

污泥停留时间对厌氧膜生物反应器处理餐厨废水效能的影响

黄振兴^{1,2,3} 席克忠⁴ 肖小兰¹ 缪恒锋^{1,2,3} 赵明星¹ 施万胜¹ 阮文权^{1,2,3,*}

(1. 江南大学环境与土木工程学院, 无锡 214122; 2. 江苏省水处理技术与材料协同创新中心, 苏州 215009;
3. 江苏省厌氧生物技术重点实验室, 无锡 214122; 4. 郑州侨联生物能源有限公司, 郑州 450001)

摘要 采用中试厌氧膜生物反应器(AnMBR)处理高浓度餐厨废水, 多维分析污泥停留时间(SRT为50、30和20 d)对其运行效能的影响。结果显示, AnMBR在各SRT工况下均展现出较好的稳定性, 消化罐pH维持在7.2(7.8)之间, 膜出水COD去除率达到96%以上。缩短SRT虽然能够有效提高有机负荷, 但是过低的SRT会显著降低COD转化率。AnMBR在SRT 30 d工况下可获得最佳处理效能, 有机负荷达到 $(8.7 \pm 1.3) \text{ kg COD} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 沼气生产强度达到 $(4.5 \pm 0.8) \text{ m}^3 \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, COD转化率为 $(82.1 \pm 7.3) \%$ 。厌氧消化液中胶体态和溶解性大分子有机质的累积是导致膜过滤效能下降的主要原因, 控制SRT 30 d有效削减了其积累量, 从而提高了膜通量并减缓了膜污染趋势。 Ca^{2+} 会沉积在污泥混合液中, 其浓度随着SRT缩短显著降低。此外, SRT缩短会降低长链脂肪酸(LCFA)的转化率; 但是未降解的LCFA很可能与 Ca^{2+} 形成沉淀, 会减轻游离LCFA对微生物活性的抑制作用, 进而有助于AnMBR的稳定运行。

关键词 厌氧膜生物反应器; 餐厨废水; 污泥停留时间; 膜污染; 长链脂肪酸

中图分类号 X703.1 文献标识码 A 文章编号 1673-9108(2016)11-6357-07 DOI 10.12030/j.cjee.201605094

Effect of sludge retention time on performance of anaerobic membrane bioreactor treating kitchen wastewater

HUANG Zhenxing^{1,2,3} XI Kezhong⁴ XIAO Xiaolan¹ MIAO Hengfeng^{1,2,3}
ZHAO Mingxing¹ SHI Wansheng¹ RUAN Wenquan^{1,2,3,*}

(1. School of Environment and Civil Engineering, Jiangnan University, Wuxi 214122, China; 2. Jiangsu Collaborative Innovation Center of Technology and Material of Water Treatment, Suzhou 215009, China; 3. Jiangsu Key Laboratory of Anaerobic Biotechnology, Jiangnan University, Wuxi 214122, China; 4. Zhengzhou Qiaolian Biotech Co. Ltd., Zhengzhou 450001, China)

Abstract A pilot-scale anaerobic membrane bioreactor (AnMBR) was used to treat high-strength kitchen wastewater, and the effects of sludge retention time (SRT 20, 30, 50 days) on operational performance were multi-dimensionally investigated. The results showed that the AnMBR provided excellent operational stability at each SRT, with a constant pH of 7.2—7.8 in the digester and a high COD removal efficiency of over 96% based on membrane permeate quality. Although decreasing SRT elevated the organic loading rate (OLR), an overly low SRT remarkably reduced the COD conversion efficiency. Optimal AnMBR performance was observed with a SRT of 30 d. The OLR and biogas productivity reached $(8.7 \pm 1.3) \text{ kg COD} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ and $(4.5 \pm 0.8) \text{ m}^3 \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, respectively, while the COD conversion efficiency remained at $(82.1 \pm 7.3) \%$. The accumulation of colloidal and soluble macromolecular organic compounds was the major reason for the decline in membrane filtration performance, and their concentration decreased when the AnMBR was operated with a SRT of 30 d. Thus, the membrane flux improved and the propensity for membrane fouling was alleviated. Ca^{2+} precipitated in the sludge mixed liquor, and its concentration remarkably decreased as the SRT was shortened. Moreover, reducing the SRT lowered the long chain fatty acid (LCFA) conversion efficiency, but undegraded LCFAs were most likely to form a precipitate with Ca^{2+} . Thus, the inhibitory effects of free LCFAs on microbial activity were attenuated, further contributing to the stable operation of the AnMBR.

