

底物种类和浓度对好氧颗粒污泥丝状菌膨胀的影响

高景峰, 苏 凯, 张 倩, 陈冉妮, 彭永臻

(北京工业大学 环境与能源工程学院, 北京 100124)

摘 要: 在序批式反应器(sequencing batch reactor, SBR)内以蔗糖为底物培养好氧颗粒污泥(aerobic granular sludge, AGS), 考察了底物种类和浓度对 AGS 培养和稳定维持的影响. 在反应器运行的最初阶段, 以蔗糖为唯一碳源, 进水 $\rho(\text{COD})$ 为 600 ~ 900 mg/L, 10 d 后形成了结构较为密实的 AGS, 平均粒径为 1.15 ± 0.14 mm, 污泥指数 SVI 在 90 mL/g 左右; AGS 稳定维持 23 d 后, $\rho(\text{COD})$ 由 900 mg/L 增加到 1 200 mg/L, AGS 表面出现了大量丝状菌, AGS 平均丝状化程度 Δ 值最大达到了 1.69 ± 0.23 mm, SVI 增加至 175 mL/g. 为克服 AGS 丝状菌膨胀, 以蔗糖 + 蛋白胨(1:1)的混合底物代替单一底物, AGS 表面的丝状菌逐渐减少, 34 d 后 AGS 表面“光滑”, AGS 丝状菌膨胀得到抑制, Δ 值逐步下降至 1.00 ± 0.01 mm. $\rho(\text{COD})$ 从 600 mg/L 增加至 1 200 mg/L, AGS 依旧保持稳定, 未出现丝状菌大量繁殖的现象. 研究表明, 单一底物培养 AGS 在负荷较高时容易出现丝状菌膨胀, 而混合底物可以抑制 AGS 丝状菌膨胀, 有利于 AGS 的稳定维持.

关键词: 好氧颗粒污泥; 丝状菌膨胀; 底物种类

中图分类号: X 703.1

文献标志码: A

文章编号: 0254-0037(2011)07-1027-06

与普通活性污泥相比, 好氧颗粒污泥(aerobic granular sludge, AGS)具有沉淀快、生物量大、活性强、抗冲击负荷等明显优点. 底物种类不是导致污泥好氧颗粒化的主要因素, 但是 AGS 的结构和微生物多样性与培养 AGS 所用的底物密切相关. Tay 等^[1]以醋酸盐为底物培养出了结构密实的 AGS, 优势菌种为杆菌; 葡萄糖是另一种常见的培养 AGS 时所用的碳源, 然而以葡萄糖为底物培养获得的 AGS 结构松散, 丝状菌很容易生长繁殖, 从而影响其稳定性^[2]; Zheng 等^[3]以蔗糖为底物培养 AGS, 在有机负荷为 $6 \text{ kg COD}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 时耗时 30 d 培养获得 AGS, 但 AGS 很快转变成以丝状菌为主体的大粒径丝状菌颗粒, 由于内部传质的限制, 丝状菌颗粒很快解体. 利用各种易降解、单一底物培养 AGS 时很容易使 AGS 发生丝状菌膨胀, 从而导致 AGS 的沉降性迅速恶化, 并逐渐随出水排出反应器, AGS 反应器因此无法稳定运行. AGS 的稳定性是其走向实际应用需要突破的瓶颈. 关于底物种类变化对 AGS 丝状菌污泥膨胀的影响的研究还未见报道. 因此, 本文采用序批式反应器(sequencing batch reactor, SBR)以蔗糖为单一底物培养 AGS, 考察底物种类和浓度对 AGS 丝状菌膨胀的影响, 并以混合底物蔗糖 + 蛋白胨替代单一底物的方法成功地抑制了 AGS 丝状菌膨胀.

