

# 全自养硝化污泥的颗粒化过程研究

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:**利用 SBR 反应器, 以浓度(以 N 计, 下同) 120~650 mg/L 的自配氨氮废水, 在 0.48~3.60 kg/(m<sup>3</sup>·d) 的氨氮负荷下, 探讨了自养硝化颗粒污泥的形成过程。结果表明, 以硝化污泥接种, 氨氮负荷为 0.48 kg/(m<sup>3</sup>·d), 温度为 30℃±2℃, 逐渐缩短沉淀时间至 10 min 的条件下, 硝化颗粒可以在第 22 d 形成, 并在第 43 d 进入相对稳定期, 平均粒径达到 500 μm 左右。颗粒污泥的平均粒径变化经历了迟滞期、快速增长期和稳定期 3 个阶段。污泥平均粒径由接种污泥的 127 μm 增长到稳定期的 500 μm 左右。在快速增长期, 平均粒径增长速度可达 12 μm/d。成熟颗粒污泥的形状规则、分界清晰, 分布有大量杆菌, 粒径>300 μm 的颗粒污泥所占比例达 74.6%, 污泥相中已基本没有絮状污泥。污泥在颗粒化过程中, 颜色由接种污泥的灰褐色转变为颗粒污泥的黄红色。硝化颗粒污泥表面分布有大量杆菌和块状的 EPS 结构。

**关键词:**好氧颗粒污泥; 自养污泥; 硝化; 颗粒化; 废水处理; 机制

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2010)01-0140-07

## Granulation of Completely Autotrophic Nitrifying 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 formation of aerobic granular sludge was investigated by seeding completely autotrophic nitrifying sludge in sequencing batch reactors (SBR) using synthetic wastewater containing ammonia in the range of 120~650 mg/L under the loading rates of 0.48~3.60 kg/(m<sup>3</sup>·d). The experimental results indicated that the granular sludge could be formed on day 22 in SBR by inoculating nitrifying sludge when ammonium loading rate was 0.48 kg/(m<sup>3</sup>·d), temperature was 30℃±2℃ and the settling time was gradually decreased to 10 min. The size variation of granular sludge underwent three stages: stagnant, rapid increase and stable stages. The granules kept increasing in size to around 500 μm at rate of 12 μm/d and became stable on 43 days. The mature granules held regular shapes and clear outline. The granular sludge with diameter larger than 300 μm accounted for 74.6%, there was almost no flocculate sludge in the reactor. During the granulation process, the color of the sludge became yellow reddish from grey. There were great amount of bacillus and clump of EPS distributed on the surface of granular sludge.

**Key words:** aerobic granular sludge; autotrophic sludge; nitrification; granulation; wastewater treatment; mechanism

污泥颗粒化 (granulation) 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<sup>[1]</sup>。按照微生物代谢过程中的电子受体, 颗粒污泥可分为好氧颗粒污泥和厌氧颗粒污泥; 按照微生物利用的碳源, 颗粒污泥可以分为自养颗粒污泥和异养颗粒污泥。好氧异养颗粒污泥近年来得到了重视<sup>[2~6]</sup>, 但自养颗粒污泥, 如硝化污泥的颗粒化研究还很少。硝化颗粒污泥的形成能够提高反应器内硝化污泥的浓度和反应器的脱氮能力<sup>[7,8]</sup>。虽然在连续流反应器中已经成功地培养出硝化颗粒污泥, 但反应器的结构设计复杂, 操作和能耗要求高, 难以实现放大乃至应用<sup>[9,10]</sup>。更重要的是, 连续流模式下的硝化颗粒污泥的形成需要很长时间。Tsuneda 等<sup>[10]</sup>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 Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> 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<sup>[11,12]</sup>。因此, 缩短硝化颗粒污泥的培养时间、简化颗粒培养的操作条件成为提高硝化颗粒工艺适用性和竞争力的关键。

本研究以硝化污泥接种, 采用目前广泛应用于异养好氧颗粒污泥培养的 SBR 模式, 探讨自养硝化颗粒污泥的形成过程。

### 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。污泥在氨氮负荷为 0.24 kg/(m<sup>3</sup>·d) 的间歇进水模式下经 30 d 驯化。

收稿日期: 2008-11-16; 修订日期: 2009-05-07

基金项目: 国家自然科学基金项目 (50508018)

作者简介: 张子健 (1979~), 男, 博士研究生, 主要研究方向为废水脱氮技术, E-mail: zhangzj05@mails.tsinghua.edu.cn

