

固体废物处理与资源化

DOI 10.12030/j.cjee.201711113 中图分类号 X705 文献标识码 A

裴梦富, 强虹, 杨祎楠, 等. 利用逐级提高进料浓度的方法启动完全混合反应器处理鸡粪 [J]. 环境工程学报, 2018, 12(6): 1825-1832.

PEI Mengfu, QIANG Hong, YANG Yinan, et al. Start-up of continuous stirring tank reactor treating chicken manure by stepwise increasing influent solid concentration [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2018, 12(6): 1825-1832.

利用逐级提高进料浓度的方法启动完全混合反应器处理鸡粪

裴梦富¹, 强虹^{2,*}, 杨祎楠², 刘晓佩², 宋梓梅²

1. 西北农林科技大学机械与电子工程学院, 杨凌 712100

2. 西北农林科技大学资源环境学院, 杨凌 712100

第一作者: 裴梦富 (1992—), 男, 硕士研究生, 研究方向: 固体废弃物处理技术。E-mail: 2577149849@qq.com

* 通信作者, E-mail: qiangh@2003hotmail.com

摘要 为了改进完全混合反应器 (continuous stirring tank reactor, CSTR) 厌氧消化处理鸡粪的启动效果, 通过逐级提高进料鸡粪浓度的方法在 CSTR 中进行中温 (36 °C) 厌氧消化的启动实验, 实验分为 2 个步骤: 污泥适应性驯化和消化能力提升, 即通过间歇添加 2% 浓度鸡粪的方法驯化活性污泥; 利用逐级提高进料鸡粪浓度 (2.1%、3.2% 和 5.2%) 的方法提高污泥消化能力。结果表明: 通过逐级提升进料鸡粪浓度的方法能够驯化出处理一定浓度鸡粪的活性污泥, 当进料鸡粪浓度达到 5.2% 时, CSTR 进料有机负荷 (organic loading rate, OLR)、总固体含量 (total solid, TS) 去除率和产沼气量分别达到 $1.5 \text{ g} \cdot (\text{L} \cdot \text{d})^{-1}$ 、60% 和 $1 \text{ L} \cdot (\text{L} \cdot \text{d})^{-1}$, 甲烷体积分数稳定在 $(65 \pm 3) \%$ 左右, 总氨氮浓度最高达到 $1\,200 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 没有出现氨抑制的现象, 污泥活性随进料鸡粪浓度提升而逐步得到驯化, 从而成功启动反应器正常运行。为 CSTR 厌氧消化处理高氮基质启动提供了新的方法, 具有重要的理论和实践意义。

关键词 完全混合反应器; 厌氧消化; 鸡粪; 污泥驯化; 启动

随着集约化和机械化畜禽养殖的推广, 畜禽粪便大量产生, 据统计, 鸡粪的年产量已达到 1.26 亿 t^[1]。畜禽粪便得不到恰当的处理, 将造成严重的环境污染, 同时也会对畜禽养殖业的持续发展构成威胁。应用厌氧消化技术处理畜禽粪便可以将有机废弃物有效地转化为生物质能, 达到废弃物资源化利用的目的^[2-3], 厌氧消化技术以其实现污染控制、能源回收和营养循环而得到广泛的应用^[4]。

鸡粪属于高氮易腐原料, 鸡粪中的蛋白质和尿酸质量浓度很高^[5], 应用厌氧消化处理时, 含氮有机成分会转化为氨氮 ($\text{NH}_3\text{-N}$), 氨氮在发酵系统中积累会对厌氧消化菌产生抑制作用, 进而引起挥发性有机酸 (volatility fatty acids, VFA) 的积累, 导致发酵液 pH 下降, 影响厌氧消化的稳定运行^[6-9], 从而限制厌氧消化处理鸡粪的推广应用。反应器的成功启动是后期稳定运行的前提, 反应器启动的目的是增强厌氧消化菌群的活性, 使之处理有机废弃物的能力达到最佳^[10-11]。关于利用 CSTR 处理有机废弃物的启动方法, 国内外学者进行了大量的研究, 李荣平等^[10]对 PFR (推流式反应器) 和 CSTR 进行了对比研究, 发现在中温条件下 CSTR 具有较好的处理效果和产气效果, 有利于厌氧消化处理鸡粪的成功启动。何秋阳等^[8]通过逐级降低 CSTR 的水力停留期 (hydraulic retain time, HRT) 的方法来提高进料 OLR, 成功地进行了厌氧消化处理鸡粪的启动, 处理鸡粪的负荷能力达到

0.822 g·(L·d)⁻¹ (以 VS 计), 化学需氧量 (chemical oxygen demand, COD) 去除率达到 55%~60%, 产甲烷量达到 0.3 L·(L·d)⁻¹, 甲烷含量稳定在 61.8%~71%, 反应器启动达到了理想的水平。梅冰等^[9]在 CSTR 中对餐厨垃圾厌氧消化启动过程进行监测, 发现能够反映甲烷菌活性的 F420 酶和 VFA 可以作为监测反应器运行效果的重要指标。JANKE 等^[11]用厌氧消化处理牛粪的活性污泥为接种物, 比较了甘蔗渣与糖滤饼共发酵和糖滤饼单一发酵的启动效果, 发现牛粪活性污泥对于发酵启动效果较好, 在稳定运行后, 甘蔗渣与糖滤饼共发酵效果比单一糖滤饼发酵效果更好, 单一基质比共发酵基质运行更稳定, VFA 和氨氮浓度水平更低。关于启动 CSTR 的方法虽有大量研究, 但利用逐级提升进料鸡粪浓度来逐步驯化活性污泥, 进行发酵启动的研究还未见报道。

