

SBR 反应器中全自养硝化颗粒污泥的特性研究

张子健, 吴伟伟, 王建龙*

(清华大学核能与新能源技术研究院, 环境技术研究室, 北京 100084)

摘要:在 SBR 反应器中接种硝化污泥, 研究了污泥颗粒化过程中某些性能的变化, 包括沉降性能、胞外聚合物、氧利用速率等。结果表明, 当 SBR 沉淀时间由 39 min 缩短至 10 min 时, 污泥 SVI 由接种时的 110 mL/g 降低至 24~42 mL/g。EPS (以 VSS 计) 中蛋白质含量由接种时的 163 mg/g 增长到 250~270 mg/g; 而 EPS 中多糖变化不大, 基本在 20~30 mg/g; 硝化颗粒污泥中 EPS 的蛋白质/多糖的比例基本在 9~13 左右。反应器中污泥浓度 (以 VSS 计) 约 2.5 g/L, VSS/SS 基本保持在 85%~90%。在反应器运行初期, 污泥中氨氧化菌的活性 (SOUR-A) 和亚硝酸氧化菌的活性 (SOUR-N) 不断升高, 在第 17 d, SOUR-A 和 SOUR-N 分别达到 259 mg/(g·h) 和 119 mg/(g·h); 为接种污泥的 2.4 和 5.3 倍。当硝化颗粒形成且粒径不断增大后, 污泥的 SOUR-A 和 SOUR-N 开始降低。污泥中异养菌的活性 (SOUR-H) 和内源呼吸活性 (SOUR-E) 在颗粒化过程中都保持在 10 mg/(g·h)。

关键词:好氧颗粒污泥; 颗粒化; 硝化; 废水处理; 氧利用速率; 胞外聚合物

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2010)05-1257-06

Characteristics of Autotrophic Nitrifying Granular Sludge in Sequencing Batch Reactor

ZHANG Zi-jian, WU Wei-wei, WANG Jian-long

(Laboratory of Environmental Technology, INET, Tsinghua University, Beijing 100084, China)

Abstract: The variation of some performances of the sludge during granulation process was investigated by seeding the nitrifying sludge in sequencing batch reactor, the sludge volume index (SVI), extracellular polymeric substances (EPS), specific oxygen uptake rate (SOUR) and ammonia-oxidizing activity were monitored. The experimental results indicated that when the settling time was gradually decreased from 39 min to 10 min, the SVI decreased from the initial 110 mL/g to 24-42 mL/g. The protein content in EPS increased from 163 mg/g to 250-270 mg/g, while polysaccharide content in EPS almost remained around 20-30 mg/g. The ratio of protein/polysaccharide in EPS was about 9-13. The sludge concentration in SBR was 2.5 g/L and the ratio of VSS/SS was 85%-90%. At the initial phase of granulation process, the ammonia-oxidizing activity (SOUR-A) and the nitrite-oxidizing activity (SOUR-N) gradually increased and reached 259 mg/(g·h) and 119 mg/(g·h) at day 17, respectively, they were 2.4 times and 5.3 times of the seeding sludge. The SOUR-A and SOUR-N began to decrease when the granular size increased. The activity of heterotrophic microorganisms (SOUR-H) and the endogenous respiration activity (SOUR-E) was kept at 10 mg/(g·h) during the granulation process.

Key words: aerobic granular sludge; granulation; nitrification; wastewater treatment; oxygen uptake rate; extracellular polymeric substances (EPS)

污泥颗粒化是指废水生物处理系统中的微生物在适当的环境条件下, 相互聚集形成一种密度较大、体积较大、体质条件较好的微生物聚集体^[1]。颗粒污泥的研究起始于 20 世纪 80 年代对上流式厌氧污泥床 (UASB) 反应器的研究。20 世纪 90 年代初, 人们基于厌氧颗粒污泥在 UASB 中的形成模式, 利用纯氧曝气在好氧升流式污泥床反应器 (aerobic upflow sludge blanket, AUSB) 中, 以活性污泥接种成功培养出了好氧颗粒污泥^[2,3]。随后, 好氧颗粒污泥的研究逐渐受到重视^[4~8]。硝化颗粒污泥的形成不仅能够提高反应器内硝化污泥的浓度, 而且可以改善反应器的脱氮能力^[9,10]。尽管在连续流反应器中已经成功地培养出硝化颗粒污泥, 但反应器的结构复杂、操作和能耗要求高, 难以实现工业应用^[11,12],

