攀, 郭新愿, 卢擎宇, 等. 湿热预处理对餐厨垃圾高温干式厌氧消化的影响 [J]. 重庆大学学报, 2016, 39(12): 64-70.

[9] Polag D, May T, Müller L, König H, Jacobi F, Laukenmann S, and Keppler F (2015) Online monitoring of stable carbon isotopes of methane in anaerobic digestion as a new tool for early warning of process instability. Bioresour Technol 197:161-170.

[10] Boe K, Batstone D J, Steyer J-P, and Angelidaki I (2010) State indicators for monitoring the anaerobic digestion process. Water Res 44:5973-5980.