本实验在 CSTR 中, 利用逐级提高进料鸡粪浓度 (2.1%、3.2% 和 5.2%) 的方法, 来进行中温厌氧消化处理鸡粪的启动研究, 通过对反应器运行效果相关指标 (TS 去除率、日产气量和甲烷体积分数) 来评价反应器的启动效果, 并通过对发酵液的理化性质和抑制物浓度的监测, 来分析反应器启动过程中的运行状况, 以期启动 CSTR 厌氧消化处理高氮原料提供新的方法。

1 材料与方法

1.1 实验装置

实验在图 1 所示的 CSTR 中进行, 反应器为有机玻璃制成, 内置有金属磁力搅拌装置, 转速 60 r·min⁻¹, 反应器总体积为 8 L, 有效体积为 6 L, 反应器外层为循环水夹层, 通过恒温槽保证循环水温为 35 °C, 并驱动水循环持续进行, 反应器进基质和出消化污泥通过蠕动泵自动定量定时控制, 通过湿式气体流量计测量日产气量。

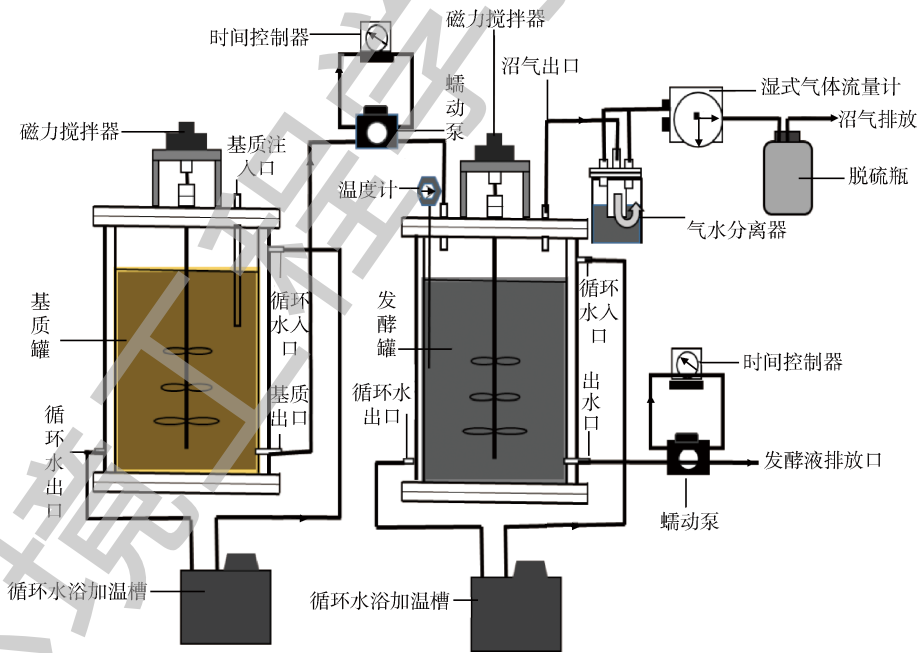


图 1 连续实验装置
Fig. 1 Schematic diagram of continuous experiment

1.2 鸡粪基质与接种污泥

实验鸡粪取自西北农林科技大学第三实验站的养鸡场, 拣出其中鸡毛、石子等杂物, 用粉碎机粉碎成匀浆状物质, 在烘箱中测出 TS 为 33.5%, 加清水调配至实验所需浓度, 每阶段鸡粪特性如表 1 所示, 活性污泥取自西安第五污水处理厂厌氧消化池, 其活性污泥性质如表 2 所示。

表 1 鸡粪特性
Table 1 Characteristics of chicken manure

实验阶段	TS/%	VS/%	TCOD/ (mg·L ⁻¹)	SCOD/ (mg·L ⁻¹)	TAN/ (mg·L ⁻¹)	pH	碱度/ (mg·L ⁻¹)
阶段 1 (1~35 d)	2.1 ± 0.3	1.6 ± 0.2	21 800 ± 500	1 060 ± 30	250 ± 15	7.66 ± 0.24	2 370 ± 36
阶段 2 (36~78 d)	3.5 ± 0.2	2.5 ± 0.1	33 200 ± 534	1 190 ± 25	527 ± 15	6.74 ± 0.32	2 970 ± 38
阶段 3 (79~100 d)	5.2 ± 0.5	4.2 ± 0.2	61 500 ± 420	1 690 ± 29	1 294 ± 22	7.15 ± 0.25	5 850 ± 42