Key words anaerobic membrane bioreactor; kitchen wastewater; sludge retention time; membrane fouling; long chain fatty acid

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(21276114, 21506076); 国家科技支撑计划项目(2013BAB11B02, 2014BAC25B01)

收稿日期: 2016-05-11; 修订日期: 2016-06-01

作者简介: 黄振兴(1985—), 男, 副教授, 研究方向: 环境生物技术。E-mail: biogashuang@jiangnan.edu.cn

* 通讯联系人, E-mail: wqruanjin@gmail.com

餐厨垃圾(俗称“泔水”)是我国居民生活废弃物的的重要组成部分,预计到 2020 年全国年产生餐厨垃圾将达到 2 920 万 t 左右^[1]。目前,通过预处理 + 生物柴油提炼(油) + 好氧堆肥(固) + 厌氧消化(水) + 废水达标处理等工艺集成是餐厨垃圾资源化和无害化处置的主流途径之一^[2],其中厌氧消化的长期高效稳定运行是整个处置过程的关键之一。餐厨垃圾经过油脂提取和固液分离后产生的餐厨废水具有成分复杂、有机物含量高、悬浮物浓度高和盐分高等特点,在采用连续搅拌式反应器和上流式厌氧污泥床等常规厌氧工艺处理过程中,面临着微生物截留效率不高、颗粒污泥形成难度大等瓶颈问题,很难达到较好的运行效果^[3]。因此,通过改进厌氧工艺强化有机质降解不仅能够更为高效地回收能源,而且可以显著降低后续废水达标处理的负担和成本。

厌氧膜生物反应器(anaerobic membrane bioreactor, AnMBR)的开发与应用是近年来的研究热点。基于膜组件对微生物的完全截留,AnMBR 能够实现污泥停留时间和水力停留时间的有效分离。也正因如此,AnMBR 具备生物量高、有机质转化率高、耐冲击负荷能力强以及出水水质好等优点,其在高浓度有机废水处理方面展现出很好的应用前景^[4-6]。目前罕有采用 AnMBR 处理餐厨废水的相关报道,因此,如何充分发挥其应用潜力仍需进一步研究。

研究表明,在膜生物反应器运行过程中,SRT 不仅会改变污泥浓度、微生物群落结构组成及其活性,而且会对膜通量和膜污染造成显著影响^[7-8]。此外,在实际废水处理过程中,SRT 还会改变一些难降解有机物以及钙、镁等无机物在反应器内的累积状态,进而影响传质和污泥混合液的可滤性^[9-10]。因此,SRT 的合理控制对于膜生物反应器的高效运行非常关键。有鉴于此,本研究采用中试规模的 AnMBR 反应器处理高浓度餐厨废水,通过对比 SRT 为 50、30 和 20 d 工况下的运行形状,多维分析 SRT 对 AnMBR 处理效能的影响及其原因,以期为促进餐厨废水资源化和无害化处置提供有益思路。

1 材料与方法

1.1 餐厨废水水质

餐厨废水取自于苏州某餐厨垃圾处理厂,经孔隙为 1 mm 的细格栅过滤后作为反应器进水,进水水质指标如表 1 所示。废水总 COD(TCOD)、溶解

性 COD(SCOD)、悬浮固体(SS)以及挥发性悬浮固体(VSS)浓度分别达到 (89.8 ± 9.3) 、 (43.9 ± 5.1) 、 (36.1 ± 4.1) 、 (35.2 ± 3.9) $\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$,COD/N 为 25 ~ 30;且由于自然酸化,pH 值仅为 (4.3 ± 0.4) 。餐厨废水残留油脂浓度为 (4.1 ± 0.5) $\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 。废水中无机盐含量丰富,其中 Ca^{2+} 浓度达到 (986 ± 83) $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。

表 1 餐厨废水水质

Table 1 Kitchen wastewater characteristics		
水质指标	单位	数值
TCOD	$\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$	89.8 ± 9.3
SCOD	$\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$	43.9 ± 5.1
VSS	$\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$	35.2 ± 3.9
SS	$\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$	36.1 ± 4.1
pH	—	4.3 ± 0.4
油脂	$\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$	4.1 ± 0.5
Ca^{2+}	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	986 ± 83
COD/N	—	25 ± 30

