

采用 ASBR 快速培养颗粒污泥及其菌群分析

邵享文, 张婷婷, 艾翠玲, 刘达鑫, 陈其佑
(福州大学 土木工程学院, 福建 福州 350108)

摘要: 厌氧序批式反应器(ASBR)因投资小、操作简单和运行灵活而倍受关注,但在 ASBR 中较难形成颗粒污泥,影响了该技术的推广应用。以葡萄糖为基质,探究在 ASBR 内快速培养颗粒污泥的方法,并对颗粒污泥的菌群结构进行了分析。结果表明,延长进水时间能够减少进水初期挥发酸(VFA)的积累,降低乙酸浓度,一个周期中乙酸的峰值浓度从 93 mg/L 下降到 54 mg/L,促进了甲烷丝菌的增殖,有利于形成颗粒污泥;在进水中添加适量的 Ca^{2+} ,大大促进了 EPS 的产生,其中蛋白质和多糖的含量均提高了 3 倍之多,这对加快污泥的颗粒化进程起到了重要作用。反应器运行 80 d 后以丝状菌为主的颗粒污泥形成,而后采用按梯度逐步提高进水 COD 负荷的方式继续培养,反应器运行 150 d 后以球状菌为主的颗粒污泥培养成熟,污泥粒径为 0.5 ~ 4.0 mm,沉速为 15.0 ~ 38.5 m/h。反应器中 MLSS 为 7.8 g/L,对 COD 的去除率达到 97% ~ 99%。

关键词: 厌氧序批式反应器; 颗粒污泥; 进水时间; 乙酸; 胞外聚合物

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2018)19-0030-07

Rapid Granulation of Sludge in Anaerobic Sequencing Batch Reactor: Strategy, Mechanism and Population Structure

SHAO Xiang-wen, ZHANG Ting-ting, AI Cui-ling, LIU Da-xin, CHEN Qi-you
(College of Civil Engineering, Fuzhou University, Fuzhou 350108, China)

Abstract: Anaerobic sequencing batch reactor (ASBR) has received much attention due to its low investment, simple operation and flexible control. However, the problems such as the difficulty to form granules limit its application. Therefore, rapid culture of anaerobic granular sludge was investigated in ASBR fed with glucose. To enhance the growth of granular sludge, ASBR was operated with long feeding time and Ca^{2+} was dosed. The results showed that prolonging the feeding time and dosing Ca^{2+} could accelerate the formation of anaerobic granules in ASBR. Meanwhile, extension of feeding time could reduce the accumulation of VFA and decrease the concentration of acetic acid. The peak concentration of acetic acid decreased from 93 mg/L to 54 mg/L in a cycle, thus boosted the growth of *Methanosaeta*, which was in favor of the granulation of sludge. Adding some amount of Ca^{2+} could promote the bacteria cells to secrete more PN and PS in EPS, in which the contents of PN and PS were nearly tripled, and obviously played an important role for the structure and maintenance of granules. After 80 days of operation granules with filamentous microorganisms were the dominant form of microbial aggregates in the reactor. Further the feeding time was decreased from 120 min to 30 min and influent COD gradually increased with gradient, resulting in the formation of spherical bacteria matured in the granular sludge in 150 days with

a diameter from 0.5–4.0 mm and settling rate of 15.0–38.5 m/h. The MLSS was 7.8 g/L in reactor, and the removal efficiency of COD reached 97%–99%.

Key words: ASBR; granular sludge; feeding time; acetic acid; EPS

厌氧序批式反应器(ASBR)构造简单,生物絮凝效果好,生化推动力大,运行费用低^[1],适合处理含 SS(或 VSS)较高的废水^[2–4]。但自 20 世纪 90 年代由 Dague 等首次提出以来,虽然引起了较大的关注,但并未得到广泛的应用,其原因主要有两个,一是反应器内难以形成颗粒污泥,即使能形成,也耗时很长(300 d)并且粒径较小(小于 1 mm)^[5];二是间歇进水方式引起的 VFA 积累^[6]限制了处理负荷的提高。颗粒污泥在 UASB^[7]、EGSB^[8] 等高效厌氧反应器的应用中均发挥了重要的作用,且培养用时少(小于 150 d)、污泥性能良好。研究表明^[9,10],微生物通过自凝聚作用形成的颗粒污泥具有生物持有量高、沉降性能好、耐冲击负荷等特点,可以更好地解决污泥易流失、容积负荷低等问题。可见,通过控制反应器运行工序促进颗粒污泥快速形成的策略,有望解决 ASBR 工艺面临的窘境。