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

1.2 试验用水

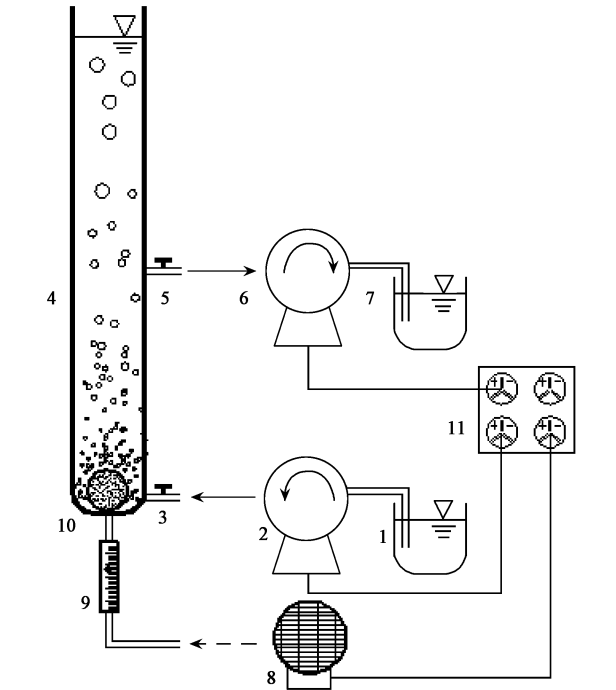
试验配水以硫酸铵作为氮源, 碳酸氢钠为唯一碳源和硝化过程所需的碱度. 整个运行过程中 pH 只通过在配水中加入碳酸氢钠来控制在 6.3~8.6 范围内, 碳酸氢钠与氨氮的质量比为 11.5:1; 配水中氮磷比为 5:1, 磷由  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  和  $\text{K}_2\text{HPO}_4$  共同提供, 两者所提供的磷的量相同. 除碳、氮和磷外, 每 L 配水中还加入 20 mg  $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ , 10 mg  $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$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

表 1 微量元素储备液的成分/ $\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$

| Table 1 Trace element reserving solution composition/ $\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ |       |                                                                     |      |                                           |      |
|--------------------------------------------------------------------------------------|-------|---------------------------------------------------------------------|------|-------------------------------------------|------|
| 组分                                                                                   | 浓度    | 组分                                                                  | 浓度   | 组分                                        | 浓度   |
| EDTA-2Na                                                                             | 10.00 | $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$                           | 0.03 | $\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ | 0.10 |
| $\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$                                            | 0.12  | $(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ | 0.05 | $\text{AlCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ | 0.05 |
| $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$                                            | 0.12  | $\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$                           | 0.10 | $\text{H}_3\text{BO}_3$                   | 0.05 |

1.3 试验装置及流程

试验装置和工艺流程如图 1 所示. 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, 由时间控制器严格控制. 废水由反应器底部进入, 空气经转子流量计调节流量后通过曝气头从反应器底部进



1. 进水槽; 2. 进水泵; 3. 进水口; 4. SBR 反应器;  
5. 出水口; 6. 出水泵; 7. 出水槽; 8. 空气泵;  
9. 气体流量计; 10. 曝气砂石; 11. 时间控制器

图 1 试验装置及流程示意

行曝气, 曝气结束后反应器静置一段时间使污泥沉淀, 然后从反应器 1/2 高度处排水(图 1). 反应器放置于温度为  $30^\circ\text{C} \pm 2^\circ\text{C}$  的温控室内. 试验中 SBR 的其他操作参数见表 2.

表 2 SBR 运行条件

Table 2 SBR operation condition

| 操作参数                                  | 数值  | 操作参数                                                     | 数值    |
|---------------------------------------|-----|----------------------------------------------------------|-------|
| 反应器内径/cm                              | 5   | 进水时间/min                                                 | 4     |
| 每周期进水量/L                              | 1.0 | 沉淀时间/min                                                 | 39~10 |
| 曝气量/ $\text{L} \cdot \text{min}^{-1}$ | 2.0 | 排水时间/min                                                 | 5     |
| 运行周期/min                              | 180 | 进水氨氮浓度/ $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$                  | 120   |
| HRT/h                                 | 6   | 氨氮负荷/ $\text{kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ | 0.48  |

1.4 分析方法

氨氮: 纳氏试剂比色法; 亚硝酸氮:  $N-(1\text{-萘基})$ -乙二胺光度法; 硝酸氮: 麝香草酚比色法; DO: 美国 YSI 5000 溶氧仪. 溶氧仪每次使用之前都利用空气进行校正, 并定期更换 DO 探头平衡液. 测定反应器内 DO 时, 将 DO 探头从反应器顶部深入液面以下约 20 cm; SS 和 VSS: 标准重量法.