1.2 AnMBR 的结构与运行工况

AnMBR 结构如图 1 所示,工作容积为 1 m^3 。膜组件采用管式超滤膜(2 根膜管),每根膜管膜面积为 0.095 m^2 ;膜材质为聚偏氟乙烯(MEMOS,德国),截留分子质量为 100 kDa。餐厨废水原水(不调节 pH)与膜浓缩液混合从底部布水管进入消化罐。循环泵(25QY-2SS,南方泵业)控制错流速率为 $2.2 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$,平均膜压为 0.23 MPa,产生 $2.0 \text{ m} \cdot \text{h}^{-1}$ 的上升流速能够保证消化系统充分混合,因此,无需外加搅拌装置;接种污泥取自苏州某餐厨垃圾处理厂厌氧消化罐(已运行 3 年以上),接种量为 1 m^3 ,MLVSS 为 $21.6 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$,发酵温度控制在 $(36 \pm 1)^\circ\text{C}$ 。通过控制排泥量以维持不同的 SRT 工况,AnMBR 在 SRT 为 50、30 和 20 d 工况下,分别连续运行 80、75 和 75 d。根据每天的排泥量和膜出水量调节进水量以保证反应器进出水平衡;在整个处理过程中监测各项运行指标变化,并不定期对膜进行化学清洗(依次为水洗,用 0.2% 次氯酸钠、pH 为 2 的盐酸以及 1% EDTA 清洗)。

1.3 分析测定方法

根据《水和废水监测分析方法》所述标准方法对 TCOD、SCOD($0.45 \text{ }\mu\text{m}$ 微孔滤膜过滤)、MLVSS、MLSS、碱度和挥发性有机酸(volatile fatty acid, VFA)进行测定^[11];沼气产量采用在线湿式流量计计量(TG3, RITTER),沼气中甲烷浓度采用沼气分

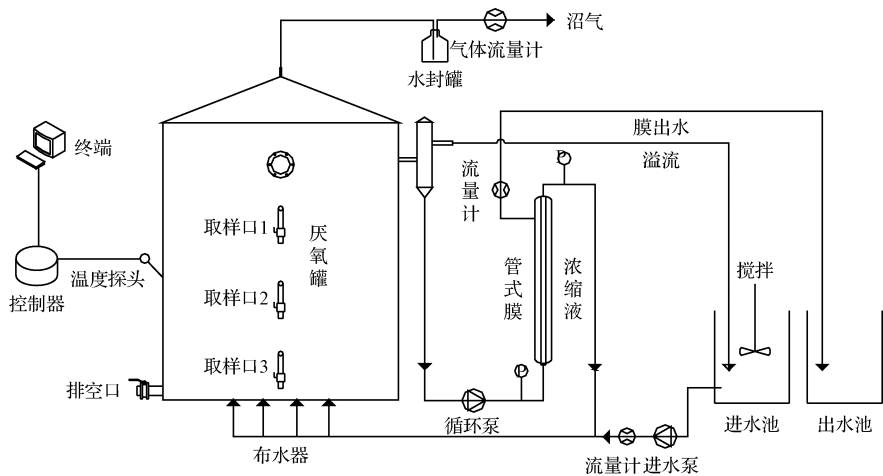


图 1 中试厌氧膜生物反应器示意图
Fig.1 Schematic diagram of pilot-scale AnMBR

析仪 (Gasboard-3200 L, 武汉四方) 测定; pH 计 (FE20K, METTLER) 测定原水和厌氧消化液 pH; Ca^{2+} 浓度采用电感耦合等离子体光谱仪 (Optima 2100DV, PerkinElmer) 测定。总氮采用全自动凯氏定氮仪测定 (UDK142, VELP)。餐厨废水中的残留油脂首先采用覆盖有硅藻土的滤纸吸附, 然后采用全自动索氏抽提系统测定 (Soxtec 2050, FOSS)。长链脂肪酸 (long chain fatty acid, LCFA) 经甲脂化后采用气相色谱仪测定 (GC-2010, Shimadzu) [12]。

2 结果分析与讨论

2.1 AnMBR 的运行效能

AnMBR 在不同 SRT 下的运行效能如图 2 所示。进水 COD 高达 $(89.8 \pm 9.3) \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$, AnMBR 进水有机负荷 (organic loading rate, OLR) 在 SRT 50 d 工况下为 $(6.1 \pm 1.1) \text{ kg COD} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 并随着 SRT 缩短上升至 (8.7 ± 1.3) (SRT 30 d) 和 $(9.1 \pm 1.6) \text{ kg COD} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ (SRT 20 d)。基于膜截留和高效生物降解的共同作用, 出水 COD 在 3 个 SRT 工况下分别低于 1.5 、 1.7 和 $3.5 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$, COD 去除率达到 96% 以上, 展现出较好的出水水质 (图 2(a)), 如此后续便可以采用脱氮除磷工艺以实现废水达标排放的目标。