丝状菌和胞外聚合物(EPS)对于厌氧污泥的颗粒化具有重要的贡献。研究表明,丝状菌对于絮体污泥和颗粒污泥的形成均具有积极的促进作用^[11],且在不同试验条件下均发现了由丝状菌形成的颗粒污泥^[12–14]。EPS 包含蛋白质、多糖、腐殖酸、脂质和核酸等物质,它能够改变菌细胞的表面性质,不仅与污泥的絮凝效果和沉降性能有关,更能够作为黏合剂将絮体污泥黏合起来,加速污泥的颗粒化进程。仅通过控制 ASBR 运行工序促进其颗粒污泥快速形成的研究尚未见报道,笔者通过控制丝状菌的生长和 EPS 含量,探讨在 ASBR 中快速形成颗粒污泥的途径和方法,以期促进 ASBR 的进一步推广应用。

1 材料与方法

1.1 试验装置

ASBR 反应器由有机玻璃制成,有效容积为 4.5 L,内径为 150 mm,高为 375 mm;进出水由蠕动泵控制;温度采用循环恒温热水夹层控制在(33±1)℃;采用机械搅拌,频率为每 5 min 搅拌 30 s,速度为 50 r/min;产生的气体由湿式气体流量计计量,反应器通过缓冲气袋缓解进出水引起的压力波动。

1.2 试验用水

试验采用模拟废水,以葡萄糖为碳源,氯化铵为

氮源,磷酸二氢钾为磷源,控制 COD:N:P=300:5:1。碱度由碳酸氢钠控制在 1 500 mg/L 左右(以 CaCO₃ 计)。微量元素组分及含量:NaCl,120 mg/L;MgCl₂·6H₂O,49 mg/L;Na₂SO₄,43 mg/L;FeSO₄·7H₂O,5.53 mg/L;MnCl₂·4H₂O,2.02 mg/L;ZnCl₂,0.67 mg/L;NiCl₂·6H₂O,0.65 mg/L;CaCl₂·H₂O,0.59 mg/L;CoCl₂·6H₂O,0.48 mg/L;CuCl₂·6H₂O,0.16 mg/L;H₃BO₃,0.063 mg/L;Na₂MoO₄·2H₂O,0.004 5 mg/L。

1.3 接种污泥

种泥取自福州市大学城污水处理厂的回流污泥,呈灰黑色,结构松散呈絮状,沉降性能较差。MLSS、MLVSS 分别为 26.14、19.77 g/L,投量为 2 L。

1.4 反应器运行方式

根据培养过程中污泥形态的变化将其划分为三个阶段:反应器启动阶段、颗粒污泥形成阶段以及颗粒污泥成熟阶段。反应器每天运行 3 个周期,每周期为 8 h,换水率为 1/3,HRT 为 24 h。启动运行工序:进水(30 min)、反应(410 min)、沉淀(30 min)、出水(10 min)。试验设置空白对照组,运行工序在反应器启动完成后维持不变,后续运行中不添加 CaCl₂ 溶液,进水 COD 提升方式与试验组相同。反应器启动历时 30 d。

颗粒污泥形成阶段(31~80 d):试验组工序为进水 120 min、反应 330 min、沉淀 20 min、出水 10 min,在进水中添加 100 mg/L 的 CaCl₂ 溶液。

颗粒污泥成熟阶段(81~180 d):试验组工序为进水 30 min、反应 400 min、沉淀 40 min、出水 10 min,在进水中添加 100 mg/L 的 CaCl₂ 溶液。

1.5 分析项目与方法

COD 按照标准方法测定;pH 值采用玻璃电极法测定;VFA 采用液相色谱测定;颗粒污泥结构及形态采用光学显微镜和扫描电镜观察;胞外聚合物采用离心法提取,其中蛋白质采用考马斯亮蓝法测定,多糖采用苯酚-硫酸法测定;颗粒污泥粒径分布采用筛分法测定(筛网孔径依次为 3.0、2.5、2.0、1.5、1.0、0.5、0.2 mm,将截留污泥分别烘干称重并确定质量分数);最大比产甲烷活性采用血清瓶测