注: TS 为总固体含量; VS 为挥发性固体含量; TCOD 为总化学需氧量; SCOD 为溶解性化学需氧量; TAN 为总氨氮浓度。

表 2 种污泥特性
Table 2 Characteristics of inoculated sludge

TS/%	VS/%	pH	碱度/ (mg·L ⁻¹)	TCOD/ (mg·L ⁻¹)	SCOD/ (mg·L ⁻¹)
1.18 ± 0.05	0.74 ± 0.03	7.15 ± 1.2	2 334 ± 11	2 508 ± 63	1 347 ± 24

1.3 实验设计

实验在图 1 所示 CSTR 中进行, 反应器有效体积控制在 6 L, 温度控制在中温 35 °C 水平, HRT 固定为 30 d, 搅拌速度为 60 r·min⁻¹, 反应器正常开启条件下每天自动定时进出料液 200 mL, 全天等时间段分 6 次进出, 每次进出料体积为 33. 3 mL, 小于反应器有效体积的 1%, 实验最初将 4 L 活性污泥放入反应器, 并关闭进出料开关。

整个启动实验阶段分 2 个步骤: 第 1 步主要目的是污泥适应性驯化, 每隔 2 d 开启反应器进料 1 d, 每天只进基质 200 mL, 进料鸡粪浓度为 2%, 出料一直处于关闭状态, 运行 30 d 后反应器中活性污泥刚好达到有效体积 6 L; 第 2 步要使污泥消化能力提升, 该部分分 3 个阶段 (阶段 1、阶段 2 和阶段 3), 反应器正常每天定时定量进出料, 共运行 100 d, 各阶段进料的鸡粪浓度分别为 2.1%、3.5% 和 5.2%。

1.4 分析方法

污泥适应性驯化部分只监测产气指标, 污泥消化能力提升部分对产气指标和发酵液指标同时监测, 产沼气量每日测定, 进料基质、发酵液指标和沼气成分每周固定时间测 2 次。TS 和 VS 用烘干差量法和马弗炉灼烧法^[12]测定, pH 采用 pH 测试仪 (PB-10 赛多利斯科学仪器有限公司, 北京) 进行测定, COD 用快速消解比色法测定 (兰州连华环保科技有限公司, 5B-1B), 样品经高速冷冻离心机 (HC-3018R, 安徽中科中美科学仪器有限公司, 中国) 离心 (离心条件: 4 °C, 15 000 r·min⁻¹, 20 min), 提取上清液用酸滴定法测碱度 (CaCO₃) (APHA 1998), 将剩余上清液通过 0.22 μm 滤膜过滤后用于测定溶解性 COD (SCOD) 和总氨氮浓度 (TAN), 总氨氮用苯酚比色法测定, 自由氨浓度 (free ammonia nitrogen, FAN) 依据以下公式^[13]求得:

$$\frac{FAN}{TAN} = [1 + \frac{10^{-pH}}{10^{-(0.9018 + \frac{2729.92}{T})}}]^{-1}$$

(1)

日产气量采用湿式气体流量计 (SINAGAWA WET 0.5A) 测定, 沼气成分 (CH₄ 和 CO₂) 采用气相色谱法 (岛津 GC-2014) 测定, TCD 检测器, 载气为 He, 进样口和检测器温度分别为 150 °C 和 100 °C, 柱温箱温度为 80 °C。VFA 测定采用气相色谱法 (岛津 GC-2014) 测定, FID 检测器, N₂ 为载气, 色谱柱 (stabililwax-DA Column 30 m × 0.82 mm), 柱温箱采用升温程序, 初始温度 80 °C, 以 10 °C·min⁻¹ 的升温速率升到 150 °C 并保持 6 min, 检测器温度为 250 °C。

2 结果与分析

2.1 污泥适应性驯化期的产气变化

从厌氧消化池取回的活性污泥主要用于处理城市生活废水, 不能直接用于处理高浓度鸡粪。固定 HRT 为 30 d, 采用间歇进料 TS 为 2% 的鸡粪的方法对活性污泥进行驯化培养, 即开启反应器进料

1 d，关闭 2 d 后重新开启进料，如此循环共运行 30 d。图 2 为污泥驯化期间日产气量和 CH₄ 体积分数的变化，图 2 可以看出随着污泥驯化的进行，日产气量不断增加，前 15 d 整体处于上升趋势，在第 15 天时达到最大值 0.5 L·(L·d)⁻¹，后 15 d 产气小范围内有所波动，这主要是活性污泥驯化不稳定，驯化结束时产沼气量稳定在 0.4 L·(L·d)⁻¹ 左右，整个污泥驯化期间产沼气量前 15 d 处于上升趋势，后 15 d 逐渐趋于稳定。CH₄ 体积分数从发酵开始的 20%，上升到第 15 天的 60%，而 CO₂ 体积分数从 75% 逐渐稳定在 30% 左右，CH₄ 体积分数的变化趋势与产气量变化趋势基本一致，这与孙晓^[4] 在 CSTR 中驯化活性污泥至良好状态时结果相一致，说明此时污泥适应性驯化效果良好。