整个运行期沼气中的甲烷浓度均较为稳定 ($(57 \pm 2)\%$), 沼气生产强度在 SRT 20、30 和 50 d 条件下分别达到 (3.2 ± 0.7) 、 (4.5 ± 0.8) 和 $(3.9 \pm 0.9) \text{ m}^3 \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 。COD 转化率 ($\text{g COD}_{\text{甲烷}} \cdot \text{d}^{-1} / (\text{g COD}_{\text{进水}} \cdot \text{d}^{-1})$) 在前 25 d 启动期内迅速

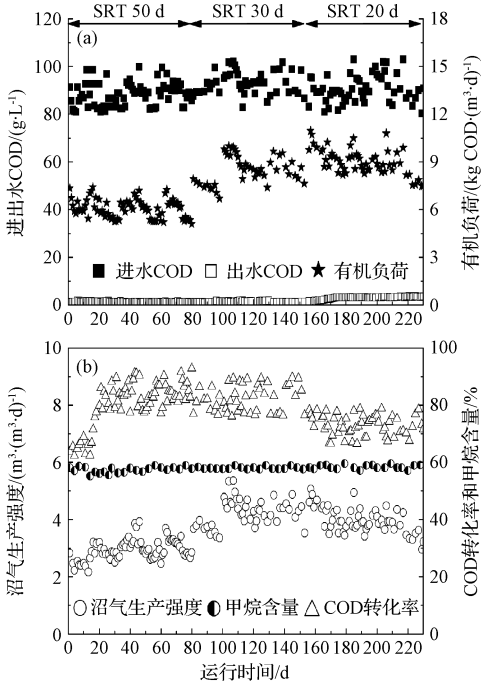


图 2 不同 SRT 工况下的 AnMBR 运行效能
Fig.2 AnMBR performance under different HRTs

增加, 并在 SRT 为 50 和 30 d 运行工况下分别达到 $(83.8 \pm 7.1)\%$ 和 $(82.1 \pm 7.3)\%$; 但是当 SRT 进一步缩短至 20 d 时, COD 转化率显著降低至 $(72.2 \pm 6.2)\%$ (图 2(b))。

以上实验结果显示, AnMBR 整个运行阶段的 COD 转化率要明显低于膜出水水质体现出的 COD 去除率, 这意味着进水中仍有一部分有机质未得到有效转化, 并在膜的截留作用下随污泥混合液排出。但是鉴于餐厨废水组分的复杂性以及较高的

有机质和悬浮固体浓度,AnMBR 在 SRT 50 和 30 d 工况下能够达到 80% 以上的 COD 转化率已经足够体现其优越性。此外,通过降低 SRT 虽然能够有效提升进水有机负荷,但是过短的 SRT 会显著降低 COD 转化率。3 个运行工况下的运行效果综合对比表明,AnMBR 在 SRT 30 d 工况下可获得最佳处理效能(见表 2)。

表 2 不同 SRT 稳态下的运行效能对比
Table 2 Comparison of steady-state performances at different HRTs

参数	50 d	30 d	20 d
OLR/(kg COD · (m ³ · d) ⁻¹)	6.1 ± 1.1	8.7 ± 1.3	9.1 ± 1.6
膜出水 COD/(g · L ⁻¹)	< 1.5	< 1.7	< 3.5
膜出水 COD 去除率/%	> 98%	> 98%	> 96%
沼气生产强度/(m ³ · (m ³ · d) ⁻¹)	3.2 ± 0.7	4.5 ± 0.8	3.9 ± 0.9
COD 转化率/%	83.8 ± 7.1	82.1 ± 7.3	72.2 ± 6.2
VFA 浓度/(g · L ⁻¹)	< 0.2	< 0.4	1.1 ± 0.1
MLSS/(g · L ⁻¹)	31.9 ± 2.1	28.6 ± 2.4	24.7 ± 1.9
MLVSS/(g · L ⁻¹)	23.8 ± 2.2	22.9 ± 2.1	21.8 ± 1.8
MLVSS/MLSS/%	74.2 ± 3.3	80.6 ± 3.1	86.6 ± 3.9