1 试验材料和方法

1.1 污泥和配水

实验以蔗糖为单一底物, 试验进水组成为: NH_4Cl , 229.3 mg/L; KH_2PO_4 , 43.9 mg/L; $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, 90 mg/L; $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, 14 mg/L 以及 0.4 mL/L 的微量元素. 微量元素的配制为: 每升水含 $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, 1.5 g; H_3BO_3 , 0.15 g; $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$, 0.03 g; KI , 0.18 g; $\text{MnCl}_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$, 0.12 g; $\text{Na}_2\text{MoO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, 0.06 g; $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, 0.12 g; $\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, 0.15 g 和 EDTA, 10 g. 其中, 初始进水 $\rho(\text{COD})$ 控制在 600 mg/L, 污泥来源于北京市方庄污水处理厂二次沉淀池排放的剩余污泥, 接种污泥浓度 $\rho(\text{MLSS})$ 为 2 173 mg/L.

收稿日期: 2009-07-25.

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(51078007); 北京市自然科学基金资助项目(污水氨氧化过程中古菌与细菌相对贡献的研究 8112007); 北京市属高等学校人才强教深化计划项目(PHR20110819).

作者简介: 高景峰(1974—), 男, 黑龙江海伦人, 教授.

1.2 试验装置

试验所用 SBR 为圆柱形,直径 $D=9\text{ cm}$,有效高度 $H=90\text{ cm}$, $H/D=10$,总有效容积为 6 L ,有机玻璃制. 反应器采用鼓风曝气,利用转子流量计调节并维持曝气量在 $0.12\text{ m}^3/\text{h}$,水温控制在 $25\pm1\text{ }^\circ\text{C}$,反应器的运行方式为进水(2 min),曝气(290 min),沉淀(5 min),排水(2 min),闲置(1 min). 反应器的换水率为 66% . 采用时间程序控制器自动控制各反应阶段的开关,每天 4 个周期.

1.3 检验分析项目

SV、COD、 NH_4^+-N 、MLSS 均采用标准方法进行检验分析;使用 Olympus BX51 光学显微镜和 CANON IX850 数码照相机进行生物相观察;AGS 经戊二醛固定、乙醇梯度脱水、乙酸异戊酯置换、临界点干燥、离子溅射喷金处理后使用日立 S-4300 进行扫描电镜观察;分别测定各 AGS 带丝状菌的直径 D 与不计丝状菌的颗粒粒径 d ,则 AGS 平均丝状化程度 $\Delta = D/d$ ^[4], Δ 值越大则 AGS 中丝状微生物生长越严重;利用 Image-pro plus 6.0 软件进行粒度分布分析.

1.4 试验启动和运行

图 1 为试验各个阶段中底物种类和浓度的变化情况. 反应器的运行分 5 个阶段: AGS 形成阶段 S1 ($1\sim10\text{ d}$)、AGS 稳定维持阶段 S2 ($11\sim23\text{ d}$)、AGS 丝状菌膨胀阶段 S3 ($24\sim43\text{ d}$)、抑制 AGS 丝状菌膨胀阶段 S4 ($44\sim77\text{ d}$)、AGS 再次稳定维持运行阶段 S5 ($78\sim120\text{ d}$).

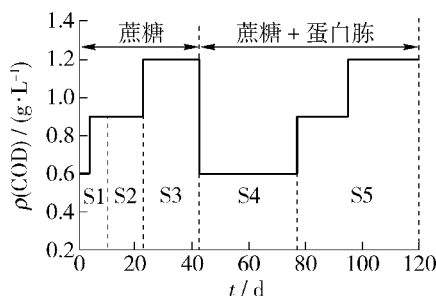


图 1 试验各阶段的底物种类和浓度

Fig. 1 Changes in substrate type and concentration during the experiment

2 试验结果

2.1 SBR 中 AGS 的形成及稳定维持

图 2 为 AGS 在 S1~S2 阶段的显微照相. 在反应器启动初期,逐步缩短沉降时间,进水 $\rho(\text{COD})$ 由 600 mg/L 上升至 900 mg/L ,在反应器运行 10 d 后,实现了污泥的颗粒化(如图 2(b)所示). 在 AGS 稳定运行阶段(S2),污泥浓度和污泥粒径逐步增大,且颗粒较为密实,粒径在 $0.8\sim1\text{ mm}$ 左右.

