

膜浓缩污泥厌氧消化性能的研究

罗娟¹, 李南锲², 房阔¹, 贺聪慧¹, 王凯军^{1*}

(1. 清华大学 环境学院 环境模拟与污染控制国家重点实验室, 北京 100084; 2. 生态环境部环境工程评估中心, 北京 100012)

摘要: 城市污水通过膜浓缩是一种截留有机物及减少能耗的有效方式。BMP 实验研究了在膜池停留时间 (SRT) 为 6 d、4 d、2 d 的膜浓缩污泥含水率分别为 96%、94%、92% 时的厌氧消化性能。结果表明:膜浓缩污泥的总产甲烷量随含水率的降低而升高。单位 VS 产甲烷量随含水率的降低先升高后降低, 含水率为 94% 时最高, 为 $167.6 \text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}\text{VS} \sim 205.3 \text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}\text{VS}$, 比初沉污泥 ($155.7 \text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}\text{VS}$) 提高了 7.6% ~ 31.8%; 比剩余污泥 ($159.1 \text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}\text{VS}$) 提高了 5.3% ~ 29.0%; COD 降解率 (36.6% ~ 48.7%) 比初沉污泥 (33.2%)、剩余污泥 (29.6%) 分别提高了 10.2% ~ 46.7%、23.6% ~ 64.5%。同一 SRT 工况下的污泥, 蛋白质去除率随着含水率的降低呈现增加的趋势, 而多糖类碳水化合物去除率相反, 呈现下降的趋势。膜浓缩工艺促进了蛋白质、多糖类碳水化合物等有机物的溶出降解, 从而提高厌氧消化产甲烷潜能, 为城市污水处理厂实现“能源中和”提供可能。

关键词: 城市污水; 膜浓缩; 厌氧消化; 产甲烷潜能; 能源中和

中图分类号: S216.4; X703 **文献标志码:** A **文章编号:** 1000-1166(2023)03-0013-07

DOI: 10.20022/j.cnki.1000-1166.2023030013

Study on the Anaerobic Digestion Performance of Membrane-based Preconcentrated Sludge / LUO Juan¹, LI Nankun², FANG Kuo¹, HE Conghui¹, WANG Kaijun^{1*} / (1. State Key Joint Laboratory of Environment Simulation and Pollution Control, School of Environment, Tsinghua University, Beijing 100084, China; 2. Appraisal Center for Environment Engineering, Ministry of Environmental Protection, Beijing 100012, China)

Abstract: Membrane-based preconcentration has been demonstrated as an attractive approach to sustainable wastewater treatment for it is effective to retain organic matter and reduce energy consumption. In this study, the anaerobic digestion performance of the concentrated sludge with different moisture content (96%, 94%, and 92%) under 6 d, 4 d, and 2 d SRT was conducted by BMP experiment. The results showed that the cumulative methane production of concentrated sludge increased with the decreasing of moisture content, while the VS methane yield increased first and then decreased. The moisture content of 94% group obtained the highest VS methane yield of $167.6 \text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}\text{VS} \sim 205.3 \text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}\text{VS}$, which was 7.6% ~ 31.8% higher than that of primary sludge and 5.3% ~ 29.0% of active sludge. Compared with the primary sludge and activated sludge, the COD degradation rate of the concentrated sludge with 94% moisture content was increased by 10.2% ~ 46.7%, 23.6% ~ 64.5%, respectively. The removal rate of protein showed an increasing trend with the decrease of the moisture content, while that of polysaccharide carbohydrates showed a downward trend. The membrane-based preconcentration process promoted the dissolution and degradation of organic substances such as proteins and polysaccharide carbohydrates, and improved the methane production potential for anaerobic digestion, which would provide a possibility for urban sewage treatment plants to achieve "energy neutrality".

Key words: municipal sewage; membrane-based preconcentration; anaerobic digestion; methane production potential; energy neutrality

在国家“碳中和”及“减污降碳协同增效”阶段战略推动下,实现“能源中和”是城市污水处理的可持续目标。目前,以活性污泥法为基础的传统城市

污水处理工艺,虽然可以满足出水水质达标的目的,但是污水中的有机物通过密集曝气大量能源的投入降解为水和 CO_2 , 只有有限的一部分能源资源以“剩

收稿日期: 2022-09-19

项目来源: 国家重点研发计划(2020YFC1908604)