定,甲酸、乙酸、丙酸、丁酸浓度均为 1 200 mg/L,污泥浓度为 2~4 gVSS/L,温度为 $(33 \pm 1)^\circ\text{C}$ 。

2 结果与讨论

2.1 反应器的运行状况

ASBR 反应器共运行 180 d,在运行过程中,COD 去除率和出水 VFA 是衡量反应器是否稳定运行和工艺优劣的重要参数。图 1 和图 2 分别为颗粒污泥培养期间反应器进出水 COD、COD 去除率和出水 VFA 的历时变化。反应器启动初期进水 COD 为 1 000 mg/L,启动期间共进行 2 次负荷提升,每次增加 1 000 mg/L,运行 30 d 后进水 COD 为 3 000 mg/L,此时 COD 去除率达到 85%,出水 VFA 为 265 mg/L,pH 值为 6.8 左右,出水 SS 小于 100 mg/L,由此认为稳态的 ASBR 体系已建立,反应器启动完成。

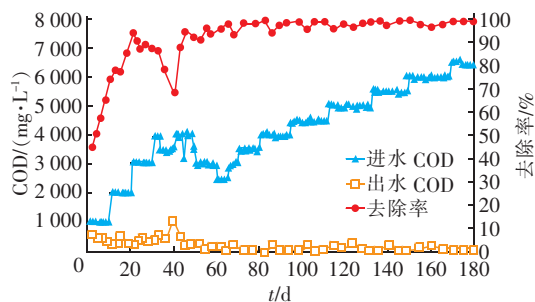


图 1 进出水 COD 浓度历时变化

Fig. 1 Variation of COD and COD removal with time

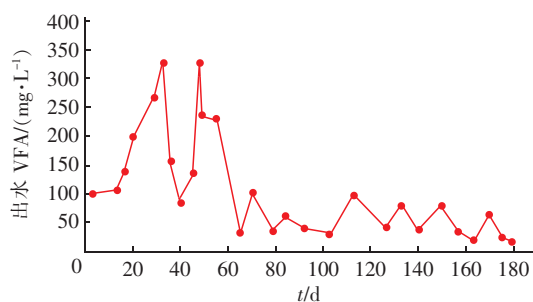


图 2 出水 VFA 的变化

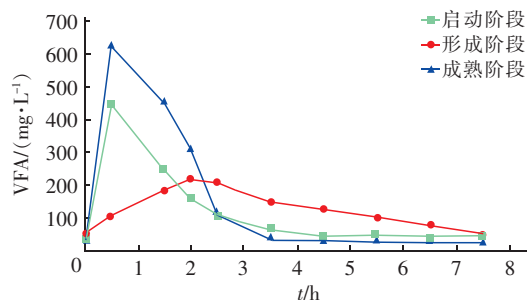
Fig. 2 Variation of VFA in effluent with time

颗粒污泥形成初期由于丝状菌的大量繁殖,污泥沉降性能降低,出水 SS 达到 750 mg/L,污泥量的减少导致处理能力下降,进水 COD 随之降至 2 500 mg/L 以适应反应器的运行。而后随着污泥颗粒化的进行,采用按梯度逐步提高进水 COD 的方式继续培养,每次提高 500 mg/L,伴随着颗粒污泥的生长则反应器的处理能力逐渐增强,COD 去除率稳定在 90% 以上,出水 VFA 保持在 100 mg/L 以下。