2.2 AnMBR 稳定性分析

厌氧消化在高有机负荷运行条件下极易出现酸化现象,VFA 累积和 pH 降低会抑制微生物活性,从而会导致消化效率的降低,甚至会造成反应器崩溃^[13]。也正因如此,VFA 浓度、pH 和碱度(alkalinity, ALK)等指标通常被用以评价厌氧消化系统的稳定性^[14]。如图 3 所示,虽然餐厨废水由于自然酸化造成进水 pH 仅为(4.3 ± 0.4),但是整个运行阶段 AnMBR 消化罐中的 pH 始终维持在 7.2 ± 7.8 之间。当 SRT 控制为 50 d 时,污泥混合液中的 VFA 浓度很低(小于 0.2 g · L⁻¹),并随着 SRT 的缩短逐渐上升至 1.1 g · L⁻¹ (SRT 20 d)。AnMBR 整个运行期内的厌氧消化液碱度达到 5.6 g · L⁻¹ (CaCO₃ 计)以上,且 VFA/ALK 始终保持在 0.2 以下。一般认为 VFA/ALK 低于 0.3 意味着厌氧反应器稳定性高,酸化风险低^[15]。因此,以上指标综合表明,在采用 AnMBR 处理高浓度餐厨废水过程中,SRT 缩短虽然会有所提高 VFA 浓度,但是消化系统在各 SRT 运行工况下均具备较好的稳定性。这一方面归因于 AnMBR 的高生物量能够保证 VFA 的高效转化,从而避免了 VFA 的大量积累;另一方面,由于餐厨废水具有较为合适的 COD/N(25 ± 30),蛋白质降解产生的氨氮以及废

水中本来存在的一些缓冲盐可以提供充足的碱度,从而有助于维持厌氧消化系统内的酸碱平衡。此外,餐厨废水还具有较高的含盐量。已有大量研究证实,通过长时间驯化能够有效提高厌氧微生物对高盐度的耐受能力^[13]。由于本研究接种污泥取自于苏州某餐厨垃圾处理厂厌氧消化罐(已运行 3 年以上),本身具有较高的活性和耐盐能力。同时,盐分可以自由通过超滤膜,并不会在发酵体系中大量累积。因此,AnMBR 运行效能和稳定性研究结果综合表明,该反应器能够满足餐厨废水高盐度环境下的稳定、高效处理。

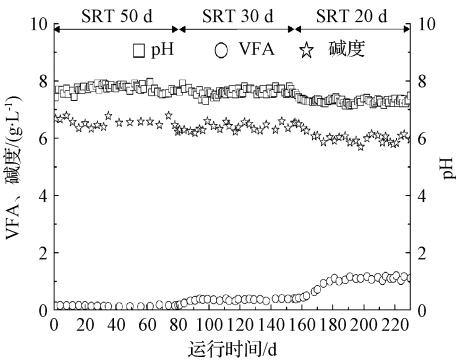


图 3 AnMBR 运行过程的稳定性分析
Fig. 3 Stability evaluation during AnMBR operation

2.3 SRT 对膜过滤效能的影响

膜污染是膜生物反应器推广和应用的主要限制性因素,不仅导致组件频繁清洗,降低膜的使用寿命,而且是直接造成产水阻力升高的主要因素^[16-17]。因此,在餐厨废水厌氧消化过程中通过分析膜通量及其相关参数的动态变化,以进一步研究 SRT 对膜过滤效能的影响。如图 4(b)所示,AnMBR 在 SRT 为 50、30 和 20 d 稳定运行状态下的最大膜通量分别为 13.3、15.3 和 12.6 L · (m² · h)⁻¹。各清洗周期内的膜通量衰减速率计算结果显示,当 SRT 由 50 d 缩短至 30 d 时,平均衰减速率从 0.22 ± 0.28 显著减小至 0.12 ± 0.13 L · (m² · h · d)⁻¹;但是在 SRT 20 d 时又升高至 0.19 ± 0.21 L · (m² · h · d)⁻¹。很显然,当 SRT 控制为 30 d 时,膜通量相对较高,而且膜污染趋势明显降低。

虽然悬浮固体浓度会影响污泥混合液可滤性和膜过滤效能^[18],但是整个运行阶段的 MLVSS 和 MLSS 浓度并没有发生明显变化(图 4(a)),可见两者在本研究中并不是 SRT 影响膜过滤效能的关

键因素。此外,已有研究指出,在实际复杂废水处理过程中,一些不能透过膜的,呈胶体态或者溶解性大分子态的有机质是造成膜孔堵塞和膜污染主要诱因,其一部分由微生物释放出的可溶性微生物产物(soluble microbial products,SMP)组成,另外还有相当多的一部分来自于废水中未降解的有机组分^[19-21]。因此,采用污泥混合液经 0.45 μm 微孔滤膜过滤后的 SCOD 与膜出水 COD 之间的差值以((COD_{溶解性-膜出水})表征此类有机组分浓度的动态变化。结果发现,((COD_{溶解性-膜出水}与膜通量衰减速率之间呈现出明显相关性(见图 4),其随着 SRT 由 50 d 缩短至 30 d 从 5.4 g·L⁻¹减少至 3.4 g·L⁻¹;但是在 SRT 20 d 工况下,((COD_{溶解性-膜出水}又升高至 4.8 g·L⁻¹。由此可见,在 AnMBR 处理餐厨废水过程中,消化液中胶体态和溶解性大分子态有机质的累积是导致膜过滤效能下降的主要原因;且通过合理控制 SRT 可以有效削减其积累量,从而提高膜通量并减缓膜污染趋势。