作者简介: 罗娟(1986-),女,汉族,江西萍乡人,博士,主要研究方向为有机废弃物资源能源化和高值利用, E-mail: ddluo@126.com

通信作者: 王凯军, E-mail: wjk@mail.tsinghua.edu.cn

余污泥”的方式捕获,不仅能耗高,且资源未得到充分的循环利用,与我国现阶段“减污降碳协同增效”的战略目标不相符。一种潜在的方法是通过膜预浓缩,将城市污水通过膜浓缩的方式可以截留 75% 的有机物^[1-2],而膜浓缩污泥中的有机质通过厌氧消化的方式可以转化为清洁能源——沼气,在起到“减污降碳”同时,实现能源资源的回收,为污水处理厂实现能源自给提供可能。

为了更好的截留废水中的溶解性有机物及 P 等其它资源,根据膜浓缩工艺的不同,会选择加入不同的铁铝絮凝剂以及活性炭等添加剂,或是选择是否曝气缓解膜污染。目前,国内外对初沉污泥、剩余污泥的厌氧消化研究较为普遍,但是对膜浓缩污泥厌氧消化潜能的相关研究较少。本课题组提出了膜浓缩工艺用于城市生活污水处理,因此,本试验根据

中试规模城市生活污水膜预浓缩工艺的实际工况,开展膜浓缩污泥厌氧消化产沼气潜能的研究,为污水处理厂实现能源自给提供理论支撑。

1 材料与方法

1.1 试验原料

膜浓缩污泥取自北京沙河生活污水处理厂内稳定运行的膜浓缩中试装置,其日处理量为 500 t·d⁻¹。膜浓缩污泥(含添加剂活性炭和聚合氯化铝)在膜池的停留时间(SRT)分别为 6 d、4 d、2 d;原泥取回后部分以 8000 r·min⁻¹ 离心,倒掉部分上清液,使含水率分别为 96%、94%、92%,置于 4 ℃ 保存。作为对照的初沉污泥也取自同一污水处理厂,作为对照的剩余污泥和接种物取自北京某污水处理厂。

试验所用膜浓缩污泥和接种物的性质如表 1 所示。

表 1 底物及接种物性质

| 实验组 | TS/% | VS/% | VS/TS | pH 值 |
|-----------|-------------|-------------|--------------|-------------|
| SRT=6 原泥 | 4.20 ± 0.18 | 2.09 ± 0.11 | 49.91 ± 0.05 | 7.02 ± 0.02 |
| SRT=6 94% | 6.12 ± 0.22 | 2.99 ± 0.13 | 48.86 ± 0.05 | 7.05 ± 0.01 |
| SRT=6 92% | 8.07 ± 0.32 | 3.98 ± 0.16 | 49.32 ± 0.05 | 7.04 ± 0.02 |
| SRT=4 原泥 | 2.08 ± 0.10 | 1.10 ± 0.04 | 53.08 ± 0.01 | 6.81 ± 0.01 |
| SRT=4 96% | 4.08 ± 0.12 | 2.16 ± 0.11 | 52.94 ± 0.01 | 6.83 ± 0.01 |
| SRT=4 94% | 5.78 ± 0.18 | 3.05 ± 0.14 | 52.77 ± 0.01 | 6.85 ± 0.00 |
| SRT=4 92% | 8.05 ± 0.37 | 4.21 ± 0.18 | 52.27 ± 0.01 | 6.82 ± 0.02 |
| SRT=2 原泥 | 1.40 ± 0.10 | 0.46 ± 0.02 | 32.69 ± 0.01 | 6.96 ± 0.02 |
| SRT=2 96% | 3.94 ± 0.14 | 1.30 ± 0.08 | 32.87 ± 0.03 | 6.98 ± 0.01 |
| SRT=2 94% | 5.87 ± 0.21 | 1.93 ± 0.10 | 32.82 ± 0.03 | 6.95 ± 0.01 |
| SRT=2 92% | 8.06 ± 0.37 | 2.64 ± 0.10 | 32.75 ± 0.03 | 6.96 ± 0.02 |
| 初沉 94% | 6.17 ± 0.19 | 3.53 ± 0.09 | 57.21 ± 0.04 | 6.99 ± 0.01 |
| 剩余 94% | 6.02 ± 0.24 | 3.86 ± 0.14 | 64.12 ± 0.04 | 7.05 ± 0.00 |
| 接种物 | 5.74 ± 0.22 | 2.79 ± 0.08 | 48.61 ± 0.05 | 8.59 ± 0.02 |

1.2 试验装置

试验采用批式中温(35℃)厌氧消化分别考察不同 SRT(6 d、4 d、2 d)、不同含水率(原泥、96%、94%、92%)的膜浓缩污泥厌氧消化产甲烷潜力。实验采用物料产甲烷潜力专用的装置(见图 1),主要包括水浴加热器、厌氧消化瓶、自动搅拌器、CO₂ 吸收单元,集气及甲烷计量单元、数据采集单元。消化瓶容积为 500 mL,工作体积为 400 mL。采用间歇搅拌,搅拌速率为 150 r·min⁻¹,15 min 搅拌 1 次,1 次搅拌 30 s。