污泥驯化能够改善种污泥的微生物菌群结构^[15]，使污泥适应鸡粪基质的营养环境，在驯化初期以鸡粪为营养物质的甲烷发酵菌群较少，鸡粪有机物降解速率较慢，一段时间后能够消化鸡粪的甲烷菌群逐渐被培养，产沼气量和 CH₄ 体积分数逐渐升高，由于前期未能及时处理的有机物在反应器中积累，发酵体系底物浓度增大，活性污泥中微生物大量繁殖，但之后甲烷发酵菌受营养物质浓度所限，活性稳定在每日进料的营养范围内，所以日产气量在 15 d 左右出现峰值，之后有下降趋势，最后逐渐趋于稳定。

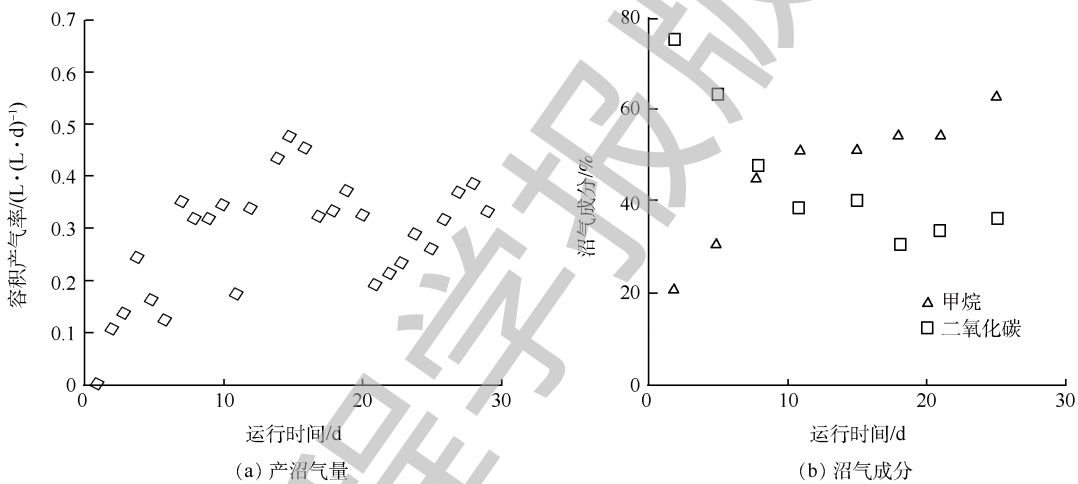


图 2 污泥驯化期产沼气和沼气成分变化

Fig. 2 Change of biogas production and biogas composition during sludge acclimation period

2.2 消化能力提升期的运行效果

消化能力提升是为了进一步驯化活性污泥，使之具有处理一定浓度鸡粪的能力，从而成功启动 CSTR。厌氧消化效果可以用有机物去除和产气状况来评价^[16]，依据各阶段进料浓度的不同，将该部分实验分为 3 个阶段（阶段 1、阶段 2 和阶段 3），同时有机负荷（OLR）随进料浓度的提升而同步提升，当甲烷体积分数稳定在 60% 以上，且产沼气量稳定在一定水平后，提高进料 OLR 进行下一阶段实验。表 3 为各阶段发酵指标的平均水平，图 3 为消化能力提升步骤的运行效果。

表 3 CSTR 运行各阶段发酵液指标的平均水平

Table 3 Average performance index of fermentation broth of CSTR in every phase

实验阶段	TS/%	VS/%	pH	碱度/ (mg·L ⁻¹)	TAN/ (mg·L ⁻¹)	VFA/ (mg·L ⁻¹)	TCOD/ (mg·L ⁻¹)	SCOD/ (mg·L ⁻¹)	CH ₄ 含量/%
阶段 1	1.12 ± 0.12	0.74 ± 0.18	7.29 ± 0.24	3 315 ± 67	269 ± 30	102 ± 31	9 033 ± 48	269 ± 32	61 ± 2
阶段 2	1.32 ± 0.15	0.84 ± 0.25	7.50 ± 0.21	4 497 ± 45	672 ± 42	217 ± 29	10 256 ± 102	1 134 ± 24	63 ± 2
阶段 3	2.11 ± 0.24	1.33 ± 0.26	7.67 ± 0.19	6 683 ± 58	1 060 ± 53	531 ± 36	15 370 ± 213	1 012 ± 68	64 ± 2

从图 3 可以看出，当 OLR 分别为 0.5、0.8 和 1.5 g·(L·d)⁻¹ 时，有机负荷去除率（ORR）分别达到 35%，40% 和 80%（ORR 为有机负荷在反应器中被去除的比率），结果表明，随着鸡粪 OLR 的逐级