污泥粒径及粒径分布: 污泥粒径及粒径分布通过粒径激光分析仪 (Malvern Mastersizer 2600) 或图像分析系统 (Quantimet 500 image analyzer, Leica Cambridge Instruments) 进行测定. 当颗粒大小在 0.5~1 880  $\mu\text{m}$  范围时采用粒径激光分析仪测定; 在校正激光分析仪背景值后, 将 5~10 mL 充分混匀的颗粒污泥样品加入分析仪的进样口, 分析仪通过激光透射率计算出颗粒污泥的平均粒径和粒径分布, 一般每个样品平行测定 3~5 次. 当颗粒污泥的粒径较大时, 将充分混匀的泥样放置于培养皿中, 通过图像分析系统测定污泥粒径大小, 每个样品至少摄取 100 幅图像进行分析.

污泥扫描电镜观察: ①固定: 污泥样品先用 PBS 缓冲溶液冲洗 3 遍, 然后用 2% 戊二醛溶液在  $4^\circ\text{C}$  下固定 4 h; 并用 0.10 mol/L 二甲胂酸钠溶液冲洗 3 遍, 每遍 20 min; ②脱水: 固定后的样品分别用 30%、50%、70%、85%、95% 和 100% 乙醇依次进行脱水, 每次 20 min, 最后将污泥储存于  $4^\circ\text{C}$  下 100% 乙醇内; ③置换: 用丙酮对脱水后的样品置换 2 次, 每次 20 min; ④二氧化碳临界点干燥 (Polaron E3000, VG Microtech); ⑤离子溅射喷金 (Polaron LT7480, Cryoprep); ⑥样品在 25 kV 下进行扫描电镜显微观察 (Stereoscan 420, Leica Cambridge Instruments).

2 结果与讨论

2.1 污泥的形态变化

接种硝化污泥由混合活性污泥驯化而成, 其结构疏松呈灰褐色, 有少量的土黄色. 污泥的形状非常不规则, 没有明显的分界, 部分污泥之间有丝状相连[图 2(a)].

在第 4 周, 污泥中以小颗粒为主, 原有的絮状污泥基本消失. 污泥中的小颗粒边缘起伏不平, 且形状不规则[图 2(b)]. 污泥的颜色也逐渐从土黄色向黄红色过渡, 粒径较大的污泥颜色更红, 这一方面可能是硝化菌的颜色, 另一方面也可能是由于聚集体以配水中所加入  $\text{FeCl}_3$  作为核心形成, 导致其更偏红色. Tsuneda 等<sup>[11]</sup>在利用连续流反应器培养全自养硝化颗粒污泥的过程中发现, 在进水中加入的  $\text{Fe}_2\text{O}_3$

可被微生物作为载体, 促进硝化颗粒的形成. 本研究在废水中加入的  $\text{FeCl}_3$  也可能起到颗粒内核的作用.

需要注意的是, 此时污泥中还夹杂着一些片状、尺寸较大的生物膜碎片. 部分微生物在生长过程中会粘附在反应器壁上形成生物膜, 试验中定期对反应器壁的清洗造成这些生物膜碎片脱落进入污泥相中. 在运行连续流自养硝化生物膜反应器时发现, 脱落的生物膜可分解并最终形成硝化颗粒污泥<sup>[13,14]</sup>. 所以, 本研究中由反应器壁脱落的生物膜也可能作为全自养硝化颗粒的前体, 它们在系统的不断剪切作用下有可能分解并逐渐生长成为颗粒污泥.