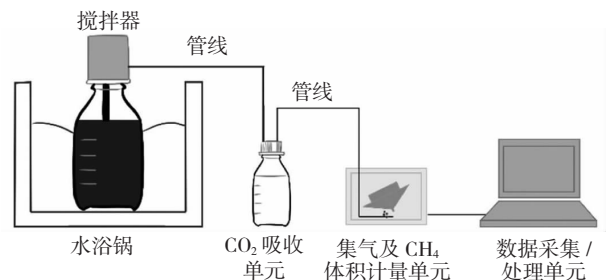


图 1 实验装置示意图

1.3 试验方法

将不同 SRT 及不同含水率的膜浓缩污泥以及

初沉污泥、剩余污泥分别加入接种物($VS_{\text{底物}}:VS_{\text{接种物}}=1:2$),用橡胶塞密封后曝氮气 5 min,然后将反应器置于 35℃ 恒温室中消化 30 d,每组实验设 3 个平行,反应器的计数单元每天自动记录甲烷产量。同时做接种物的空白对照实验。

1.4 分析方法

通过分析甲烷产量、单位挥发性固体(VS)产甲烷量、厌氧消化结束时间等来衡量其对厌氧消化产气性能的影响。

膜浓缩污泥和接种物的 TS、VS 含量采用重量法测定^[3];pH 值采用 HACH HQ40d 多参数仪测定。

污泥经过 8000 $r \cdot \text{min}^{-1}$ 条件下,离心 15 min,部分上清液用于碱度的测定;部分上清液经 0.45 μm 滤膜过滤后,用于测定 VFAs 和 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 。碱度采用全自动电位滴定仪(海能 T860)测定, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 采用纳氏试剂分光光度法^[4],COD 采用重铬酸钾法^[5]。

污泥的胞外聚合物(EPS)包括可溶性有机物(Slime-EPS)、松散结合(LB-EPS)和紧密结合(TB-EPS)。将 40 mL 污泥样品置于 50 mL 离心管,并以 2000 g 离心 15 min,然后收集上清液作为 Slime-EPS 样品;收集 Slime-EPS 提取后的底部沉积物,添加 PBS 至其原始体积,并使污泥重新处于悬浮状态,然后将悬浮液在 5000g 的离心力下离心 15 min,收集的上清液作为 LB-EPS 样品;TB-EPS 的提取采用热提法,将收集 LB-EPS 提取后的底部沉淀物用上述缓冲液重新悬浮至原始体积,80℃ 下加热 40 min,然后在 20000 g 离心 20 min^[6-7]。采用快速 Lowry 法和苯酚-硫酸法测定 EPS 中的蛋白质和多糖浓度^[8,9]。

每组实验设置三平行,采用 ORIGIN 9.0 对数据进行统计。

2 结果与讨论

2.1 甲烷产量

含水率会影响污泥厌氧消化的速率及甲烷产率。水既是微生物生长所必需的物质,同时也是厌氧消化过程中物质相互作用的媒介,直接影响厌氧消化反应的速率^[10]。3 个不同 SRT 工况下的膜浓缩污泥分别在不同含水率下的厌氧消化累积产甲烷和总产甲烷量分别如图 2~图 5 所示。各实验组的累积甲烷产量为 177.9 mL~866.2 mL,VS 含量越高,累积甲烷产量也越高。对于膜浓缩污泥,相同 SRT 条件下,含水率越低,累积甲烷产量越高,这是

由于含水率越低,消化瓶中物料的 VS 越多。从图中可以看出,在同一 SRT 条件下,含水率越高,反应速率越快,这是由于当污泥含水率较高时,介面反应阻力小,反应物及其产物反应快,厌氧消化速率快,并且物料混合容易均匀,抗冲击性能高,反应器稳定性强^[8]。相同含水率条件(94%)下,初沉污泥厌氧消化速率最快,最快(第 16 天)达到厌氧消化终点(累积甲烷产量不再增加时),其次是膜浓缩污泥(23 d~24 d),最后是剩余污泥(26 d)。这是由于膜浓缩污泥中含有絮凝剂将污泥中有机物质包裹,减缓了膜浓缩污泥中有机物的释放;而剩余污泥中含有大量不易降解的微生物细胞,降解性能低于初沉污泥^[11-12]。