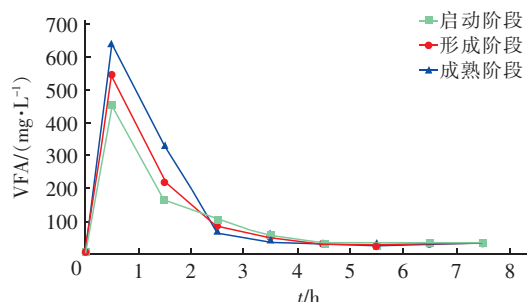
2.2 颗粒污泥的快速培养

2.2.1 乙酸浓度对污泥颗粒化的影响

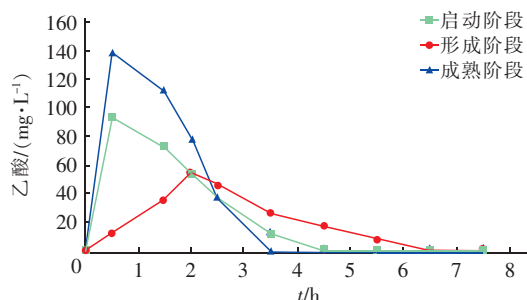
图 3 为不同培养阶段出水 VFA 和乙酸浓度的周期变化。



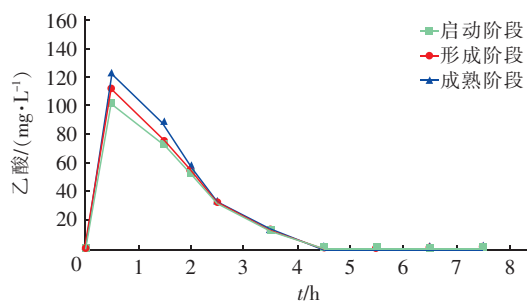
a. 试验组 VFA



b. 对照组 VFA



c. 试验组乙酸



d. 对照组乙酸

图 3 VFA 和乙酸的周期变化

Fig. 3 Variation of VFA and acetic acid in a cycle at different stages

VFA 是厌氧消化反应中极为重要的中间代谢物,其中乙酸浓度的变化不仅在一定程度上反映了

消化系统的协调能力和运行效率,而且能够影响污泥的颗粒化进程和其中主要菌群的演替。从试验组 VFA 的变化可以看出进水时间由 30 min 延长至 120 min,一个周期内 VFA 的峰值浓度从启动时的 445 mg/L 下降到颗粒污泥形成期的 218 mg/L,相应乙酸浓度从 93 mg/L 下降到 54 mg/L,此时絮状污泥量逐渐减少,颗粒污泥逐渐形成。扫描电镜观察发现,颗粒污泥中丝状菌大量繁殖并成为优势菌种,其丝状触须吸附大量的絮状污泥,为颗粒污泥的形成提供了核心骨架(见图 4);相互交错缠绕的丝状菌使得污泥表面凹凸不平,比表面积增大,提高了传质效率。沉淀时间由 30 min 缩短至 20 min,利用快速沉淀的方式增强水力选择压,筛选出结构紧密且沉降性能良好的污泥,将其截留在反应器中的同时排出悬浮松散污泥。

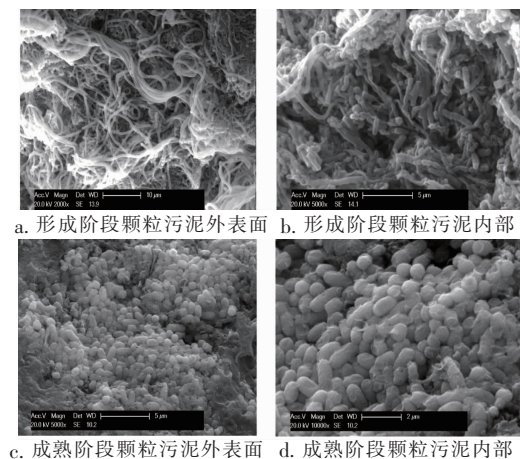


图 4 不同阶段的污泥扫描电镜照片

Fig. 4 SEM photographs of sludge at different stages

反应器运行 80 d 后,以丝状菌为主的细小颗粒污泥大量生成,此时进水时间恢复到 30 min,一个周期内 VFA 在 0.5 h 即达到峰值(645 mg/L),同时乙酸的峰值浓度也增加到 140 mg/L,抑制丝状菌的生长而促进了球状菌繁殖。经电镜扫描发现,颗粒污泥中丝状菌的数量大大降低,而球状菌生长旺盛并且占有相当的比例。为减少污泥的流失,试验组沉淀时间由 20 min 延长为 40 min,颗粒污泥得以稳定保留在反应器中,整个系统运行稳定性良好。反应器运行 150 d 后,VFA 与乙酸浓度恢复到与对照组相当。扫描电镜观察发现,颗粒污泥中丝状菌基本消失,以球状菌为主。运行至 180 d,反应器内污泥实现完全颗粒化(粒径 >0.5 mm 的颗粒污泥占比高于 80%,可视为完全颗粒化),在此阶段试验组污

泥生长良好且无丝状膨胀迹象,进水 COD 已逐步提升至 6 500 mg/L,COD 去除率稳定在 95% 以上,由此认为颗粒污泥培养成熟。对照组反应器在整个运行过程中,污泥呈絮状,无颗粒化现象。