提升, 发酵体系中底物浓度增加, 微生物因营养丰富而大量繁殖, 同时有机负荷去除率 (ORR) 由 40% 上升到 70%, 说明反应体系的有机物降解能力明显增强, 降解有机物的厌氧消化菌群功能驯化良好。另一方面, 如图 3 所示, 各阶段的产沼气也随着进料浓度的提升而同步提升, 3 个阶段产气量分别为 0.4、0.6 和 1.0 L·(L·d)⁻¹ 左右, 说明产甲烷菌驯化结果良好, 而整个消化能力提升阶段的沼气成分没有出现太大波动, 沼气中的 CH₄ 和 CO₂ 体积分数始终处于 60% 和 30% 左右, 这主要是之前活性污泥经过了长达 30 d 的适应性驯化, 沼气成分已基本稳定。NIU 等^[17] 关于鸡粪废水厌氧消化的结果表明, 在鸡粪有机负荷为 2.0 g·(L·d)⁻¹ 时, 日沼气产量为 1.2 L·(L·d)⁻¹, 与该实验的单位有机负荷产气能力相一致。NIU 等^[18] 和 MICHAUD 等^[19] 应用厌氧消化技术处理鸡粪时发现, 在稳定运行阶段, CH₄ 和 CO₂ 体积分数分别达到 60% 和 35%, 与本实验结果一致。产沼气状况可以作为厌氧消化的指示器, 能够获得启动期反应器内微生物的动力学特征, 以及反应器的 OLR 过高时引起微生物生理活性紊乱的信息^[20]。本实验结果表明随着进料有机负荷的提高, 产气量逐渐上升, 产气量为 1.0 L·(L·d)⁻¹, 进一步说明反应体系中甲烷发酵菌的功能良好。

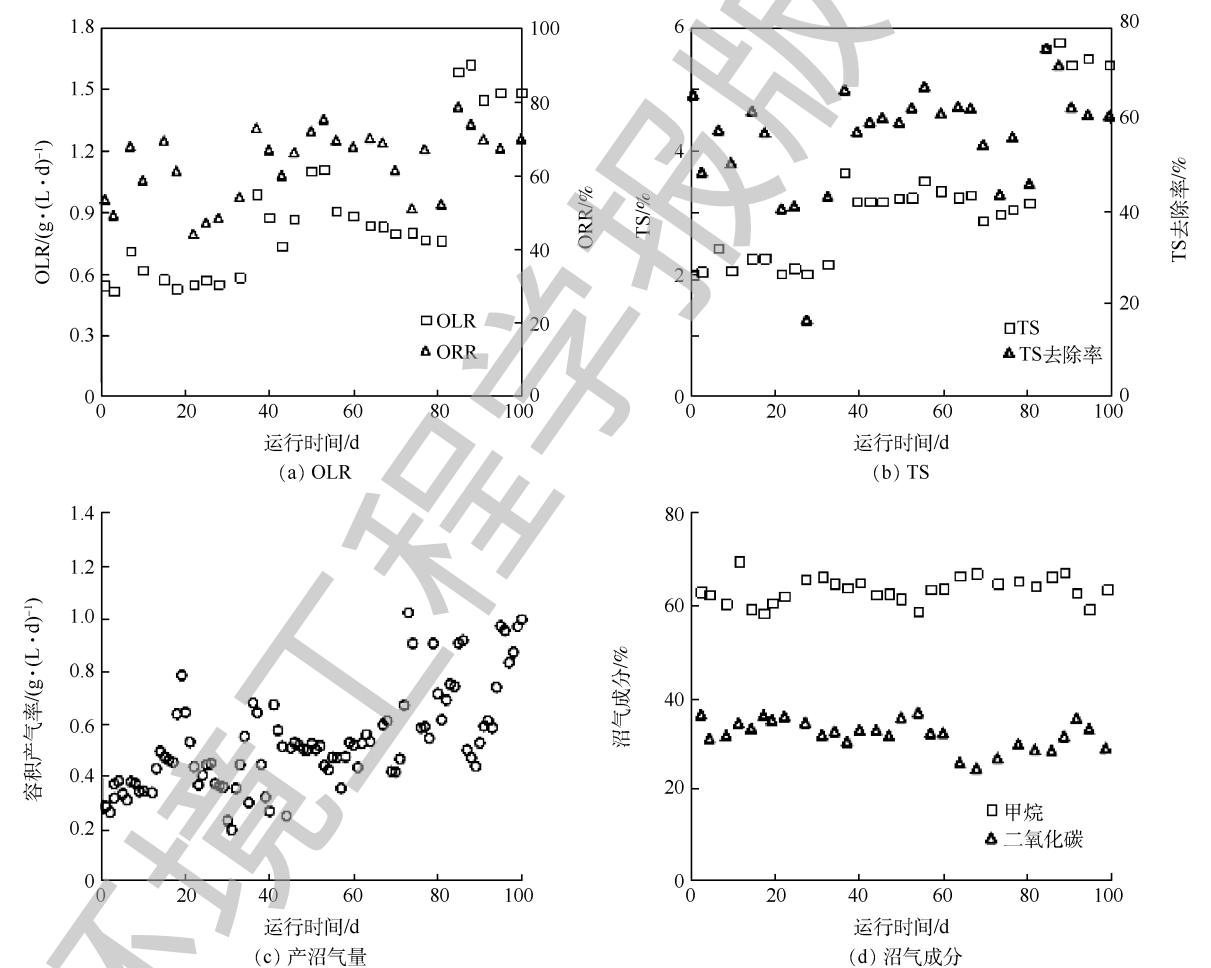


图 3 消化能力提升阶段 OLR、TS、产沼气量和沼气成分的变化

Fig. 3 Change of OLR, TS, biogas production and biogas content during digestive ability to ascent