并且连续流模式下的硝化颗粒污泥的形成需要很长时间。Tsuneda 等^[12]在连续流反应器运行 100 d 才形成硝化颗粒污泥, 在 300 d 硝化颗粒污泥的平均粒径才达到 346 μm。即使在接种污泥中加入 Fe₂O₃ 和厌氧颗粒污泥来促进颗粒污泥的形成, 硝化颗粒污泥在连续流反应器中的形成仍需 100 d 左右^[13,14]。本研究小组以硝化污泥接种, 在 SBR 反应器中成功地培养出好氧颗粒污泥, 并探讨自养硝化颗粒污泥的形成过程。

收稿日期: 2009-05-05; 修订日期: 2009-12-04

基金项目: 国家自然科学基金项目 (59978020)

作者简介: 张子健 (1979~), 男, 博士研究生, 主要研究方向为废水处理。

* 通讯联系人, E-mail: wangjl@tsinghua.edu.cn

本实验研究了 SBR 反应器中硝化污泥颗粒化过程中的一些性能变化,包括颗粒污泥的沉降性能、胞外聚合物、氧利用速率等。

1 材料与方 法

1.1 接种污泥

接种硝化污泥由取自某工业废水处理厂和城市污水处理厂的混合污泥驯化而成。污泥在氨氮负荷(以 N 计,下同)为 $0.24 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 的间歇进水模式下经 30 d 驯化。

1.2 试验用水

试验采用人工自配水,以硫酸铵作为氮源,碳酸氢钠为唯一碳源和硝化过程所需的碱度。整个运行过程 pH 只通过在配水中加入碳酸氢钠来控制在 6.3~8.6 范围内,碳酸氢钠与氨氮质量比为 11.5:1;配水中氮磷比为 5:1,磷由 KH_2PO_4 和 K_2HPO_4 共同提供,两者所提供的磷的量相同。除碳、氮和磷外,每 L 配水中还加入 20 mg $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, 10 mg $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, 15 mg $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 和 1 mL 微量元素储备液。

1.3 试验装置

SBR 反应器内径为 5 cm,高 120 cm,总容积为 2.4 L。SBR 运行周期分为进水、曝气、静置沉淀和排水 4 个阶段,每个阶段均由时间控制器严格控制。反应器置于温度为 $30^\circ\text{C} \pm 2^\circ\text{C}$ 的温控实验室里。

1.4 分析方法

DO:美国 YSI 5000 溶氧仪;SS 和 VSS:标准重量法;污泥体积指数 SVI:在污泥沉淀 5 min 后所测定的 SVI,记为 SVI_5 ,而经 30 min 沉淀测定的 SVI 则记为 SVI_{30} 。

污泥活性:在 $30^\circ\text{C} \pm 2^\circ\text{C}$ 下,根据 APHA 标准方法 2710B 测定污泥中的 4 类比耗氧速率^[15],其分别为内源呼吸耗氧速率(SOUR-E)、异养菌耗氧速率(SOUR-H)、氨氧化菌耗氧速率(SOUR-A)、亚硝酸氧化菌耗氧速率(SOUR-N)。污泥先用超纯水冲洗并在 3 300 r/min 下离心 5 min,弃去上清液,反复 3 遍,最后将污泥悬浮于一定量的超纯水中,以除去污泥中原有的杂质。将清洗过的污泥加入标准 BOD 瓶(67 mL),并根据不同耗氧速率测定的要求,用不同基质充满 BOD 瓶,然后立即用 DO 探头封闭瓶口,在一定搅拌条件下每隔 15 s 读取 DO 值。为了减少 DO 在颗粒中的传质限制,测定过程中的 DO 始终高于 4 mg/L;DO 测定结束后,将瓶内所有污泥过滤称重;利用最小二乘法拟合计算出最大耗氧速率,将最大耗氧速率除以瓶中总污泥(VSS)的质量即得到比耗氧速率,单位为 $\text{mg}/(\text{g} \cdot \text{h})$ 。测定所用的基质已提前充氧达到饱和,并保持在 30°C 水浴中,其具体成分见表 1。分别测定 SOUR-A + SOUR-N 和 SOUR-N,然后用前者减去后者得到 SOUR-A。