厌氧消化过程中代谢乙酸的产甲烷菌有两类:甲烷丝菌(*Methanosaeta*)和甲烷八叠球菌(*Methanosarcina*)。相较于 *Methanosarcina*,*Methanosaeta* 对乙酸表现出更高的亲和力^[15,16]。根据 *Methanosaeta* 和 *Methanosarcina* 的增长参数,由 Monod 方程分析得出,平衡状态下对应最大比增长速率的乙酸浓度阈值(S^*)为 70 mg/L,当乙酸浓度低于 70 mg/L 时 *Methanosaeta* 具有竞争优势;反之则 *Methanosarcina* 占优。本试验中,延长进水时间,减缓了初期 VFA 的积累,一个周期中的乙酸浓度始终低于阈值,促进了 *Methanosaeta* 的增殖,为颗粒污泥的形成提供了骨架,从而加速了污泥的颗粒化进程。丝状颗粒污泥形成后,进水时间由 120 min 恢复至 30 min,相应乙酸浓度在反应的前 2.3 h 高于阈值,为 *Methanosarcina* 的生长创造了良好的条件,*Methanosarcina* 逐渐增多,以丝状菌为主的颗粒污泥逐渐向球状菌占优的颗粒污泥转化。另有学者的研究也表明,与 *Methanosarcina* 相比,*Methanosaeta* 促进污泥颗粒化的能力更强^[17]。

2.2.2 EPS 对污泥颗粒化的影响

添加少量的 Ca^{2+} 能够增大 EPS 的含量,强化 EPS 与细胞之间的微絮凝以及细胞间的自凝聚,促进颗粒污泥的形成。颗粒污泥培养过程中 EPS 含量的变化如图 5 所示。启动阶段两组反应器中蛋白质(PN)和多糖(PS)的含量相差不大;反应器启动完成,试验组进水添加 100 mg/L 的 Ca^{2+} 后 EPS 含量大大提高,其中 PS 由启动阶段的 6.13 mg/gMLSS 增加到丝状颗粒污泥形成时的 24.14 mg/gMLSS,而 Ca^{2+} 的添加对 PN 的促进作用更大,含量由 11.02 mg/gMLSS 增加到 39.83 mg/gMLSS。此时颗粒污泥快速形成,但粒径较小,大部分处于 0.5 ~ 1.5 mm,大于 1.5 mm 的颗粒污泥仅占总泥量的 15%(见图 6)。在颗粒污泥成熟阶段,试验组 PN 进一步提升而 PS 的浓度相对稳定,此时颗粒污泥的粒径逐渐增加,超半数的颗粒污泥粒径大于 1.5 mm。而对照组的 PN 和 PS 含量在反应器运行期间基本不变。由此可见,随着 EPS 含量的增大,颗粒污泥的粒径也增大,且保持了良好的生物活性与絮凝性,这与李延

军等^[18]在研究好氧颗粒污泥的胞外聚合物时得到的结论一致。

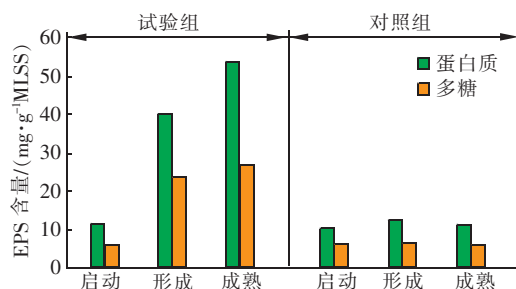


图5 污泥培养过程中EPS的变化

Fig.5 Variation of EPS during granulation process

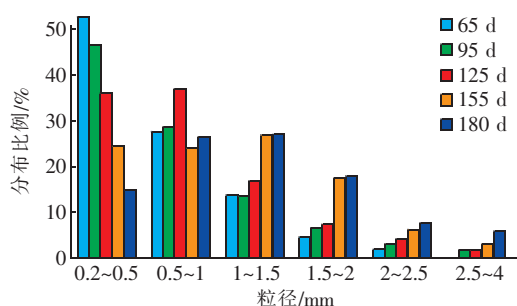


图6 不同时期颗粒污泥的粒径分布

Fig.6 Size distribution of granules during process of granulation

从热力学上来说,细胞表面疏水性的增强能够引起吉布斯自由能下降,促进微生物聚集,而EPS中的疏水部分主要来自于PN中氨基酸的疏水基团,因此PN含量的增加对微生物之间的凝聚及颗粒污泥的生长均具有重要的促进作用。王硕等^[19]研究发现,EPS内蛋白质类物质浓度的增加是活性污泥颗粒化的重要因素。另外,通过 Ca^{2+} 与EPS中带负电官能团的结合,提升了菌细胞表面的Zeta电位,减小了粒子间的静电斥力,有利于污泥之间的聚集,同时提高了污泥的沉降性能和机械强度^[20]。