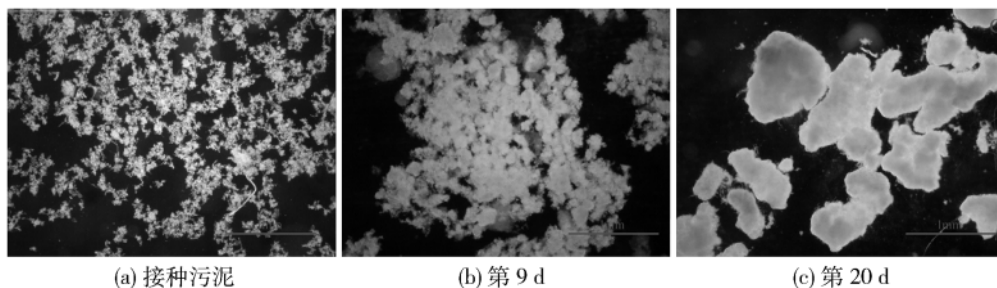


图 2 AGS 形成过程中(S1、S2 阶段)污泥形态变化

Fig. 2 Images of sludge in the granulation process (phase 1 and 2)

2.2 AGS 丝状菌膨胀

由于 $\rho(\text{MLSS})$ 不断增长,为了使 AGS 能获得充足的底物,将进水的 $\rho(\text{COD})$ 从 900 mg/L 增加至 1200 mg/L (S3 阶段). 之后,AGS 表面出现大量丝状菌,发生污泥膨胀. 图 3 为 $\rho(\text{MLSS})$ 和 SVI 的变化情况,由图 3 可知,在 AGS 丝状菌污泥膨胀发生的同时(S3 阶段,第 $24\sim43\text{ d}$), $\rho(\text{MLSS})$ 浓度迅速下降,最低达到

213 mg/L, 污泥的沉降性恶化, SVI 由 60 mL/g 上升至 175 mL/g. 此时, 并没有立即更换碳源类型, 而是将沉淀时间延长至 15 min, 保证不再有污泥流失, 此时反应器内部的污泥基本为“长毛”的颗粒污泥, 随着继续运行, 污泥量增加, 大量 AGS 以“毛球”形式生长.

图 4 是 S3 阶段 AGS 丝状菌膨胀过程中的污泥形态变化. 由图 4 可见, AGS 由第 25 d 时的轻微膨胀, 发展成为第 43 d 时严重膨胀; Δ 值由 1.45 ± 0.14 (25 d) 变化到 1.69 ± 0.23 (43 d). 为了探求 AGS 丝状菌膨胀的控制方法, 根据 Eikelboom^[8] 的方法进行了丝状菌类别鉴定, 结果如图 5 所示, 主要的丝状菌为 Fungi spp.

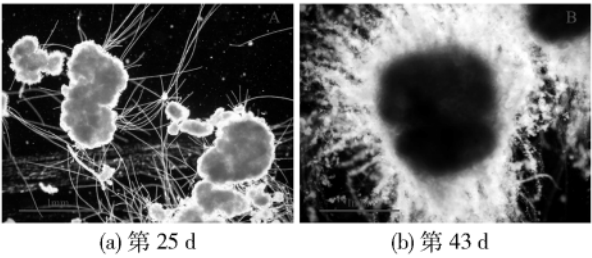


图 4 AGS 丝状菌污泥膨胀时(S3 阶段) 污泥形态
Fig. 4 Morphology changes of the filamentous aerobic granular sludge in phase 3