在每个阶段的反应器运行过程中, ORR 出现波动, 产气量也有明显波动并且有逐渐下降的趋势, 特别是在阶段 1 后半部分, TS 去除率从 60% 下降到 40%, 产气量从 0.8 L·(L·d)⁻¹ 下降到 0.2 L·(L·d)⁻¹, 其原因可能有 2 个: 一是随着鸡粪厌氧消化的运行, 发酵体系中抑制物如 NH₄⁺-N 和 VFA 的成分逐渐增多, 导致了对甲烷发酵菌群有抑制效果^[21]; 二是由于 CSTR 的水力停留时间 (HRT) 与污泥停

留时间 (sludge retain time, SRT) 相等, 进料的同时会有等量活性污泥被置换出来, 由于基质营养所限, 微生物浓度不能短时期内增长, 所以出现了因微生物繁殖滞后而导致的运行效果下降, 在运行效果下降严重时, 建议采用降低 OLR 和延长 HRT (或 SRT) 的方法来恢复反应的运行效果。

2.3 消化能力提升期氨氮浓度的变化

由于鸡粪中含有大量的蛋白质和尿酸成分, 经厌氧消化后转化为氨氮 ($\text{NH}_4^+\text{-N}$), 而高浓度的氨氮成分会对厌氧消化菌尤其是产甲烷菌产生抑制作用^[22], 研究发现, 自由氨 (FAN) 能穿透微生物细胞膜, 影响细胞内外离子和 pH 的平衡, 被认为是造成氨氮抑制的主要成分^[23], 图 4 为消化能力提升步骤 TAN 和 FAN 变化。可以看出消化能力提升阶段的 TAN 和 FAN 浓度都呈逐渐上升趋势, 3 个阶段的 TAN 和 FAN 质量浓度分别达到 400、700 和 1 200 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 100、200、350 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 测得此时 VFA 浓度小于 600 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 处于较低水平, 不足以对厌氧消化菌产生抑制^[7]。据报道^[24-25], 当 TAN 质量浓度达到 1 700 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 开始对厌氧消化菌产生抑制作用, 当 TAN 质量浓度达到 2 500 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 将会对甲烷发酵过程产生抑制, DUAN 等^[24] 研究发现, 当 FAN 达到 600 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 将会对发酵产生不利影响, 而本实验的 TAN 浓度最高为 1 200 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, FAN 最高为 350 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 两者都在抑制阈值以下, 整个启动实验并未出现氨抑制现象。

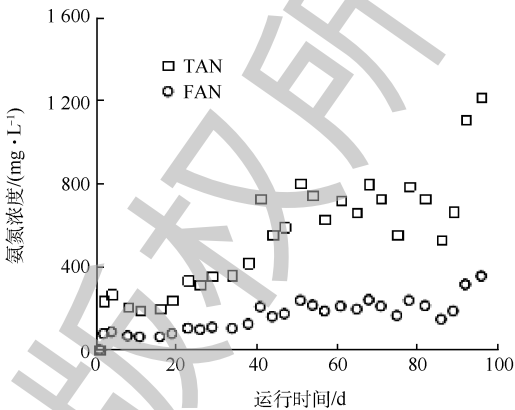


图 4 消化能力提升期的 TAN 和 FAN 质量浓度变化
Fig. 4 Change of TAN and FAN mass concentration during digestive ability to ascent

2.4 消化能力提升期的发酵液性质的变化

图 5 为消化能力提升期发酵液 SCOD、pH 和碱度的变化过程, 在第 1 阶段, pH 和碱度处于上升趋势, 分别从刚开始 7.2 和 3 200 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 上升到 7.6 和 4 700 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 这主要是鸡粪中蛋白质和尿酸类物质被转化为 $\text{NH}_4^+\text{-N}$, 促使发酵液碱度和 pH 增高, 但始终处于正常水平。氨氮浓度过高会对甲烷发酵菌群有严重的抑制作用, 引起产酸和产甲烷的失衡, VFA 不能及时转化为甲烷和二氧化碳而积累, 从而引起 pH 降低^[19], 致使 pH 作为监测反应器运行的指标失灵, 但在本实验中, VFA 浓度均不到 600 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, TAN 浓度最高为 1 200 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 未对发酵效果产生抑制作用, WU 等^[7] 研究鸡粪厌氧消化时发现, 当 VFA 小于 3 500 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, pH 随氨氮的累积而逐渐升高, 但当 VFA 大于 3 500 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 氨氮升高而增加的碱度将被 VFA 中的酸中和, pH 将随氨氮的逐渐升高而下降, 而本实验 VFA