2.3 颗粒污泥的性质

2.3.1 粒径分布

污泥粒径分布的变化直观地反映了污泥的颗粒化进程。由图6可见,反应器运行到65 d时污泥大部分颗粒化,但粒径相对较小,50%以上的污泥颗粒介于0.2~0.5 mm之间;随着反应器的运行则污泥逐渐生长,粒径逐步增大,运行至155 d时,粒径为0.5~1.5 mm的颗粒污泥占总泥量的52%,1.5~2.5 mm的颗粒污泥占总泥量的23%,少量颗粒污泥粒径达到4.0 mm。反应器继续运行,颗粒污泥的

粒径变化不明显,这是由于污泥粒径太大,易受水流的剪切力、内部产生气体的压力而破碎,其机械强度反而降低。这与徐富^[21]在进行厌氧颗粒污泥的规模化培养时得到的结论相吻合。

2.3.2 沉降速度

沉降速度的变化不仅体现出污泥沉降性能的变化,同样在一定程度上反映了污泥的颗粒化进程,其变化情况如图7所示。当粒径<1.5 mm时,污泥的沉降速度随着粒径的增大而增加,且沉降速度与粒径大小呈正相关;当污泥粒径>1.5 mm时,随着粒径的增大则污泥沉降速度变化趋于平缓,最终保持在38.5 m/h左右,原因是颗粒污泥生长到一定大小的稳定结构后,由于颗粒大小与传质之间的不相适应,处在颗粒内部的菌体不易吸收基质,导致菌体细胞自溶,形成细小的孔洞作为基质和气体传输的通道,因而污泥密度变小,沉降速度不再随着粒径的增大而提高。另外,颗粒污泥的沉降性能不仅取决于粒径的大小,而且与基质组分和操作条件有关。根据Schmidt等^[22]针对颗粒污泥的沉降性能进行的分类,本研究得到的颗粒污泥沉降性能良好。

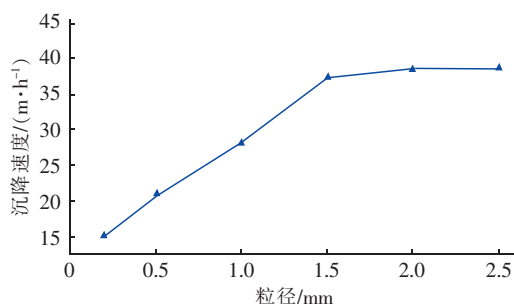


图7 污泥沉降速度的变化

Fig.7 Variation of settling rate of granular sludge

2.3.3 比产甲烷活性

污泥最大比产甲烷速率随时间的变化见图8。

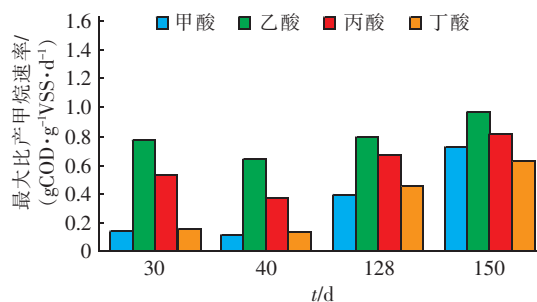


图8 污泥的比产甲烷活性变化

Fig.8 Variation of specific methanogenic activities(SMA) during experiment

可见,接种污泥的活性较低,运行到 40 d 时仍以絮状污泥为主,其甲酸、乙酸、丙酸和丁酸的最大比产甲烷速率分别为 0.122、0.641、0.371 和 0.142 gCOD/(gVSS · d)。随着运行时间的延长,污泥逐渐颗粒化,活性逐步提高,到 150 d 时达到了 0.723、0.973、0.824 和 0.635 gCOD/(gVSS · d)。