表 1 测定比耗氧速率的配水成分

Table 1 Water composition for SOUR

项目	SOUR 配水成分			
	SOUR-E	SOUR-H	SOUR-N	SOUR-A + SOUR-N
氨氮/ $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	无	无	无	100
亚硝酸氮/ $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	无	无	100	100
碳酸氢钠/ $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	300	300	300	300
COD/ $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	无	300	无	无
Fe、Ca、Mg 及微量元素	同反应器配水			

污泥 EPS:以前对颗粒污泥 EPS 的提取方法没有考虑到颗粒密实结构对提取的影响。本研究利用不同破碎方法对好氧颗粒污泥 EPS 进行提取,并确定先采用手工研磨粉碎颗粒污泥,然后再提取颗粒中 EPS^[15]。污泥先用超纯水冲洗,在 3 300 r/min 下离心 5 min,弃去上清液,反复 3 遍,以除去污泥中自带的杂质。然后将污泥研磨至平均粒径为 200 μm 左右,并悬浮于一定量的超纯水中。取 5~10 mL 污泥悬浮液称重,并同时取 10 mL 污泥悬浮液,加入 12 μL 32% 的甲醛溶液,混合后置于 4°C 放置 1 h;然后再加入 1 mL 1 mol/L NaOH,于 4°C 放置 3 h,且每

隔 1 h 用涡旋器将污泥充分混合一次;在 4°C ,于 13 000 r/min 下离心 30 min 后,分别采用 Lowry 等^[16]和 Dubois 等^[17]的方法测定上清液的蛋白质和多糖浓度;最后用混合液中的蛋白质和多糖浓度除以污泥的质量,即得到污泥 EPS 中的蛋白质和多糖的含量,单位为 mg/g 。

2 结果与讨论

2.1 污泥沉降性能的变化

SVI 通常被用来衡量污泥的沉降性能和整体污泥的密实程度。在硝化颗粒的形成过程中,污泥的

SVI 与 SBR 的沉淀时间密切相关(图 1)。

为避免硝化污泥流失过大影响运行, SBR 从接种至第 10 d 一直采用 39 min 的较长沉淀时间. 该阶段污泥的沉降性能较差, 其 SVI_{30} 在 110 mL/g 左右. 在第 11 d, 经过监测发现大部分污泥只需沉淀 4 min 即可被截留在反应器内, 于是将沉淀时间缩短至 10 min. 在缩短沉淀时间后, 污泥沉降性能大幅度提高, 污泥 SVI_5 在 14 d 内迅速降低至第 29 d 的 27 mL/g. 污泥的 SVI_5 在随后的运行中稳定在 24 ~ 42 mL/g 之间. 可见, 缩短系统沉淀时间可以有效选择沉降性能较好的污泥, 有利于提高污泥的沉降性能.

同时发现, 污泥沉降性能的变化与粒径的增长有密切的联系. 在运行前 15 d, 污泥的平均粒径基本保持在 200 μm 以内, 而此时污泥的沉降性能较差, SVI_5 都高于 100 mL/g; 而当污泥粒径开始增长时, 污泥沉降性能立刻得到显著提高. 第 22 d 比第 15 d 的污泥平均粒径只增加了 78 μm , 而污泥 SVI_5 却锐减至 44.3 mL/g; 在此以后, 虽然污泥粒径持续迅速增加, 但污泥的 SVI_5 却基本保持在 30 mL/g 左右, 并无进一步降低.