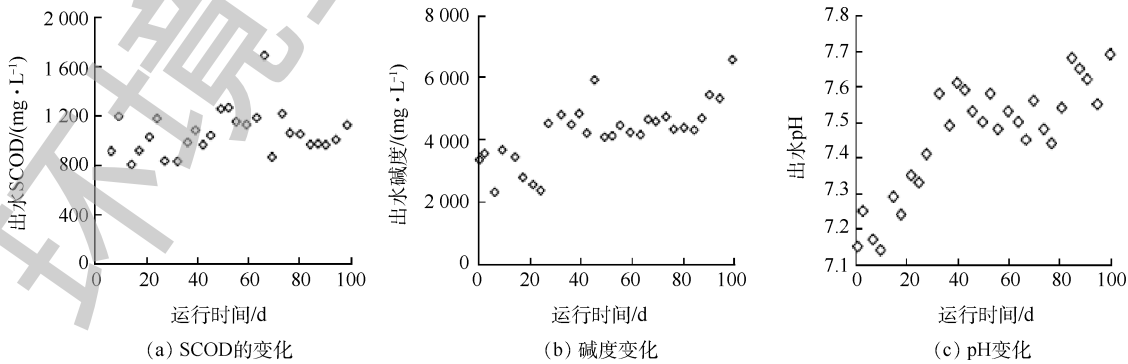


图 5 消化能力提升期 SCOD、碱度和 pH 的变化

Fig. 5 Change of SCOD, alkalinity and pH during digestive ability to ascent

浓度始终小于 $600 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 未对 pH 和碱度产生扰动影响。虽然 SCOD 与反应器运行状况没有直接相关性, 但能一定程度上反映发酵液性质, 整个消化能力提升过程中, SCOD 一直稳定在 $800\sim 1\,200 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 之间, 处于梅冰等^[9]所报道的正常水平范围, 说明反应器启动状态良好。

3 结论

1) 将启动 CSTR 处理鸡粪分为污泥驯化和消化能力提升 2 个步骤, 不仅能够驯化污泥, 还可以逐步提高污泥消化鸡粪的能力。

2) 当进料鸡粪浓度提高到 5.2% 时, 反应器有机负荷 (以 VS 计)、TS 去除率和产沼气量分别达到 $1.5 \text{ g}\cdot(\text{L}\cdot\text{d})^{-1}$ 、60% 和 $1 \text{ L}\cdot(\text{L}\cdot\text{d})^{-1}$, 其中甲烷体积分数稳定在 65% 左右, CSTR 启动较为成功。

3) 整个启动过程, TAN 最高达到 $1\,200 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 未出现氨抑制和 VFA 累积的现象。

参考文献

- [1] 田宜水. 中国规模化养殖场畜禽粪便资源沼气生产潜力评价 [J]. 农业工程学报, 2012, 28(8): 230-234.
- [2] POSCHL M, WARD S, OWENDE P. Evaluation of energy efficiency of various biogas production and utilization pathways[J]. Applied Energy, 2010, 87(11): 3305-3321.
- [3] 潘君廷, 马俊怡, 郇天磊, 等. 膨润土改善鸡粪厌氧消化产酸产甲烷特性 [J]. 农业工程学报, 2016, 32(8): 246-252. DOI:10.11975/j.issn.1002-6819.2016.08.035.
- [4] ABOUELENIEN F, NAMBA Y, KOSSEVR M R, et al. Enhancement of methane production from co-digestion of chicken manure with agricultural wastes[J]. Bioresource Technology, 2014, 159(6): 80-87. DOI:10.1016/j.biortech.2014.02.050.
- [5] 马俊怡, 潘君廷, 郇天磊, 等. 膨润土对鸡粪序批式厌氧消化特性的影响 [J]. 环境科学研究, 2016, 29(3): 442-448.
- [6] CHEN S, CAO W, BANKS C J, et al. Biogas production from undiluted chicken manure and maize silage: A study of ammonia inhibition in high solids anaerobic digestion[J]. Bioresource Technology, 2016, 218: 1215-1223. DOI:10.1016/j.biortech.2016.07.082.
- [7] WU S, NI P, LI J, et al. Integrated approach to sustain biogas production in anaerobic digestion of chicken manure under recycled utilization of liquid digestate: Dynamics of ammonium accumulation and mitigation control [J]. Bioresource Technology, 2016, 205(1): 172-178. DOI:10.1016/j.biortech.2016.01.021.
- [8] 何秋阳, 李润东, 冯磊, 等. CSTR 反应器鸡粪厌氧消化中试启动研究 [J]. 可再生能源, 2012(4): 89-92.
- [9] 梅冰, 彭绪亚, 王璐, 等. CSTR 反应器厌氧消化餐厨垃圾启动过程的监控 [J]. 中国给水排水, 2013, 29(11): 18-21.
- [10] 李荣平, 李秀金, 陈淑琳. 用于牛粪液厌氧消化的推流式和完全混合式反应器性能研究 [J]. 农业工程学报, 2007, 23(9): 186-190.
- [11] JANKE L, LEITE A F, NIKOLAUSAN M, et al. Comparison of start-up strategies and process performance during semi continuous anaerobic digestion of sugarcane filter cake co-digested with bagasse[J]. Waste Management, 2016, 48: 199-208. DOI:10.1016/j.wasman.2015.11.007.
- [12] APHA. Standard Methods for the Examination of Water and Waste water[M]. Washington DC: American Public Health Association (APHA), 2005.
- [13] HANSEN K H, ANGELIDAKI I, AHRING B K. Anaerobic digestion of swine manure: Inhibition by ammox[J]. 1998, 32(1): 5-12. DOI:10.1016/S0043-1354(97)00201-7.
- [14] 孙晓. 高含固率污泥厌氧消化系统的启动方案与试验 [J]. 净水技术, 2012, 31(3): 78-82.
- [15] 马磊, 王德汉, 杨文杰, 等. 餐厨垃圾高温厌氧消化接种物的驯化研究 [J]. 农业工程学报, 2007, 23(6): 203-207.
- [16] 张威, 赵庆良, 胡凯. 搅拌时间对污泥厌氧消化效能的影响研究 [J]. 黑龙江大学自然科学学报, 2011, 28(3): 383-387.
- [17] NIU Q, KUBOTA K, QIAO W, et al. Effect of ammonia inhibition on microbial community dynamic and process functional resilience in mesophilic methane fermentation of chicken manure[J]. Journal of Chemical Technology & Biotechnology, 2015, 90(12): 65-85. DOI:10.1002/jctb.4527.
- [18] NIU Q, WEI Q, HONG Q, et al. Mesophilic methane fermentation of chicken manure at a wide range of ammonia concentration: Stability, inhibition and recovery[J]. Bioresource Technology, 2013, 137(11): 358-367. DOI:10.1016/j.biortech.2013.03.080.