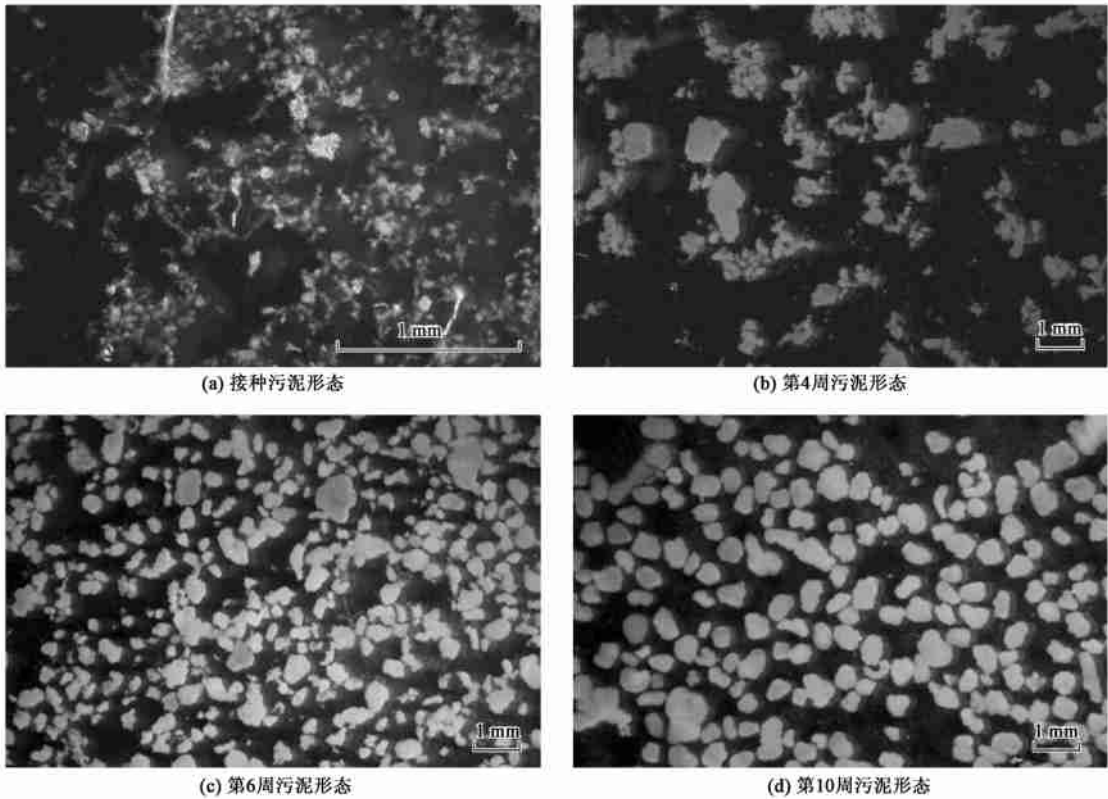


图 2 污泥形态随培养时间的变化  
Fig. 2 Variation of sludge shape at different time

在第 6 周, 污泥中颗粒污泥所占的比例明显增加, 而生物膜碎片所占的比例减少, 且尺寸上也比原来小[图 2(c)]. 约有 50% 的颗粒污泥相互之间还有联结, 这说明颗粒污泥可能是由生物膜碎片在不断剪切下解体形成.

随着所形成的颗粒污泥不断受到剪切作用以及硝化菌的不断生长, 颗粒尺寸逐渐变大, 在第 10 周达到成熟[图 2(d)]. 成熟颗粒污泥的形状比刚形成的颗粒更加规则饱满, 呈椭球形; 颗粒粒径的差异比

刚形成的颗粒污泥要小; 颗粒轮廓清晰, 边缘光滑, 用肉眼即可轻易辨识. 此时, 污泥相中绝大部分为颗粒污泥, 仅有少量生物膜碎片, 絮状污泥几乎没有. 这表明通过短沉淀时间的不断选择, 絮状污泥已被逐渐淘汰出反应器, 而生物膜碎片在剪切的不断冲击下也逐渐分解形成颗粒, 这些颗粒随着硝化菌生长和剪切的共同作用, 逐渐达到成熟稳定.

## 2.2 污泥微观结构的电镜观察

利用 SEM 对硝化颗粒的微观结构进行了观察,

结果发现硝化颗粒污泥整体结构比较密实, 颗粒表面相对比较光滑, 其中夹杂着少量孔隙[图 3(a)]. 颗粒中分布有少量的原生动物结构[图 3(b)]. 这些原生动物的部分结构暴露在颗粒表面, 另一部分则深嵌在颗粒内部. 有大量杆菌分布在原生动物嵌入

颗粒的部位, 由此推断原生动物可能在颗粒中起到支架的作用, 它们作为颗粒结构的主体供细菌附着在上面生长. Weber 等<sup>[15]</sup> 在异养颗粒中也发现了类似的原生动物结构, 他们认为原生动物可作为支撑促进颗粒的形成.