综上所述, 缩短 SBR 沉淀时间可以迅速提高污泥的沉降性能, 而沉降性能的提高又与污泥粒径增大紧密相联, 可见缩短 SBR 沉淀时间是培养硝化颗粒的有效途径.

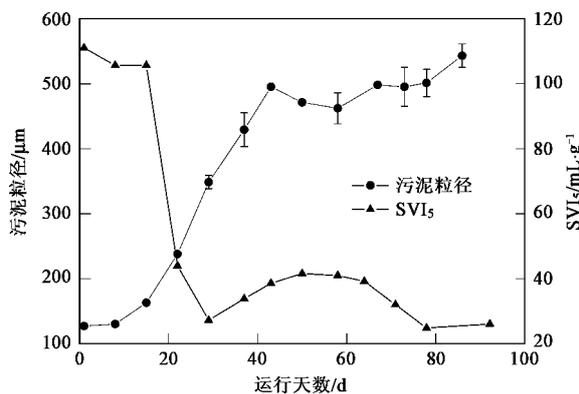


图 1 污泥沉降性能变化

Fig. 1 Variation of settling characteristics of sludge

2.2 污泥的 EPS 分析

EPS 是微生物细胞分泌的一种黏性物质, 有利于细胞之间相互黏附、搭桥和聚集, 以抵抗外界压力. EPS 对颗粒污泥和生物膜的形成、构架及稳定性起到重要作用.

在全自养硝化颗粒污泥形成过程中, 对 EPS 中

的多糖和蛋白质含量的变化进行了监测. 在硝化颗粒污泥的形成过程中, 污泥 EPS 中蛋白质的含量始终要远高于多糖, 蛋白质/多糖的比例基本在 9 ~ 13 左右(图 2); EPS 多糖含量在颗粒化过程中变化不大, 基本在 20 ~ 30 mg/g, 而蛋白质含量在颗粒化过程却有明显变化. 在运行前 29 d, 污泥中 EPS 的蛋白质含量由接种污泥的 163 mg/g 持续增长到 277 mg/g, 蛋白质含量在随后的运行中基本维持在 250 ~ 270 mg/g. EPS 中的蛋白质/多糖的比例可能对全自养硝化颗粒化起更重要的作用. 这与 McSwain 等^[18]对异养颗粒污泥 EPS 的研究结果一致. 他们发现, 在异养颗粒污泥和异养絮状污泥中, EPS 的蛋白质含量始终高于多糖, 且异养颗粒中蛋白质/多糖的比例要高于絮状污泥, 蛋白质对颗粒化的作用要大于多糖.

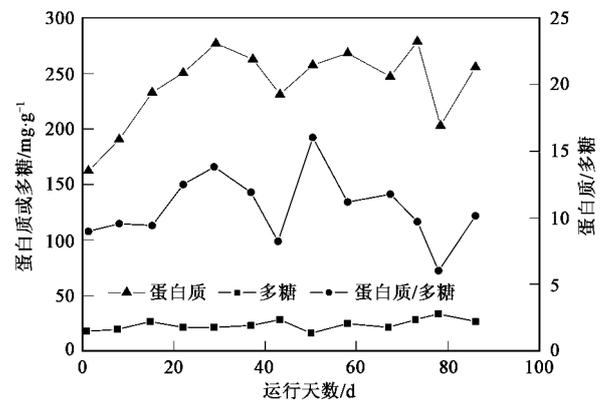


图 2 污泥中 EPS 的变化情况

Fig. 2 Variation of EPS content in sludge

但 Tay 等^[19,20]在异养好氧颗粒培养中, 却发现 EPS 中多糖的含量要大于蛋白质含量, 蛋白质/多糖只有 0.07 ~ 0.17. 多糖/蛋白质会随颗粒的形成而不断提高, 多糖/蛋白减小可能会引起颗粒不稳定, 造成解体. 因此, 认为多糖/蛋白质对颗粒化起到更大的促进作用. 这种不一致的结论可能是由于不同 EPS 提取方法的提取效率的差异造成, 也可能是不同体系形成的颗粒污泥的性质差异造成. 因此, 颗粒污泥 EPS 的提取方法和 EPS 中不同成分对颗粒化的作用还有待进一步研究.