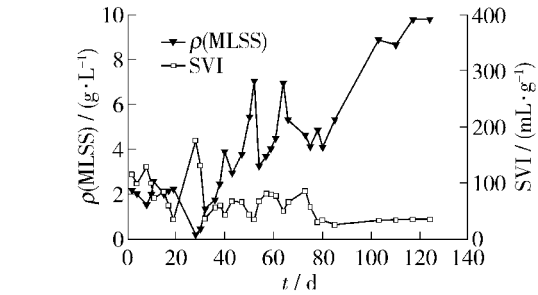


图 3 反应器 ρ (MLSS) 浓度和 SVI 变化情况
Fig. 3 Changes in MLSS and SVI in aerobic granular sludge SBR

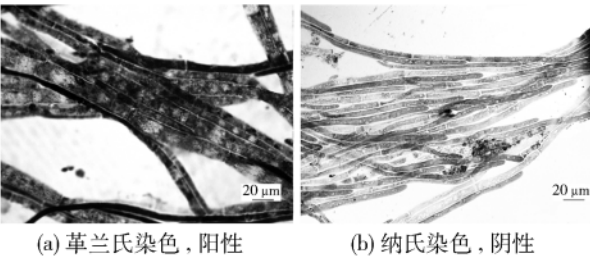


图 5 丝状菌革兰氏染色和纳氏染色
Fig. 5 Gram and Neisser stain of the filamentous bacteria

2.3 AGS 丝状菌膨胀的控制以及 AGS 的稳定维持

AGS 丝状菌膨胀导致 AGS 大量流失, ρ (MLSS) 浓度大幅下降, SVI 大幅上升. 为控制 AGS 丝状菌膨胀, 在其他条件不变的情况下, 将单一底物蔗糖转变为混合底物蔗糖 + 蛋白胨(S4 阶段), 其 ρ (COD) 保持在 600 mg/L(蔗糖和蛋白胨各占 300 mg/L). 在 S4 阶段中, 反应器中的丝状菌膨胀 AGS 周围的丝状菌逐渐从颗粒上脱落, 并随出水逐渐排出反应器, 丝状菌的生长得到了有效控制, AGS 边界逐渐光滑. 图 6 是 S4 阶段 AGS 的形态变化情况. 从图 6 可以看出, AGS 的边缘逐步变得清晰, 在此阶段 Δ 值迅速下降, 由膨胀阶段的 1.69 ± 0.23 (第 43 d) 降低到 1.41 ± 0.19 (第 53 d), 第 69 d 的 Δ 值降低至 1.29 ± 0.08 . 此阶段共 34 d, AGS 丝状菌膨胀得到有效控制, AGS 重新恢复到稳定状态.

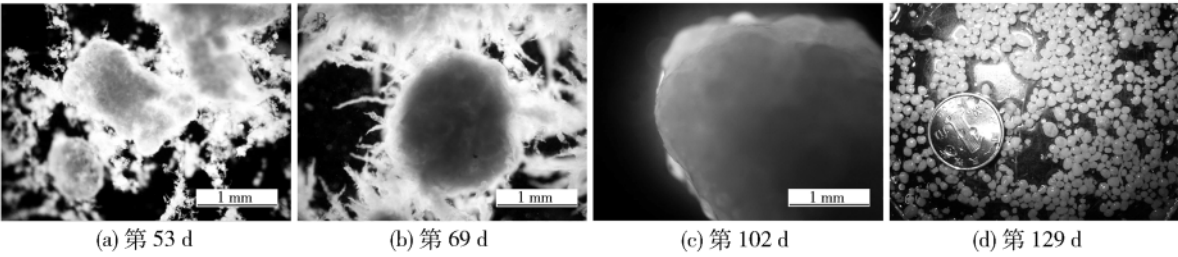


图 6 AGS 丝状菌膨胀控制阶段(S4、S5 阶段) 污泥形态变化
Fig. 6 Morphology changes of the aerobic granular sludge in phase 4 and 5