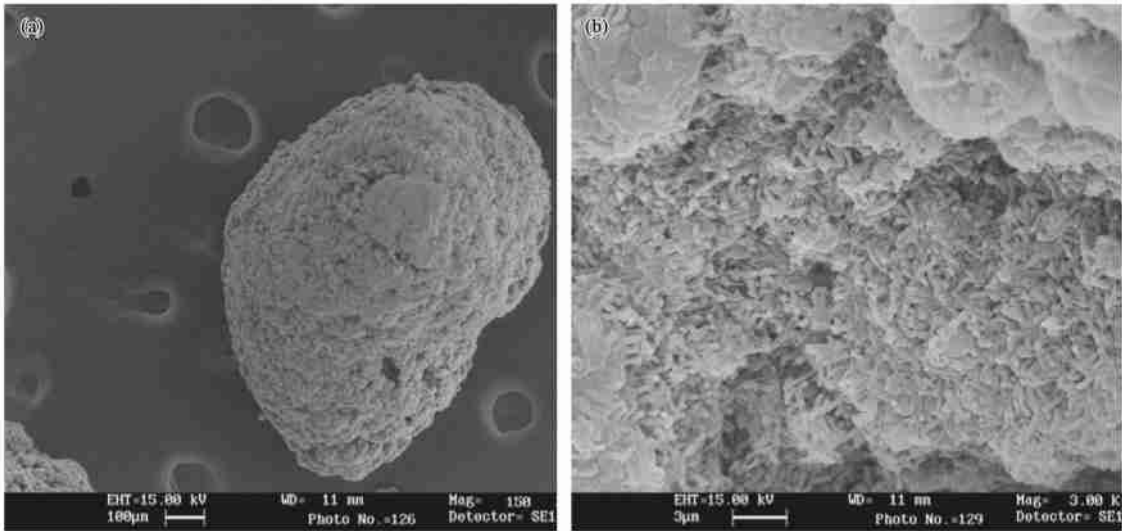


图 3 硝化污泥结构  
Fig. 3 Structure of nitrifying sludge

2.3 颗粒污泥的粒径变化

颗粒污泥与普通活性污泥相比, 其粒径较大, 很容易通过肉眼辨识. 普通活性污泥向颗粒污泥转化的过程中, 污泥的平均粒径也会发生很大变化. 因此, 污泥平均粒径的变化可用来反映污泥颗粒化的过程, 同时也作为颗粒污泥是否稳定的判据.

本研究中, 颗粒污泥的平均粒径的变化可分为 3 个阶段: 迟滞期、快速增长期和相对稳定期(图 4). 迟滞期从启动开始直至第 15 d 左右, 此阶段的污泥粒径没有太大变化, 在 120 μm 左右波动, 基本维持在接种污泥的平均粒径水平; 粒径变化在迟滞期之后进入快速增长期, 污泥平均粒径由第 15 d 的 162 μm 几乎呈线性增长至第 43 d 的 497 μm, 粒径的平均增长速度达到 12.0 μm/d. 污泥粒径经过快速增长后, 在第 43 d 后进入稳定期, 此阶段污泥粒径基本稳定在 500 μm 左右.

污泥粒径的变化也与污泥的外观形态密切相关. 在迟滞期阶段, 污泥主体呈灰褐色, 形态与接种污泥相近; 而当粒径变化由迟滞期过渡到快速增长期时, 污泥开始相互聚集, 并有小颗粒污泥出现; 在粒径变化进入快速增长期后, 絮状污泥逐渐被淘汰出反应器系统, 同时污泥中的生物膜碎片在系统剪切作用下不断解体形成小颗粒. 这些小颗粒在剪切

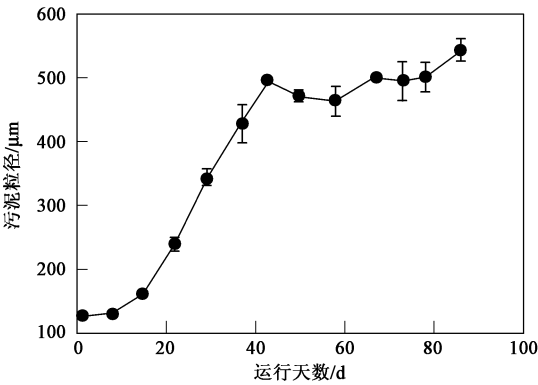


图 4 污泥粒径变化  
Fig. 4 Change of particle size

的冲击下, 相互分离, 且粒径逐渐变大, 颗粒的外形和边缘也变得更加规则和光滑; 当粒径增长进入稳定期后, 大部分生物膜碎片都已分解形成颗粒污泥, 颗粒污泥的粒径逐渐达到稳定.

2.4 颗粒污泥的粒径分布

颗粒污泥粒径的分布能够反映出不同形态的污泥在污泥中的比例. 在硝化颗粒污泥的形成过程中, 在污泥平均粒径逐渐增大的同时, 污泥粒径的分布也有很大改变(图 5).