Tsuneda 等^[12]认为硝化菌分泌 EPS 的能力较弱, 因此硝化菌难以形成生物膜或颗粒污泥. 但本研究中, 硝化絮状污泥和颗粒污泥的 EPS 含量甚至还要高于异养条件下的絮状污泥和颗粒污泥. 硝化污泥的多糖含量为 20 ~ 30 mg/g, 与异养污泥中 EPS

多糖含量相当. 但硝化絮状污泥和颗粒污泥的 EPS 蛋白质含量都高于异养絮状污泥和颗粒污泥. 这说明硝化菌的 EPS 分泌能力并不弱, 而且硝化菌分泌 EPS 蛋白质能力还高于异养菌. 外界条件对硝化菌分泌 EPS 能力的影响以及不同硝化菌 EPS 分泌能力的差异还不十分清楚. 此外, 硝化颗粒污泥中 EPS 的蛋白质/多糖的比例基本在 9~13 左右, 要高于异养好氧颗粒污泥中的 7.0 左右. 这可能是硝化菌与异养菌在分泌 EPS 的能力和所分泌 EPS 的成分不同造成.

虽然最后形成的硝化颗粒污泥中 EPS 的蛋白质含量为接种硝化污泥中的 1.5~1.7 倍, 但比较颗粒化过程中污泥粒径和 EPS 中蛋白质含量的变化, 发现 EPS 中蛋白质含量的升高与粒径的增大没有必然联系(图 3). 从反应器启动至运行第 22 d, 污泥中 EPS 蛋白质含量增加到 250 mg/g, 与最后形成的硝化颗粒污泥中 EPS 的蛋白质含量相当, 但此时污泥粒径与接种污泥并没有太大增长. 从污泥形态分析可知, 硝化菌在此阶段内逐渐富集形成优势菌种, 且前面提到硝化菌可能比异养菌有更强的 EPS 蛋白分泌能力. 因此, 污泥 EPS 的蛋白质含量增长, 可能是污泥中硝化菌比例不断提高而不是由于细胞相互聚集形成颗粒所致. 当硝化菌成为污泥中的优势菌种后, 污泥中 EPS 的蛋白含量并不会因为污泥粒径的增大而提高.

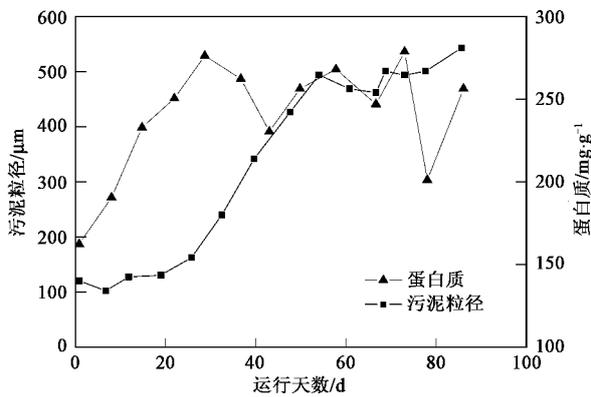


图 3 颗粒化过程中污泥粒径与 EPS 蛋白质含量的变化
Fig. 3 Variation of the size and EPS content during granulation process

2.3 污泥的生物活性

对全自养硝化污泥颗粒化过程中污泥的 4 种活性进行了监测(图 4). 由于启动初期硝化菌在污泥中得到富集, 所以污泥的 SOUR-A 和 SOUR-N 不断升高, 在第 17 d, SOUR-A 和 SOUR-N 分别为 202~