2.4 颗粒污泥快速形成的机理探讨

厌氧污泥颗粒化的机理主要分为三类:物理模型,基于选择压理论和悬浮固体侵入增长理论,是根据反应器的运行条件提出的;微生物模型,包括微生物晶核增长理论、生理学和生态学理论,表明了颗粒污泥形成过程中优势菌群和 EPS 的重要作用;热力学模型,主要考虑细胞疏水性和电泳迁移率。这些理论是从某个角度出发阐释颗粒污泥的形成原因,而污泥颗粒化是一个综合物理、化学和生物共同作用的复杂过程。本研究通过延长培养初期的进水时间,降低了乙酸浓度,为 *Methanosaeta* 的生长繁殖创造了良好的条件,使其相互聚集形成具有框架结构的内核(典型颗粒污泥结构),进而使发酵菌、产乙酸菌、氢营养菌等附着生长,由此形成初生颗粒污泥。细菌与基体的粘连过程是决定颗粒污泥结构的重要阶段,一般来说,二者之间的排斥力阻碍其吸引接近过程。 Ca^{2+} 的添加不仅起到中和电荷降低排斥位能的作用,更能够大大提高 EPS 的含量,强化 EPS 与细胞之间的微絮凝以及细胞间的自凝聚,细菌与基体通过 EPS 的连接而结合,以丝状菌为骨架的颗粒污泥逐渐形成。利用沉淀时间的缩短增强水力选择压,通过此物理过程筛选出结构紧密且沉降性能良好的污泥,将其截留在反应器中的同时洗脱出悬浮松散污泥。

以丝状菌为主的细小颗粒污泥大量生成后,进水时间恢复,乙酸浓度随之提高并超过阈值,*Methanosaeta* 的生长代谢受到抑制,而 *Methanosarcina* 得以旺盛繁殖。EPS 含量的进一步提高(尤其是 PN),细胞表面疏水性的增强引起吉布斯自由能下降,增加了细胞之间的亲和力,促进微生物聚集,因此可以说细胞表面疏水性是微生物自凝聚和颗粒污泥生长的重要推动力,是维持颗粒污泥结构稳定的重要因素。然而 EPS 含量的提高不利于污泥沉降,但是否影响污泥表面电荷及丝状菌增殖还有待研究。

3 结论

通过控制 ASBR 反应器运行工序(无需外加载

体)可有效缩短其污泥颗粒化所需时间,接种的絮状污泥经历了先形成细小丝状颗粒污泥再向球状菌为主的颗粒污泥转化过程,利用该策略在 180 d(其中反应器启动历时 30 d)内成功培养出活性高、沉降性能良好的成熟颗粒污泥,呈黑色或褐色,结构紧密且边界清晰,对 COD 表现出优良的去除效果。

参考文献:

- [1] Tauseef S M, Abbasi T, Abbasi S A. Energy recovery from wastewaters with high-rate anaerobic digesters[J]. Renewable & Sustainable Energy Reviews, 2013, 19(1): 704 - 741.
- [2] Massé D I, Masse L, Verville A, et al. The start-up of anaerobic sequencing batch reactors at 20 °C and 25 °C for the treatment of slaughterhouse wastewater[J]. Journal of Chemical Technology & Biotechnology, 2010, 76(4): 393 - 400.
- [3] Intanoo P, Suttikul T, Leethochawalit M, et al. Hydrogen production from alcohol wastewater with added fermentation residue by an anaerobic sequencing batch reactor (ASBR) under thermophilic operation[J]. International Journal of Hydrogen Energy, 2014, 39(18): 9611 - 9620.
- [4] Shao X, Peng D, Teng Z, et al. Treatment of brewery wastewater using anaerobic sequencing batch reactor (ASBR)[J]. Bioresour Technol, 2008, 99(8): 3182 - 3186.
- [5] 张睿. 粉末活性炭投加量对厌氧序批活性污泥系统(ASBR)颗粒形成的影响研究[D]. 西安:西安建筑科技大学, 2016.
Zhang Rui. Effects of Dosages of Powdered Activated Carbon on Sludge Granulation in Anaerobic Sequencing Batch Reactor[D]. Xi'an: Xi'an University of Architecture and Technology, 2016(in Chinese).
- [6] 刘彩霞, 席晓晶, 彭党聪, 等. 厌氧序批式反应器内挥发性脂肪酸积累特性研究[J]. 环境工程学报, 2009, 3(12): 2241 - 2244.
Liu Caixia, Xi Xiaojing, Peng Dangcong, et al. Research on accumulation characteristics of volatile fatty acid in an anaerobic sequencing batch reactor[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2009, 3(12): 2241 - 2244 (in Chinese).
- [7] 侯艳红, 彭党聪, 王娜, 等. UASB 反应器处理饮料废水污泥颗粒化过程[J]. 环境工程学报, 2017, 11(5): 2774 - 2779.