接种污泥的平均粒径为 127 μm, 污泥粒径分布

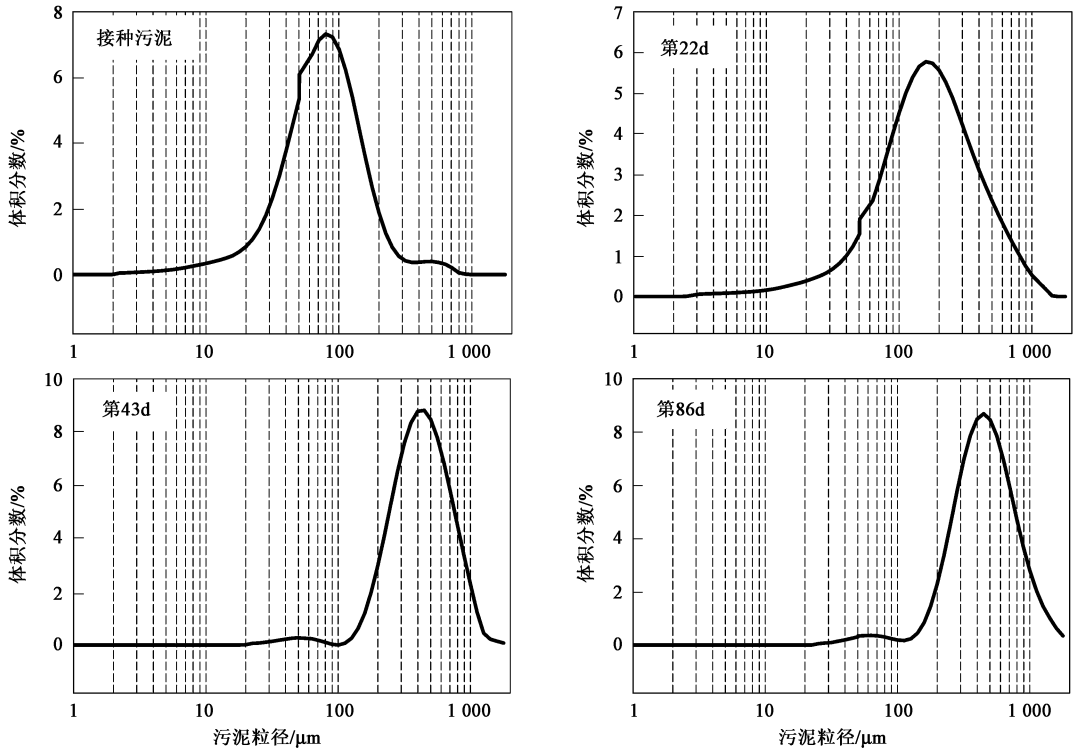


图 5 粒径分布随培养时间的变化  
Fig.5 Change of particle size at different time

比较单一, 粒径  $< 200\ \mu\text{m}$  的污泥占总污泥的 89.0%; 整个污泥中粒径为  $89\sim 100\ \mu\text{m}$  的污泥比例最高, 约占总污泥的 6.7%. 接种污泥中粒径  $> 300\ \mu\text{m}$  的污泥仅占 7.0%, 考虑到污泥当中的杂质及仪器分析误差, 基本可认为没有颗粒污泥。

第 22 d, 反应器中已经明显出现了很多颗粒污泥, 污泥粒径分布图的峰值整体向高粒径方向移动, 污泥粒径分布的范围变大, 污泥之间的粒径差异变大. 此时粒径  $< 200\ \mu\text{m}$  的颗粒污泥占 61.8%, 而粒径为  $317\sim 796\ \mu\text{m}$  的污泥所占比例增加到 21.7%. 污泥粒径分布的范围变大主要由反应器壁的生物膜碎片脱落进入污泥相引起。

在第 86 d, 污泥中粒径  $< 200\ \mu\text{m}$  的污泥只有 8.4%, 可见污泥相中基本全为颗粒污泥. 实验还发现, 在第 86 d 与第 43 d, 颗粒污泥的粒径分布十分相似, 只是第 86 d 污泥的平均粒径稍大. 这表明在第 43 d 后虽然还有小部分颗粒污泥继续增长, 但大部分颗粒污泥已进入稳定期。

### 2.5 颗粒污泥形成机制分析

研究结果表明, 利用 SBR 反应器可以在较短时间内培养出全自养硝化颗粒污泥, 污泥粒径在 SBR 中能更快增长并在更短时间内达到稳定. SBR 比连续流模式在好氧颗粒培养上更有效, 这与好氧颗粒

的形成机制密切相关. 好氧颗粒污泥是在好氧条件下细胞自身固定化形成的聚集体, 是细菌聚集生长和环境中的剪切作用造成的细菌分散的动态平衡结果<sup>[16, 17]</sup>. 好氧颗粒的形成需要反应器施加一定的选择压力, 以使絮状污泥逐渐淘汰出反应器。