259 mg/(g·h) 和 119 mg/(g·h), 达到接种污泥的 2.4 倍和 4.5 倍, 此时污泥仍为絮状. 当硝化颗粒污泥形成且粒径不断增大后, 污泥的 SOUR-A 和 SOUR-N 明显降低. 第 50 d 和第 100 d, 污泥的平均粒径分别为 471 μm 和 601 μm, 其 SOUR-A 分别降低至第 17 d 的 34% 和 38%, SOUR-N 分别降低至第 17 d 的 36% 和 26%. 这可能是因为污泥形成颗粒后, 颗粒的密实结构严重阻碍了基质和氧气向微生物的传递, 降低了微生物对基质的利用速率. Debeer 等^[11] 和 Gapes 等^[21] 利用微电极测定了氧气在颗粒中的传质, 结果发现当水中 DO 浓度为 4~7 mg/L 时, DO 只能渗透到颗粒表面以内 100 μm 处. Liu 等^[22] 也发现了 DO 在颗粒中相类似的传质受限情况.

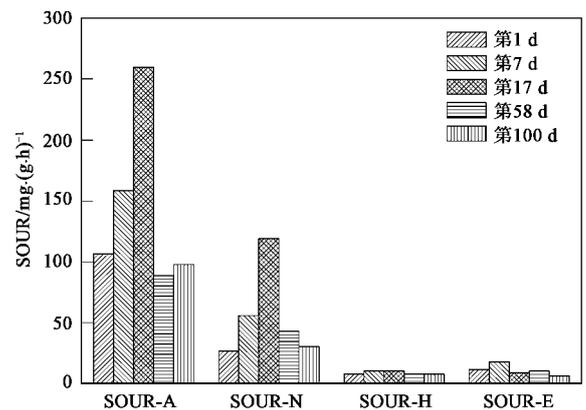


图 4 颗粒化过程中污泥 SOUR 的变化
Fig. 4 Variation of SOUR of sludge during granulation process

在测定 SOUR 过程中, 保证水中 DO 在 4~7 mg/L 之间, 因此可以假定 DO 在颗粒中渗透到表面以内 100 μm 即被完全消耗. 颗粒外层能被氧气渗透的区域为活性区, 污泥的 SOUR-A 和 SOUR-N 应主要为活性区的硝化菌所贡献. 当粒径分别为 471 μm 和 601 μm 时, 其活性区占污泥总体积的比例分别为 81.0% 和 70.3%, 即这 2 种粒径下颗粒的 SOUR-A 和 SOUR-N 在理论上应为絮状硝化污泥的 81.0% 和 70.3%. 测定的结果都要比理论计算值偏低. 当颗粒粒径为 471 μm 时, SOUR-A 和 SOUR-N 分别为絮状污泥的 34% 和 36%; 当颗粒粒径为 601 μm 时, SOUR-A 和 SOUR-N 分别为絮状污泥的 38% 和 26%. 这可能是因为 DO 从水膜传递到颗粒表面已降低到 1 mg/L, 在颗粒内部的 DO 都基本 < 1 mg/L^[21-23]; 而测定絮状污泥的 SOUR 时, DO 都在 4 mg/L 以上, 因此颗粒实际的 SOUR-A 和 SOUR-N 要

低于通过活性区比例计算的理论值。

与 SOUR-A、SOUR-N 的变化不同, SOUR-H 和 SOUR-E 在整个启动过程中都保持在 $10 \text{ mg}/(\text{g} \cdot \text{h})$ 。研究发现, 即使污泥在全自养条件下培养了 100 d, 污泥依然有异养菌活性, 说明异养菌仍存在于完全自养颗粒污泥中。Tsuneda 等^[12] 也发现, 异养菌同样存在于采用连续流模式培养的全自养颗粒污泥中。他们认为, 异养菌可能依靠一些自养菌死亡后分解产生的有机质生存, 并起到分泌 EPS 增强硝化颗粒结构稳定性的作用。

2.4 反应器中污泥浓度的变化

SBR 中的污泥浓度在启动前期有大幅度下降, 由接种时的 2.1 g/L 减少到第 15 d 的 0.88 g/L , 仅为接种时的 44%, 该浓度维持至第 44 d (图 5)。泥量大幅度减少是因为污泥对 SBR 运行需要一段时间适应, 且 SBR 沉淀时间缩短加大了排泥强度。随着颗粒污泥在 SBR 中的形成, 泥量开始累积, 在第 86 d 达到 2.5 g/L 。本研究发现硝化颗粒的形成并没有大幅度提高 SBR 的泥量。SBR 中硝化颗粒泥浓度低的原因还不清楚, 可能与进水氨氮的容积负荷较低有关。