对于不同 SRT 的膜浓缩污泥,SRT = 6 d、SRT = 4 d 实验组的总产甲烷量分别为 638.9 mL~866.2 mL、428.4 mL~840.0 mL,高于 SRT = 2 d 的总产甲烷量(177.9 mL~545.0 mL),而 SRT = 6 d、SRT = 4 d 实验组的总产甲烷量在同一含水率下无显著性差异。这可能是受曝气反冲及进水水质影响。VS/TS 反映污泥中的有机质含量,VS/TS 值越大,说明污泥

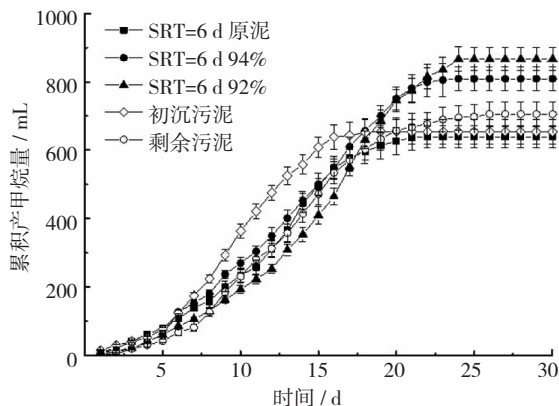


图 2 SRT = 6 d 累积产甲烷量

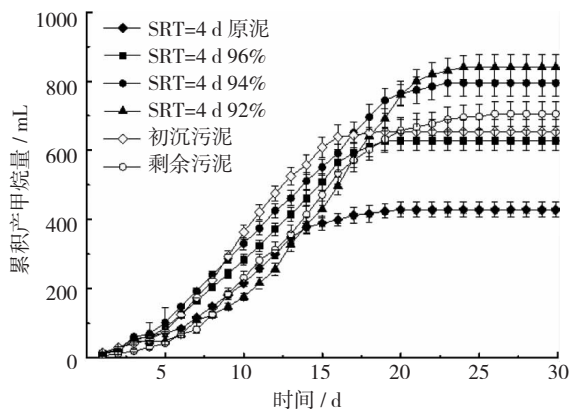


图 3 SRT = 4 d 实验组累积产甲烷量

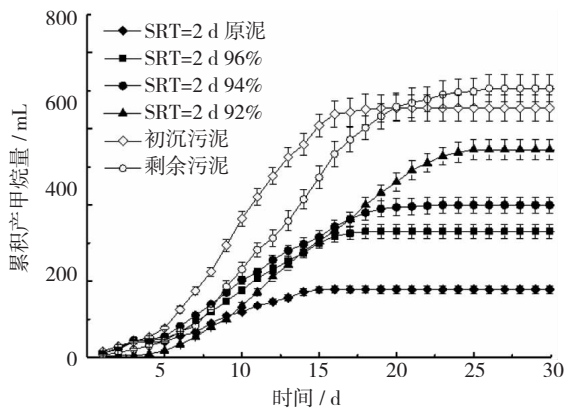


图4 SRT = 2 d 实验组累积产甲烷量

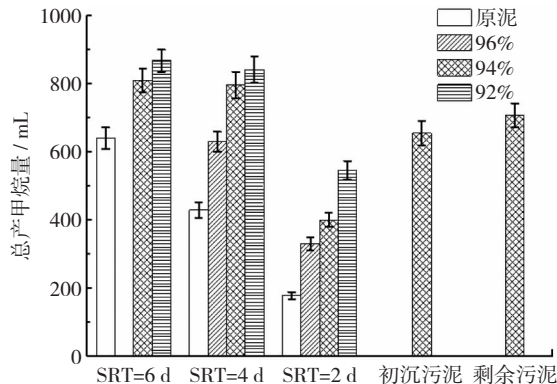


图5 总产甲烷量

中可以被微生物分解利用的有机质含量越多。有机质含量低,会影响污泥的甲烷产量,导致较低的甲烷产率^[13]。SRT = 2 d 时,膜浓缩污泥中的 VS/TS \approx 33%,而 SRT = 4 d 与 STR = 6 d 的膜浓缩污泥 VS/TS 相差不大,分别约为 52%、49%,这可能是受工况影响,SRT = 2 d 时进水水质中本身有机质含量低,且随着膜浓缩工艺运行时会对膜进行间歇曝气引起小部分有机物矿化而使 VS/TS 值降低。SRT 时间越短,曝气密度越大。在相同含水率(94%)条件下,SRT = 6 d 和 SRT = 4 d 工况下的膜浓缩污泥总产甲烷量均高于初沉污泥(见图 5),这可能是由于膜浓缩污泥中含有活性炭,而活性炭能够增强物种间的直接电子转移从而提高厌氧消化产气潜能^[14-15]。