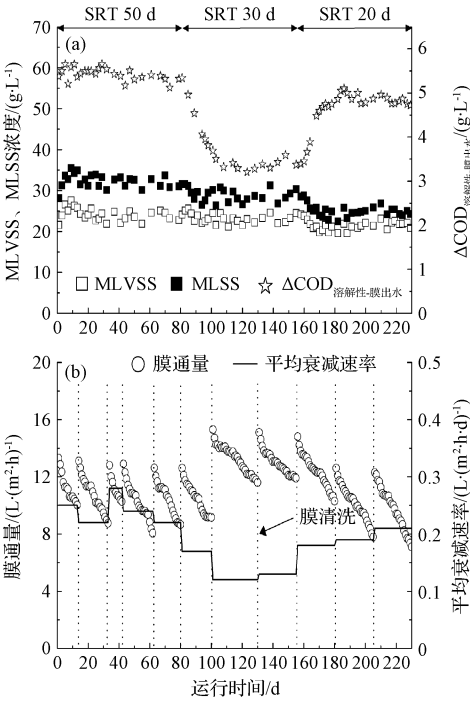


图 4 SRT 对膜过滤性能的影响

Fig. 4 Effects of SRT on membrane filtration performance

2.4 不同 SRT 下长链脂肪酸 (LCFA) 和 Ca²⁺ 的分布

水质分析表明餐厨废水中含有一定浓度的残留油脂((4.1 ± 0.5) g·L⁻¹)以及较高浓度的 Ca²⁺((986 ± 83) mg·L⁻¹)。已有研究表明,适当

的 Ca²⁺ 浓度有益于污泥絮凝,从而有助于减轻膜污染^[22]。然而,过量的 Ca²⁺ 存在会引起 CaCO₃ 和 Ca₃(PO₄)₂ 等无机沉淀的积累;而且作为油脂的主要水解产物,长链脂肪酸(LCFA)也可以与 Ca²⁺ 等二价阳离子形成沉淀^[23]。这些沉淀物积累量过高不仅会导致污泥钙化,影响传质,甚至会造成严重的膜污染^[24]。还有研究证实,游离态 LCFA 会吸附在细胞膜和污泥表面,在低浓度下便会抑制细胞活性并导致污泥上浮^[25-26]。因此,对 AnMBR 不同 SRT 稳定运行阶段的 LCFA 和 Ca²⁺ 浓度进行了比较分析。如图 5(a) 所示,AnMBR 污泥混合液的 Ca²⁺ 浓度要明显高于其在膜出水中的浓度,并随着排泥量的增加由 2 540 mg·L⁻¹ (SRT 50 d) 逐渐降低至 1 250 mg·L⁻¹ (SRT 20 d)。这充分说明在餐厨废水厌氧消化过程中, Ca²⁺ 的确会以沉淀物的形式累积在消化罐中,而通过缩短 SRT 能够有效降低其累积浓度,从而降低了污泥混合液中 MLVSS/MLSS(见表 2),减轻了污泥钙化程度。

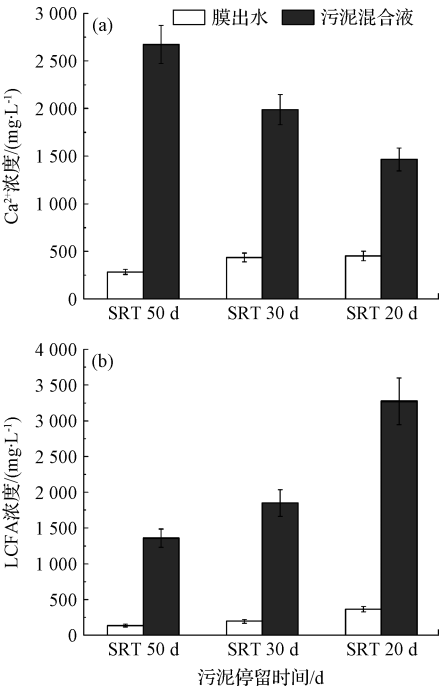


图 5 不同 SRT 工况下的 LCFA 和 Ca²⁺ 分布

Fig. 5 LCFA and Ca²⁺ distributions under different HRTs

AnMBR 稳定运行阶段的 LCFA 浓度变化如图 5(b) 所示,在 SRT 50、30 和 20 d 运行工况下,污泥混合液中的 LCFA 浓度分别为 1 360、1 860 和 3 270 mg·L⁻¹。当 SRT 缩短至 20 d 时,较高的 LCFA 积累量意味着其转化率显著下降,如此便会