- Hou Yanhong, Peng Dangcong, Wang Na, *et al.* Sludge granulation in UASB reactor for soft drink wastewater (SDW) treatment[J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2017, 11(5): 2774–2779 (in Chinese).
- [8] 王路光, 王强, 王靖飞, 等. EGSB 工艺在 VC 生产废水处理中的应用[J]. *中国给水排水*, 2009, 25(17): 81–84.
- Wang Luguang, Wang Qiang, Wang Jingfei, *et al.* Application of EGSB process to treatment of VC wastewater [J]. *China Water & Wastewater*, 2009, 25(17): 81–84 (in Chinese).
- [9] 王建龙, 张子健, 吴伟伟. 好氧颗粒污泥的研究进展[J]. *环境科学学报*, 2009, 29(3): 449–473.
- Wang Jianlong, Zhang Zijian, Wu Weiwei. Research advances in aerobic granular sludge [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2009, 29(3): 449–473 (in Chinese).
- [10] Abma W R, Schultz C E, Mulder J W, *et al.* Full-scale granular sludge Anammox process [J]. *Water Sci Technol*, 2007, 55(8/9): 27–33.
- [11] Schuler A J, Jassby D. Filament content threshold for activated sludge bulking: artifact or reality [J]. *Water Res*, 2007, 41(19): 4349–4356.
- [12] Li Z, Zhang T, Li N, *et al.* Granulation of filamentous microorganisms in a sequencing batch reactor with saline wastewater [J]. *J Environ Sci*, 2010, 22(1): 62–67.
- [13] Li Z H, Wang X C. Effects of salinity on the morphological characteristics of aerobic granules [J]. *Water Sci Technol*, 2008, 58(12): 2421–2426.
- [14] Li A J, Zhang T, Li X Y. Fate of aerobic bacterial granules with fungal contamination under different organic loading conditions [J]. *Chemosphere*, 2010, 78(5): 500–509.
- [15] 邵享文, 彭党聪. 厌氧序批式反应器中丝状颗粒污泥的形成 [J]. *环境工程学报*, 2013, 7(2): 468–472.
- Shao Xiangwen, Peng Dangcong. Formation of granular sludge with filamentous microorganisms in anaerobic sequencing batch reactor (ASBR) [J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2013, 7(2): 468–472 (in Chinese).
- [16] Lü F, Luo C, Shao L, *et al.* Biochar alleviates combined stress of ammonium and acids by firstly enriching *Methanosaeta* and then *Methanosarcina* [J]. *Water Res*, 2016, 90: 34–43.
- [17] Sudmalis D, Gagliano M C, Pei R, *et al.* Fast anaerobic sludge granulation at elevated salinity [J]. *Water Res*, 2017, 128: 293–303.
- [18] 李延军, 李秀芬, 华兆哲, 等. 好氧颗粒污泥胞外聚合物的产生及其分布 [J]. *环境化学*, 2006, 25(4): 439–443.
- Li Yanjun, Li Xiufen, Hua Zhaozhe, *et al.* The production and distribution of extracellular polymers of aerobic granular sludge [J]. *Environ Chem*, 2006, 25(4): 439–443 (in Chinese).
- [19] 王硕, 于水利, 付强, 等. 处理含油废水的好氧颗粒污泥形成过程及其特性研究 [J]. *环境科学学报*, 2015, 35(6): 1779–1785.
- Wang Shuo, Yu Shuili, Fu Qiang, *et al.* Formation process and characteristics of aerobic granular sludge in oily wastewater treatment [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2015, 35(6): 1779–1785 (in Chinese).
- [20] Ren T T, Liu L, Sheng G P, *et al.* Calcium spatial distribution in aerobic granules and its effects on granule structure, strength and bioactivity [J]. *Water Res*, 2008, 42(13): 3343–3352.
- [21] 徐富. 厌氧颗粒污泥规模化培养及其形成机制研究 [D]. 无锡: 江南大学, 2013.
- Xu Fu. Full-scale Cultivation of Anaerobic Granular Sludge and Its Underlying Mechanisms [D]. Wuxi: Jiangnan University, 2013 (in Chinese).
- [22] Schmidt J E, Ahring B K. Granular sludge formation in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors [J]. *Biotechnol Bioeng*, 1996, 49(3): 229–246.



作者简介: 邵享文 (1978–), 男, 福建厦门人, 博士, 副教授, 研究方向为水处理理论与技术以及水与废水消毒机理。

E-mail: xwshao@fzu.edu.cn

收稿日期: 2018–03–29