3 个不同 SRT 工况下的膜浓缩污泥在不同含水率时的单位 VS 产甲烷量如图 6 所示,膜浓缩污泥的单位 VS 产甲烷量为 $148.2 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1} \text{ VS} \sim 205.3 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1} \text{ VS}$ 。SRT = 6 d、SRT = 4 d、SRT = 2 d 这三个工况下污泥的单位 VS 产甲烷量都随着含水率的降低而增加,当含水率为 94% 时达到最大,分别为 $202.9 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1} \text{ VS}$ 、 $205.3 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1} \text{ VS}$ 、 $167.6 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1} \text{ VS}$;当含水率继续降低到 92% 时,单位 VS 产甲烷量出现下降趋势,这可能是由于低的含水率影响了物料均匀性以及系统中的传质效果^[16]。Fujishima^[16] 等在不同含水率污泥中温厌氧消化实验中还发现,随着污泥含水率下降,挥发性固体和碳水化合物的去除率都有一定程度的下降,并且当含水率低于 91.1% 时,氢甲烷菌和乙酸甲烷菌的数量明显降低,甲烷含量和总产量下降。

由图 6 可以看出,在相同含水率(94%)条件下,SRT = 6 94%、SRT = 4 94%、SRT = 2 94% 这三个

实验组的单位 VS 产甲烷量均高于初沉污泥和剩余污泥,比初沉污泥($155.7 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1} \text{ VS}$)提高了 7.6% ~ 31.8%;比剩余污泥($159.1 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1} \text{ VS}$)提高了 5.3% ~ 29.0%。而初沉污泥、剩余污泥的 VS/TS (57%、64%) 均高于膜浓缩污泥(32% ~ 52%),这说明膜浓缩工艺有利于提高污泥厌氧消化产甲烷潜能,并且比剩余污泥更容易降解消耗产生更多的甲烷。

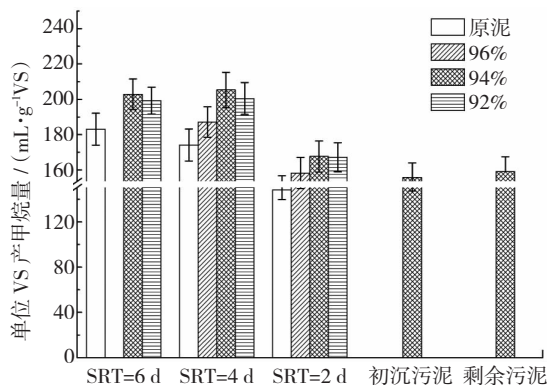


图6 单位 VS 产甲烷量

2.2 物质的转化

为了进一步探究不同 SRT 膜浓缩污泥厌氧消化产甲烷量较普通初沉污泥、剩余污泥高的原因,研究了厌氧消化前后污泥中 EPS 和 COD 浓度的变化及其降解率。

2.2.1 胞外聚合物(EPS)

污泥中的胞外聚合物(EPS)可分为可溶性有机物、松散结合 EPS 和紧密结合 EPS,其主要成分是蛋白质(Pr)和多糖类碳水化合物(PS)。图 7 显示了不同 SRT 工况下的污泥在不同含水率时厌氧消化前后 Pr、PS 的变化。SRT = 2 d 时膜浓缩污泥中 Pr 和 PS 含量低于 SRT = 6 d 和 SRT = 4 d 的实验组,是受进水水质和反冲洗膜时间间歇曝气影响。从图 7 可

以看出,相同 SRT 工况下的污泥,厌氧消化前,Pr、PS 含量随含水率的降低而升高,尤其是 Pr,升高速率更快,这说明 Pr 和 PS 主要被包裹在污泥的非溶解态有机质中。厌氧消化后各实验组的 Pr 和 PS 含量均有所降低,这是由于部分 Pr 和 PS 被微生物分解用于自身生长以及厌氧消化转化为甲烷。对于同一 SRT 工况下的污泥,随着含水率的降低,Pr 去除率整体呈现增加的趋势,而 PS 的去除率却相反,整体呈现下降的趋势。当膜浓缩污泥从原泥到含水率下降到 92% 时, SRT = 6 d 的实验组 Pr 去除率从 37.7% 增加到 39.3%, PS 去除率从 68.7% 下降到 61.7%; SRT = 4 d 实验组的 Pr 去除率从 39.7% 增加到 42.7%, PS 去除率从 70.5% 下降到 59.3%; 而 SRT = 2 d 的实验组 Pr 去除率从 31.8% 增加到 36.2%, PS 去除率从 65.9% 下降到 56.4%。这说明含水率的降低抑制了 PS 的降解,促进了 Pr 的降解^[16]。在相同的含水率(94%)条件下,各实验组的 Pr、PS 去除率情况如下:膜浓缩污泥 > 初沉污泥 > 剩余污泥。这说明与剩余污泥相比,膜浓缩污泥及初沉污泥中的 Pr 和 PS 更容易溶出被降解消耗;相比初沉污泥,膜浓缩工艺促进了 Pr 和 PS 的溶出降解。