此外, 在启动过程中污泥的 VSS/SS 基本保持在 85% ~ 90% 内, 说明污泥中绝大部分为微生物, 没有形成明显无机化现象。

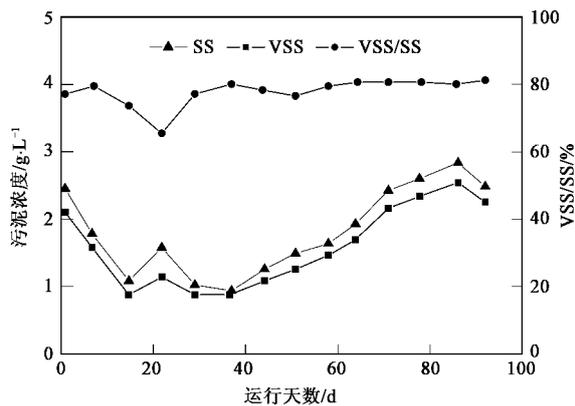


图 5 颗粒化过程中反应器内污泥浓度的变化

Fig. 5 Variation of sludge concentration during granulation process

3 结论

(1) 当 SBR 沉淀时间由 39 min 缩短至 10 min 时, 污泥 SVI 由接种时的 110 mL/g 经过 14 d 降低至 27 mL/g , 并在后续的运行中保持在 $24 \sim 42 \text{ mL/g}$ 。

(2) 硝化污泥在形成颗粒的过程中, EPS 中蛋白质含量由接种时的 163 mg/g 持续增长到 277

mg/g , 后期维持在 $250 \sim 270 \text{ mg/g}$ 左右; 而 EPS 中多糖变化不大, 基本在 $20 \sim 30 \text{ mg/g}$; 硝化颗粒污泥中 EPS 的蛋白质/多糖的比例基本在 $9 \sim 13$ 左右。

(3) SBR 中的污泥浓度在启动初期大幅度降低, 由接种时的 2.1 g/L 减少到第 15 d 的 0.88 g/L , 仅为接种时的 44%, 但随着颗粒污泥在 SBR 中的形成, 污泥浓度开始升高, 第 86 d 达到 2.5 g/L 。污泥在整个启动过程中的 VSS/SS 基本保持在 85% ~ 90%。

(4) 在运行初期, 污泥的 SOUR-A 和 SOUR-N 不断升高, 在第 17 d, SOUR-A 和 SOUR-N 分别达到 $259 \text{ mg}/(\text{g} \cdot \text{h})$ 和 $119 \text{ mg}/(\text{g} \cdot \text{h})$, 为接种污泥的 2.4 和 5.3 倍。当硝化颗粒形成且粒径不断增大后, 污泥的 SOUR-A 和 SOUR-N 明显降低。第 50 d 和第 100 d, 污泥的 SOUR-A 分别降低至第 17 d 的 34% 和 38%, SOUR-N 分别降低至第 17 d 的 36% 和 26%; 污泥的 SOUR-H 和 SOUR-E 在整个启动过程中都保持在 $10 \text{ mg}/(\text{g} \cdot \text{h})$ 。

参考文献:

- [1] 王建龙. 生物固定化技术与水污染控制[M]. 北京: 科学出版社, 2002. 130-135.
- [2] Mishima K, Nakamura M. Self-immobilization of aerobic activated sludge. A pilot study of the aerobic up-flow sludge blanket process in municipal sewage treatment[J]. Water Sci Technol, 1991, 23(4): 981-990.
- [3] Shin H S, Lim K H, Park H S. Effect of shear stress on granulation in oxygen aerobic upflow sludge bed reactors[J]. Water Sci Technol, 1992, 26(3-4): 601-605.
- [4] Peng D C, Bernet N, Delgenes J P, et al. Aerobic granular sludge - A case report[J]. Water Res, 1999, 33(3): 890-893.
- [5] Hu L L, Wang J L, Wen X H, et al. The formation and characteristics of aerobic granules in sequencing batch reactor (SBR) by seeding anaerobic granules[J]. Process Biochem, 2005, 40(1): 5-11.
- [6] 王强, 陈坚, 堵国成. 选择压法培育好氧颗粒污泥的试验[J]. 环境科学, 2003, 24(4): 99-104.
- [7] 李浩, 袁林江. 好氧 SBR 反应器中污泥颗粒化过程的成核研究[J]. 中国给水排水, 2008, 24(13): 42-45.
- [8] 汪善全, 孔云华, 原媛, 等. 好氧颗粒污泥中丝状微生物生长研究[J]. 环境科学, 2008, 29(3): 696-702.
- [9] Liu Q J, Hu X, Wang J L. Performance characteristics of nitrogen removal in SBR by aerobic granules[J]. Chinese J Chem Eng, 2005, 13(5): 669-672.
- [10] 王景峰, 王暄, 季民, 等. 好氧颗粒污泥膜生物反应器脱氮特性[J]. 环境科学, 2007, 28(3): 528-533.
- [11] Debeer D, Vandenhuevel J C, Ottengraf S P P. Microelectrode measurements of the activity distribution in nitrifying bacterial aggregates[J]. Appl Environ Microb, 1993, 59(2): 573-579.
- [12] Tsuneda S, Nagano T, Hoshino T, et al. Characterization of

- nitrifying granules produced in an aerobic upflow fluidized bed reactor[J]. *Water Res*, 2003, **37**(20): 4965-4973.
- [13] Tsuneda S, Ejiri Y, Nagano T, *et al.* Formation mechanism of nitrifying granules observed in an aerobic upflow fluidized bed (AUFB) reactor[J]. *Water Sci Technol*, 2004, **49**(11-12): 27-34.
- [14] Tokutomi T. Operation of a nitrite-type airlift reactor at low DO concentration[J]. *Water Sci Technol*, 2004, **49**(5-6): 81-88.
- [15] 张子健, 吴伟伟, 王建龙. 甲醛与 NaOH 用量对污泥 EPS 中蛋白质和多糖测定的影响[J]. *清华大学学报*, 2009, **49**(9): 1534-1537.
- [16] Lowry O H, Rosebrough N J, Farr A L, *et al.* Protein measurement with the Folin phenol reagent[J]. *J Biol Chem*, 1951, **193**(1): 265-275.
- [17] Dubois M, Gilles K A, Hamilton J K, *et al.* Colorimetric method for determination of sugars and related substances [J]. *Anal Chem*, 1956, **28**(3): 350-356.
- [18] McSwain B S, Irvine R L, Hausner M, *et al.* Composition and distribution of extracellular polymeric substances in aerobic flocs and granular sludge[J]. *Appl Environ Microb*, 2005, **71**(2): 1051-1057.
- [19] Tay J H, Liu Q S, Liu Y. The role of cellular polysaccharides in the formation and stability of aerobic granules [J]. *Lett Appl Microbiol*, 2001, **33**(3): 222-226.
- [20] Tay J H, Liu Q S, Liu Y. The effects of shear force on the formation, structure and metabolism of aerobic granules [J]. *Appl Microbiol Biot*, 2001, **57**(1-2): 227-233.
- [21] Gapes D, Wilen B M, Keller J. Mass transfer impacts in flocculent and granular biomass from SBR systems[J]. *Water Sci Technol*, 2004, **50**(10): 203-212.
- [22] Liu Y Q, Tay J H. Influence of cycle time on kinetic behaviors of steady-state aerobic granules in sequencing batch reactors [J]. *Enzyme Microb Tech*, 2007, **41**(4): 516-522.
- [23] Wilen B M, Gapes D, Keller J. Determination of external and internal mass transfer limitation in nitrifying microbial aggregates [J]. *Biotechnol Bioeng*, 2004, **86**(4): 445-457.