在 SBR 中微生物的选择压力则通过控制沉淀时间的长短来提供. 由于 SBR 中沉淀与曝气过程完全分离, 所以在缩短沉淀时间增加对微生物选择压力的同时, SBR 还能采用较大的曝气量提供充足的剪切作用. 本研究启动反应器时所采用的曝气量为  $1.0\ \text{L}/(\text{min}\cdot\text{L})$ , 比在 AUFB 中成功培养出全自养硝化颗粒时所采用的最大曝气量高出近 4 倍. 因此, 在 SBR 更强的选择压力和更剧烈的剪切作用下, 污泥能够在更短时间内形成颗粒, 颗粒粒径也能更快增长并达到稳定。

SBR 除了能在更短时间形成全自养硝化颗粒污泥, 它在反应器结构和运行操作上也比连续流硝化颗粒反应器简单. 用于培养全自养硝化颗粒污泥的连续流反应器结构一般较复杂. 研究者或通过添加预曝气池, 或增加高径比来满足硝化颗粒污泥的培养需求<sup>[9, 10]</sup>. Tsuneda 等<sup>[10]</sup>所采用的 AUFB 其高径比达到 64:1, 而且连续流系统都需设置专门的泥水分离体系, 例如三相分离器或外置的沉淀池. 在运行操

作上,连续流反应器也有较高要求。Debeer 等<sup>[9]</sup>采用的连续流体系需要 47~70.5 的高回流比,而 Tsuneda 等<sup>[11]</sup>和 Tokutomi 等<sup>[12]</sup>采用的体系则需严格控制曝气。Tsuneda 等<sup>[11]</sup>采用的体系只有在曝气量 0.071~0.21 L/(min·L) 之间才能培养出硝化颗粒。而本研究所采用的 SBR 体系,反应器为结构最简单的柱状反应器,高径比为 24:1,加大曝气量不会导致污泥流失。因此,在培养全自养硝化颗粒上,SBR 要比连续流反应器模式更具优势。

虽然硝化菌生长速率要低于异养菌,但发现当硝化颗粒污泥在粒径快速增长期内,粒径增长的平均速度可达到 12  $\mu\text{m}/\text{d}$ ,与异养颗粒在 SBR 中的粒径平均增长速度相当。这说明自养硝化菌与异养菌形成好氧颗粒的机制可能不同。从前面硝化污泥形态变化的分析可知,硝化颗粒污泥很可能由反应器壁脱落的生物膜在不断剪切作用的冲击下逐渐分解形成。硝化污泥平均粒径的快速增长原因是生物膜碎片的分解和絮状污泥的逐渐淘汰,而不仅仅是硝化细菌的快速增长。在硝化颗粒污泥的形成过程中,反应器内的生物量始终保持在 1~2 g/L,污泥量没有大幅度增长也说明,硝化颗粒污泥的粒径增长的主要原因可能不是硝化菌的生长。在 BAS 连续流硝化生物膜反应器中也发现,脱落的生物膜可以形成全自养硝化颗粒污泥<sup>[13]</sup>。他们认为由于硝化菌不断生长,逐渐增加的硝化生物膜厚度阻碍了基质向生物膜内部传递。于是生物膜内部细菌开始溶解,再加上生物膜外部的剪切作用使部分生物膜碎片脱落进入污泥混合相中。一部分沉淀性能较好的生物膜碎片可被截留在反应器中,经过一定时间的剪切作用逐渐形成硝化颗粒<sup>[14]</sup>。

值得注意的是,全自养硝化颗粒的形成所需的沉淀选择压要比异养颗粒污泥的小。本研究在沉淀 10 min 的条件下培养出了全自养硝化颗粒污泥,硝化颗粒的  $\text{SVI}_5$  为 20~40 mL/g,且絮状污泥几乎完全被淘汰出反应器。而 McSwain 等<sup>[17]</sup>却发现在 10 min 沉淀条件下培养的异养污泥最终以絮体为主,污泥的  $\text{SVI}$  高达 120 mL/g。

由于颗粒污泥的传质限制要大于絮状污泥,在同一基质条件下,颗粒污泥会因基质竞争上的劣势而逐渐被絮状污泥所淘汰。因此,为了保证颗粒污泥的顺利形成和生长,需要通过缩短沉淀时间,利用絮状污泥和颗粒污泥在沉淀性能上的差异,将悬浮污泥排出反应器<sup>[18,19]</sup>。硝化颗粒污泥之所以比异养颗粒污泥能在更长的沉淀时间下形成,可能是因为自养

絮状污泥中的硝化菌生长速率比较缓慢,其对硝化颗粒污泥造成的基质竞争不如异养菌絮状污泥对异养颗粒的基质竞争强烈。因此,硝化颗粒污泥的生长所需的沉淀选择压力低于异养颗粒所需的选择压力。