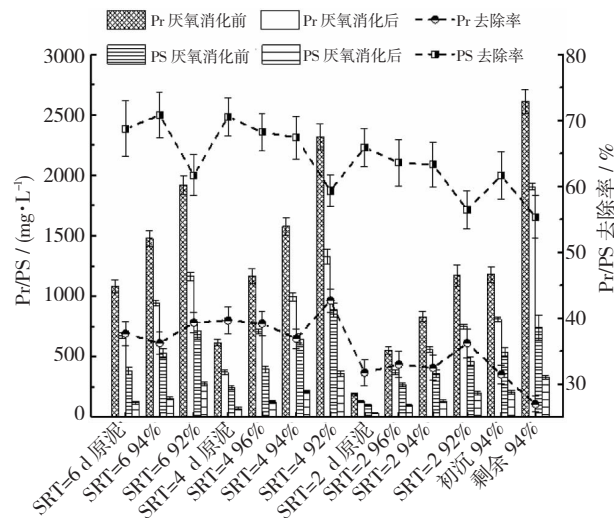


图7 Pr/PS 的变化

2.2.2 COD

3 个不同 SRT 工况下的膜浓缩污泥在不同含水率条件下厌氧消化前后的 COD 浓度及降解情况如图 8 所示。SRT = 6 d、SRT = 4 d、SRT = 2 d 实验组的 COD 浓度分别为 $25573 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \sim 47591 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $13345 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \sim 50397 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $5531 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \sim 32563 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 有机质含量高的实验组相应的 COD

浓度越大。随着厌氧消化微生物的利用, COD 被降解, 厌氧消化结束后, 不同工况及含水率下膜浓缩污泥的 COD 降解率为 31.7% ~ 48.7%。相同 SRT 条件下, COD 降解率与单位 VS 产甲烷量趋势一致: 随着含水率的降低而增加, 而当含水率降低到 92% 时出现了下降的趋势。对于相同含水率, SRT = 6 d 和 SRT = 4 d 实验组的 COD 降解率高于 SRT = 2 d 实验组; 浓缩污泥的 COD 降解率 (36.6% ~ 48.7%) 比初沉污泥 (33.2%) 提高了 10.2% ~ 46.7%, 比剩余污泥 (29.6%) 提高了 23.6% ~ 64.5%。COD 的高降解程度进一步证实了膜浓缩污泥及初沉污泥比剩余污泥中的有机物更容易降解^[17]。

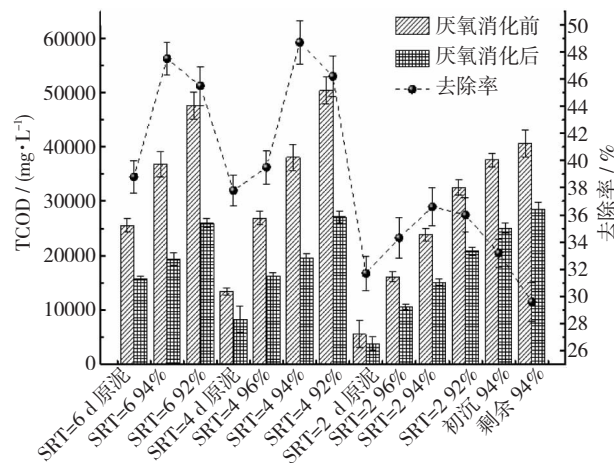


图8 COD 的变化

2.3 系统稳定性

pH 值、碱度和氨氮浓度是评价污泥厌氧消化系统正常与否的重要指标。在污泥厌氧消化系统运行过程中, 这 3 个指标需要维持在合适范围才能保证系统的正常运行。

2.3.1 pH 值

pH 值可以直接影响厌氧体系的生化速率, 不同微生物对 pH 值要求各不相同。一般认为酸化细菌适宜的 pH 值范围较宽 (4.50 ~ 8.00), 而产甲烷菌对 pH 值范围要求较窄 (6.50 ~ 7.50)。Hwang^[18] 等提到 pH 值过高 (>8.00) 或过低 (<6.00) 均会抑制微生物的正常生长代谢。但是 Fujishima^[16] 等在研究不同含水率的污泥中温厌氧消化性能时将系统 pH 值调至 8.0 ~ 8.1 时并未影响污泥甲烷产量。不同 SRT 工况下的不同含水率污泥厌氧消化前后 pH 值变化如图 9 所示。厌氧消化前, 各实验组的 pH 值为 7.91 ~ 8.15, 厌氧消化后 pH 值均略有上升 (8.06 ~ 8.29), 这可能是由于随着污泥中 Pr 的水解