- [19] MICHAUD S, BERNET N, BUFFIERE P. Methane yield as a monitoring parameter for the start-up of anaerobic fixed film reactors[J]. *Water Research*, 2002, 36(5): 1385-1391. DOI:10.1016/S0043-1354(01)00338-4.
- [20] TONG Z, YANG Y, LIU L, et al. Improved biogas production from chicken manure anaerobic digestion using cereal residues as co-substrates [J]. *Energy & Fuels*, 2014, 28(4): 2490-2495. DOI:10.1021/ef500262m.
- [21] CHEN Y, CHENG J J, CREAMER K S. Inhibition of anaerobic digestion process: A review[J]. *Bioresource Technology*, 2008, 99(10): 4044-4064. DOI:10.1016/j.biortech.2007.01.057.
- [22] ZEEMAN G, WIEGANT W M, KOSTERTREFFERS M E, et al. The influence of the total-ammonia concentration on the thermophilic digestion of cow manure[J]. *Agricultural Wastes*, 1985, 14(1): 19-35. DOI:10.1016/S0141-4607(85)80014-7.
- [23] HASHIMOTO A G. Ammonia inhibition of methanogenesis from cattle wastes[J]. *Agricultural Wastes*, 1986, 17(4): 241-261. DOI:10.1016/0141-4607(86)90133-2.
- [24] DUAN N, DONG B, WU B, et al. High-solid anaerobic digestion of sewage sludge under mesophilic conditions: Feasibility study[J]. *Bioresource Technology*, 2012, 104: 150-156. DOI:10.1016/j.biortech.2011.10.090.
- [25] NIU Q, WEI Q, HONG Q, et al. Microbial community shifts and biogas conversion computation during steady, inhibited and recovered stages of thermophilic methane fermentation on chicken manure with a wide variation of ammonia[J]. *Bioresource Technology*, 2013, 146(10): 223-233. DOI:10.1016/j.biortech.2013.07.038.

(本文责任编辑: 郑晓梅)

Start-up of continuous stirring tank reactor treating chicken manure by stepwise increasing influent solid concentration

PEI Mengfu¹, QIANG Hong^{2*}, YANG Yinan², LIU Xiaopei², SONG Zimei²

1. College of Machinery and Electron Engineering, Northwest A&F University, Yangling 712100, China

2. College of Resource and Environment, Northwest A&F University, Yangling 712100, China

Abstract In order to improve the anaerobic digestion start-up efficiency of continuous stirring tank reactor (CSTR) to dispose chicken manure, a new method by increasing influent chicken manure concentration was investigated in mesophilic condition (36 °C). The whole experiment was divided into two steps-acclimation and digestive ability improvement, and the aim of them were acclimating the active sludge to chicken manure by feeding 2% concentration into the reactor intermittently, and improving the digestion ability of active sludge by increasing the substrate concentration (2.1%, 3.2%, 5.2%). The results showed that the digestion ability was improved with the chicken manure concentration up to 5.2%, the organic removal rate (ORR), the total solid (TS) removal rate and the biogas yield reached to 1.5 g·(L·d)⁻¹, 60% and 1 L·(L·d)⁻¹, respectively. The methane volume fraction was continuously stabilized at (65 ± 3)%. The ammonia inhibition did not appear while the maximum ammonia concentration was 1 200 mg·L⁻¹. The sludge activity could be acclimated with gradient influent TS into the reactor. This study provided a new method to start up the CSTR for high nitrogen substrate anaerobic digestion treatment, which could supply a favorable theoretical and practical reference for the future researches.

Key words continuous stirring tank reactor; anaerobic digestion; chicken manure; sludge acclimation; start-up