异养颗粒污泥的培养多采用 2~4 min 的沉淀时间,但该沉淀时间在中试和实际工业化规模反应器中难以实现,因而限制了好氧颗粒污泥工艺的推广和应用。而本研究中全自养硝化颗粒污泥可在 10 min 沉淀时间下培养形成,降低了对反应体系的操作需求,提高了好氧颗粒污泥工艺实际应用的可行性。此外,有研究发现通过在好氧颗粒内富集硝化菌、聚磷菌等生长速率较为缓慢的细菌,可提高好氧颗粒的稳定性<sup>[20,21]</sup>。因此,硝化颗粒比异养颗粒污泥在稳定性和工艺操作需求上具有一定的优势。

### 3 结论

(1) 在以硝化污泥接种,采用人工自配水,氨氮负荷为 0.48 kg/( $\text{m}^3 \cdot \text{d}$ ),沉淀时间逐渐缩短至 10 min 的情况下,成功培养出了全自养硝化颗粒污泥。硝化颗粒污泥经过生长在第 43 d 进入相对稳定期。

(2) 在硝化颗粒污泥的形成过程中,污泥由形状不规则、结构疏松的絮状污泥逐渐开始聚集,并由脱落的生物膜碎片不断分解形成形状规则、界限清晰、结构密实的硝化颗粒污泥,絮状污泥基本被排出反应体系。污泥在转变过程中,其颜色也由接种的灰褐色转变为最后的黄红色。

(3) 自养颗粒污泥的平均粒径变化经历了迟滞期、快速增长期和稳定期 3 个阶段。污泥平均粒径由接种污泥的 127  $\mu\text{m}$  增长到稳定期的 500  $\mu\text{m}$  左右。在快速增长期,平均粒径增长速度可达 12  $\mu\text{m}/\text{d}$ 。

(5) 接种污泥中粒径 < 200  $\mu\text{m}$  的污泥占总污泥的 89.0%,粒径 > 300  $\mu\text{m}$  的污泥仅占接种污泥的 2.9%;第 22 d,硝化颗粒污泥在反应器内形成,粒径 > 300  $\mu\text{m}$  的污泥所占比例提高至 21.7%;第 43 d,污泥中粒径 > 300  $\mu\text{m}$  的污泥已达到 74.6%,污泥相中已基本没有絮状污泥。

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] 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.
- [3] 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.

- [ 4 ] 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.
- [ 5 ] 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.
- [ 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 ] 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.
- [ 8 ] 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.
- [ 9 ] Debeer D, Vandenheuvel J C, Ottengraf S P P. Microelectrode measurements of the activity distribution in nitrifying bacterial aggregates [J]. Appl Environ Microbiol, 1993, **59**(2): 573-579.
- [ 10 ] 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.
- [ 11 ] 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.
- [ 12 ] Tokutomi T. Operation of a nitrite-type airlift reactor at low DO concentration [J]. Water Sci Technol, 2004, **49**(5-6): 81-88.
- [ 13 ] Tijhuis L, Huisman J L, Hekkelman H D, *et al.* Formation of nitrifying biofilms on small suspended particles in airlift reactors [J]. Biotechnol Bioeng, 1995, **47**(5): 585-595.
- [ 14 ] Van Benthum W A J, GarridoFernandez J M, Tijhuis L, *et al.* Formation and detachment of biofilms and granules in a nitrifying biofilm airlift suspension reactor [J]. Biotechnol Bio, 1996, **12**(6): 764-772.
- [ 15 ] Weber S D, Ludwig W, Schleifer K H, *et al.* Microbial composition and structure of aerobic granular sewage biofilms [J]. Appl Environ Microbiol, 2007, **73**: 6233-6240.
- [ 16 ] Van Loosdrecht M C M, Eikelboom D, Gjaltema A, *et al.* Biofilm structures [J]. Water Sci Technol, 1995, **32**(8): 35-43.
- [ 17 ] 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 Microbiol, 2005, **71**(2): 1051-1057.
- [ 18 ] Beun J J, Hendriks A, van Loosdrecht M C M, *et al.* Aerobic granulation in a sequencing batch reactor [J]. Water Res, 1999, **33**(10): 2283-2290.
- [ 19 ] Beun J J, van Loosdrecht M C M, Heijnen J J. Aerobic granulation in a sequencing batch airlift reactor [J]. Water Res, 2002, **36**(3): 702-712.
- [ 20 ] De Kreuk M K, van Loosdrecht M C M. Selection of slow growing organisms as a means for improving aerobic granular sludge stability [J]. Water Sci Technol, 2004, **49**(11-12): 9-17.
- [ 21 ] Liu Y, Yang S F, Tay J H. Improved stability of aerobic granules by selecting slow-growing nitrifying bacteria [J]. Journal of Biotechnology, 2004, **108**(2): 161-169.