同时释放 NH_4^+ 和碱度。

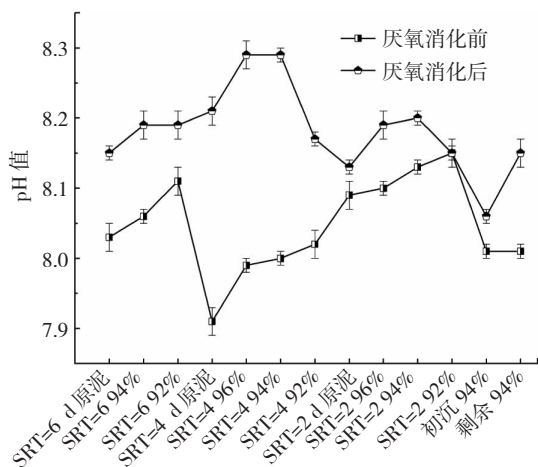


图9 pH值

2.3.2 氨氮和碱度

在厌氧条件下,污泥中的有机物分解后可释放出氨氮,厌氧消化环境中大部分氨氮以 NH_4^+ -N 的形式存在。浓度适宜的氨氮 ($50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} < \text{氨氮} < 200 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 可以提供微生物生长代谢所需的氮元素,但浓度过高时,也会对微生物产生抑制作用。不同 SRT 工况下的污泥厌氧消化系统中氨氮浓度如图 10 所示,各实验组的氨氮浓度在 $100.8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \sim 499.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,均在合适的范围。对于同一 SRT 工况下的实验组,氨氮随着含水率的降低而增大,这是由于膜浓缩工艺不能截留溶解性氨氮^[1],污水中的溶解性氨氮大部分随膜出水排出,小部分截留在膜浓缩污泥中,因此系统中氨氮的增加主要是伴随蛋白质等有机物的水解而释放,而含水率的降低促进蛋白质的水解,氨氮浓度也随之增大。

碱度在厌氧体系中起到酸碱缓冲作用,维持系统 pH 值在一定范围内,通常认为碱度 $> 2000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (以 CaCO_3 计)时,厌氧体系具有较好的缓冲性能。如图 10 所示,各实验组的碱度均在合适的范围 ($3197 \sim 8080 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$)。在相同 SRT 工况下条件下,碱度的变化与 NH_4^+ -N 的变化一致,含水率降低,碱度升高,这是由于随着污泥中蛋白质的降解消耗,释放 NH_4^+ 的同时释放 HCO_3^- 碱度。从前面分析的不同含水率 Pr 含量的变化可知,含水率越低,污泥中蛋白质含量越高,且含水率的降低促进蛋白质的水解,从而释放更多的 HCO_3^- 碱度,这同时解释了厌氧消化后 pH 值上升的原因。

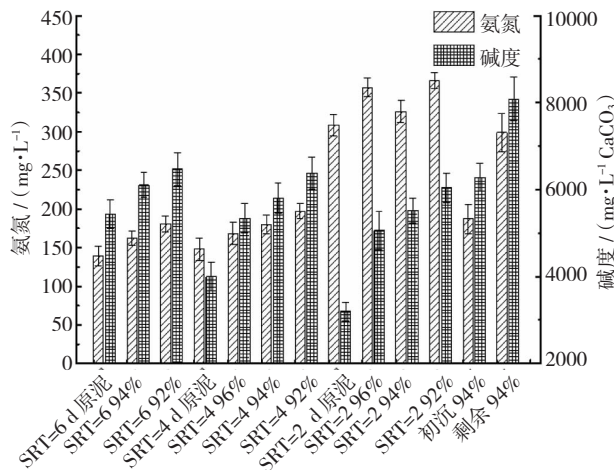


图10 氨氮和碱度

3 结论

(1)膜浓缩污泥的厌氧消化产甲烷潜能受有机质含量及含水率的影响,有机质含量低会降低甲烷产量;总产甲烷量随含水率的降低而升高。单位 VS 产甲烷量随含水率的降低先升高后降低,含水率 94% 时最高,为 $167.6 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1} \text{VS} \sim 205.3 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1} \text{VS}$,比初沉污泥 ($155.7 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1} \text{VS}$) 提高了 7.6% ~ 31.8%;比剩余污泥 ($159.1 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1} \text{VS}$) 提高了 5.3% ~ 29.0%。