造成更多的 LCFA 随污泥混合液排出,而这也许是造成此阶段 COD 转化率降低的原因之一(2.87 g COD/g-LCFA)。此外,虽然超滤膜对游离态 LCFA 并没有截留作用,但是污泥混合液中的 LCFA 浓度却显著高于其在膜出水中的浓度。这说明消化罐中未降解的 LCFA 主要并不是以游离态形式存在,其更有可能与部分 Ca^{2+} 形成沉淀($\text{LCFA}_2\text{-Ca}$);也正因如此很大程度上降低了游离 LCFA 积累对微生物活性的抑制作用,从而有助于 AnMBR 的稳定运行。

3 结 论

采用工作容积为 1 m^3 的中试厌氧膜生物反应器(AnMBR)处理高浓度餐厨废水,研究污泥停留时间(SRT 为 20、30 和 50 d)对其运行效能的影响,结果表明:

1)虽然餐厨废水有机质和悬浮物含量高,但是 AnMBR 在 3 个 SRT 工况下均能稳定运行。通过缩短 SRT 虽然能够有效提高有机负荷,但是过低的 SRT 会显著降低 COD 转化率。AnMBR 在 SRT 30 d 工况下可获得最佳处理效能,有机负荷达到 $(8.7 \pm 1.3)\text{ kg COD} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$,COD 转化率为 $(82. \pm 7.3)\%$;

2)SRT 变化会显著影响膜过滤效能,但是 MLVSS 和 MLSS 浓度并不是主要影响因素。厌氧消化液中胶体态和溶解性大分子态有机质的累积是导致膜过滤效能下降的主要原因,且通过合理控制 SRT 可以有效削减其积累量,从而能够提高膜通量并减缓膜污染趋势;

3)餐厨废水中 Ca^{2+} 会沉积在污泥混合液中,而通过缩短 SRT 能够有效降低其累积浓度,从而减轻了污泥钙化程度。此外,SRT 缩短会降低长链脂肪酸(LCFA)转化率,但是未降解的 LCFA 很可能与 Ca^{2+} 形成沉淀,因此减轻了游离 LCFA 对微生物活性的抑制作用,进而有助于 AnMBR 的稳定运行。

参 考 文 献

[1] 胡新军,张敏,余俊锋,等.中国餐厨垃圾处理的现状、问题和对策.生态学报,2012,32(14):4575-4584
HU Xinjun, ZHANG Min, YU Junfeng, et al. Food waste management in China: status, problems and solutions. Acta Ecologica Sinica, 2012,32(14):4575-4584(in Chi-

nese)

- [2] 张韩,李晖,韦萍.餐厨垃圾处理技术分析.环境工程,2012,30:258-261
ZHANG Han, LI Hui, WEI Ping. Discussion on treatment methods of kitchen wastes. Environmental Engineering, 2012,30:258-261 (in Chinese)
- [3] DERELI R. K., ERSAHIN M. E., OZGUN H., et al. Potentials of anaerobic membrane bioreactors to overcome treatment limitations induced by industrial wastewaters. Bioresource Technology, 2012,122:160-170
- [4] 陆晓峰,周保昌,沈飞,等.厌氧膜生物反应器在食品废水处理中的应用研究.膜科学与技术,2011,31(3):234-238
LU Xiaofeng, ZHOU Baochang, SHEN Fei, et al. Treatment of food processing wastewater with anaerobic membrane bioreactor. Membrane Science and Technology, 2011,31(3):234-238(in Chinese)
- [5] 孙凯,陆晓峰,周保昌,等.厌氧膜生物反应器(AnMBR)处理高浓度豆制品废水的研究.膜科学与技术,2011,31(4):65-69
SUN Kai, LU Xiaofeng, ZHOU Baochang, et al. Research on the treatment of high concentration soybean processing wastewater with AnMBR. Membrane Science and Technology, 2011,31(4):65-69(in Chinese)
- [6] DERELI R. K., ZEE F. P. V. D., HEFFERNAN B., et al. Effect of sludge retention time on the biological performance of anaerobic membrane bioreactors treating corn-to-ethanol thin stillage with high lipid content. Water Research, 2014,49(1):453-464
- [7] AHMED Z., CHO J., LIM B. R., et al. Effects of sludge retention time on membrane fouling and microbial community structure in a membrane bioreactor. Journal of Membrane Science, 2007,287(2):211-218
- [8] POLLICE A., LAERA G., SATURNO D., et al. Effects of sludge retention time on the performance of a membrane bioreactor treating municipal sewage. Journal of Membrane Science, 2008,317(1/2):65-70
- [9] DERELI R. K., DRELOT A., HEFFERNAN B., et al. Implications of changes in solids retention time on long term evolution of sludge filterability in anaerobic membrane bioreactors treating high strength industrial wastewater. Water Research, 2014,59(4):11-22
- [10] DERELI R. K., HEFFERNAN B., GRELOT A., et al. Influence of high lipid containing wastewater on filtration performance and fouling in AnMBRs operated at different solids retention times. Separation & Purification Technology, 2015,139(139):43-52