(2)含水率的降低抑制 PS 的降解,促进 Pr 的降解。同一 SRT 工况下的污泥,随着含水率的降低,Pr 去除率整体呈现增加的趋势,而 PS 的去除率却相反,整体呈现下降的趋势。

(3)COD 降解趋势与单位 VS 产甲烷趋势一致,相同 SRT 工况下,膜浓缩污泥的降解率随含水率的降低先升高后降低,含水率 94% 时最高 (36.6% ~ 48.7%),比初沉污泥 (33.2%)、剩余污泥 (29.6%) 分别提高了 10.2% ~ 46.7%、23.6% ~ 64.5%。

(4)不同 SRT 工况下的不同含水率膜浓缩污泥厌氧消化系统稳定性良好。含水率的降低会促进氨氮和 HCO_3^- 碱度的释放,同时 pH 值上升。

参考文献:

- [1] Gong H, Jin Z, Xu H, et al. Enhanced membrane-based pre-concentration improves wastewater organic matter recovery: Pilot-scale performance and membrane fouling [J]. Journal of Cleaner Production, 2019, 206:307-314.
- [2] Kimura K, Yamakawa M, Hafuka A. Direct membrane filtration (DMF) for recovery of organic matter in municipal wastewater using small amounts of chemicals and en-

- ergy[J]. *Chemosphere*,2021,277:130244.
- [3] Eaton A, Association A, Clesceri L, et al. Standard Methods for the Examination for Water and Wastewater [J]. 2005.
- [4] 环境保护部. 水质 氨氮的测定 纳氏试剂分光光度法: HJ 535 - 2009[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2009.
- [5] 中华人民共和国环境保护部. 水质 化学需氧量的测定 重铬酸盐法: HJ 828 - 2017[S]. 北京: 中国环境出版社, 2017.
- [6] Ma J, Wang K, Gong H, et al. Integrating floc, aggregate and carrier to reap high-quality anammox biofilm [J]. *Bioresource Technology*, 2020, 309: 123325.
- [7] Jia F, Yang Q, et al. Stratification of Extracellular Polymeric Substances (EPS) for Aggregated Anammox Microorganisms [J]. *Environmental Science and Technology*, 2017, 51(6): 3260 - 3268.
- [8] Dubois M, Gilles K, Hamilton J, et al. Colorimetric Method for Determination of Sugars and Related Substances [J]. *Analytical Chemistry*, 1956, 28(3): 350 - 356.
- [9] Lowry O, Rosebrough N, Farr A, et al. Protein measurement with the Folin phenol reagent [J]. *Journal of Biological Chemistry*, 1951, 193(1): 256 - 275.
- [10] 张胜. 初沉污泥和剩余污泥的中温厌氧消化特性研究 [D]. 北京: 北京林业大学, 2012.
- [11] 肖丽君, 马向伟, 王永生, 等. 化学强化初沉污泥厌氧消化产甲烷潜力研究 [J]. *中国沼气*, 2022, 40(01): 18 - 23.
- [12] Mottet A, Francois E, Latrille E, et al. Estimating anaerobic biodegradability indicators for waste activated sludge [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2010, 160(2): 488 - 496.
- [13] 孙洋洋, 张雨辰, 徐苏云. 不同来源剩余污泥有机质赋存特征及厌氧消化潜能 [J]. *中国给水排水*, 2021, 37(11): 17 - 23.
- [14] Sun W, Fu S, Zhu R, et al. Improved anaerobic digestion efficiency of high-solid sewage sludge by enhanced direct interspecies electron transfer with activated carbon mediator [J]. *Bioresource Technology*, 2020, 313: 123648.
- [15] Yang Y, Zhang Y, Li Z, et al. Adding granular activated carbon into anaerobic sludge digestion to promote methane production and sludge decomposition [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2017, 149: 1101 - 1108.
- [16] Fujishima S, Miyahara T, Noike T. Effect of moisture content on anaerobic digestion of dewatered sludge: ammonia inhibition to carbohydrate removal and methane production [J]. *Water Science Technology*, 2000, 41(3): 119 - 127.
- [17] Liu W, Yang H, Ye J, et al. Short-chain fatty acids recovery from sewage sludge via acidogenic fermentation as a carbon source for denitrification: A review [J]. *Bioresource Technology*, 2020, 311: 123446.
- [18] Hwang M, Jang N, Hyun S, et al. Anaerobic bio-hydrogen production from ethanol fermentation: the role of pH [J]. *Journal of Biotechnology*, 2004, 111(3): 297 - 309.