- [11] 国家环境保护总局. 水和废水检测分析方法. 4 版. 北京: 中国环境科学出版社, **2002**
- [12] NEVES L. , PEREIRA M. A. , MOTA M. , et al. Detection and quantification of long chain fatty acids in liquid and solid samples and its relevance to understand anaerobic digestion of lipids. *Bioresource Technology*, **2009**, 100(1) :91-96
- [13] CHEN Y. , CHENG J. J. , CREAMER K. S. Inhibition of anaerobic digestion process; a review. *Bioresource Technology*, **2008**, 99(10) :4044-4064
- [14] KONG X. , WEI Y. , XU S. , et al. Inhibiting excessive acidification using zero-valent iron in anaerobic digestion of food waste at high organic load rates. *Bioresource Technology*, **2016**, 211 :65-71
- [15] XU R. , YANG Z. , CHEN T. , et al. Anaerobic co-digestion of municipal wastewater sludge with food waste under different fat, oil, grease contents: study on reactor performance and extracellular polymeric substances. *RSC Advances*, **2015**, 5 :103547-103556
- [16] MENG F. , CHAE S. R. , DREWS A. , et al. Recent advances in membrane bioreactors (MBRs): Membrane fouling and membrane material. *Water Research*, **2009**, 43(43) :1489-1512
- [17] CHOO K. H. , LEE C. H. Membrane fouling mechanisms in the membrane-coupled anaerobic bioreactor. *Water Research*, **1996**, 30(8) :1771-1780
- [18] PAN J. R. , Su Y. C. , Huang C. , et al. Effect of sludge characteristics on membrane fouling in membrane bioreactors. *Journal of Membrane Science*, **2010**, 349(1/2) :287-294
- [19] ROSENBERGER S. , LAABS C. , LESJEAN B. , et al. Impact of colloidal and soluble organic material on membrane performance in membrane bioreactors for municipal wastewater treatment. *Water Research*, **2006**, 40(4) :710-720
- [20] JARUSUTTHIRAK C. , AMY G. Role of soluble microbial products (SMP) in membrane fouling and flux decline. *Environmental Science & Technology*, **2006**, 40(3) :969-974
- [21] WANG X. , WAITE T. D. Role of gelling soluble and colloidal microbial products in membrane Fouling. *Environmental Science & Technology*, **2009**, 43(24) :9341-9347.
- [22] ZHANG H. , XIA J. , YANG Y. , et al. Mechanism of calcium mitigating membrane fouling in submerged membrane bioreactors. *Journal of Environmental Sciences*, **2009**, 21(8) :1066-1073
- [23] KLEYBOCKER A. , LIEBRICH M. , VERSTRAETE W. , et al. Early warning indicators for process failure due to organic overloading by rapeseed oil in one-stage continuously stirred tank reactor, sewage sludge and waste digesters. *Bioresource Technology*, **2012**, 123(2) :534-541
- [24] ARABI S. , NAKHLA G. Impact of calcium on the membrane fouling in membrane bioreactors. *Journal of Membrane Science*, **2008**, 14(1/2) :134-142
- [25] RINZEMA A. , BOONE M. , VAN KNIOOEBBERG K. , et al. Bactericidal effect of long chain fatty acids in anaerobic digestion. *Water Environment Research*, **1994**, 66(1) :40-49
- [26] HWU C. S. , TSENG S. K. , YUAN C. Y. , et al. Biosorption of long-chain fatty acids in UASB treatment process. *Water Research*, **1998**, 32(5) :1571-1579