在 S5 阶段, 反应器中的 AGS 浓度迅速增高, 表面逐渐光滑, 平均粒径可达到 2.5 ~ 3.0 mm, 如图 7 所示. 图 8 为 S5 阶段 AGS 的电镜照片, 由电镜照片可知, AGS 结构紧凑, 且没有丝状菌的存在, 已完全克服了丝状菌膨胀, 此时进水的 ρ (COD) 已达到 1 200 mg/L(蛋白胨和蔗糖各 600 mg/L), 与 S3 阶段的 ρ (COD) 相同, 表明此时 AGS 能承受较高负荷.

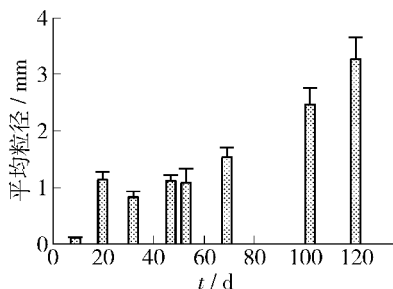


图7 反应器中不同时期的平均粒径

Fig. 7 Changes in size of aerobic granular sludge

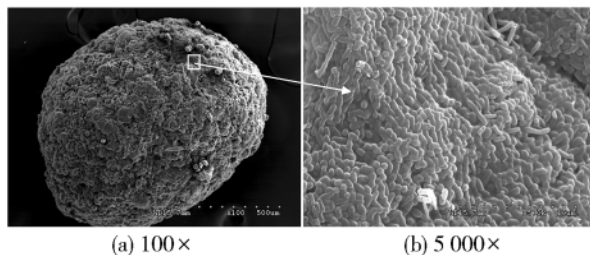


图8 S5 阶段反应器内的 AGS 电镜照片

Fig. 8 The SEM images of the aerobic granular sludge in phase S5

3 讨论

试验采用 SBR 反应器培养 AGS,在反应器运行的最初阶段以蔗糖为单一底物,进水 $\rho(\text{COD})$ 为 600 ~ 900 mg/L,10 d 后形成了结构较为密实的 AGS,平均粒径为 1.15 ± 0.14 mm,SVI 维持在 90 mL/g 左右;AGS 稳定运行 23 d 后, $\rho(\text{COD})$ 由 900 mg/L 增加到 1 200 mg/L,AGS 表面出现了大量丝状菌, Δ 值最大达到了 1.69 ± 0.23 mm,SVI 增加至 175 mL/g;为克服 AGS 丝状菌膨胀,以蔗糖 + 蛋白胨(1:1)的混合底物代替单一底物继续培养,AGS 表面的丝状菌开始减少,34 d 后 AGS 表面“光滑”,丝状菌膨胀得到抑制, Δ 值逐步下降,最后到达 1.00 ± 0.01 mm.

导致活性污泥系统中丝状菌污泥膨胀的运行条件主要有低负荷、低 DO、腐化污水或硫化物高、氮磷不平衡、pH 过低等. 在本试验中,引起 AGS 丝状菌膨胀的原因可能有以下几点:

1) 底物种类单一,丝状菌更容易利用易降解的有机底物生长^[8]. 蔗糖属于一种能量较高、易降解的底物,因此有利于 AGS 内部丝状菌的繁殖. 王芳^[9]在试验过程中发现以蔗糖培养的 AGS 丝状菌大量繁殖,稳定性差.

2) 在试验过程中, $\rho(\text{COD})$ 由 600 mg/L(S1 ~ S2 阶段)提升至 1 200 mg/L(S3 阶段时),反应器的容积负荷相应的由 $2.4 \text{ kg COD}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 升高至 $4.8 \text{ kg COD}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$;反应器容积负荷的提升使得反应器的底物负荷也随之提升,且反应器中的 DO 值一直保持在 2 mg/L 以上. 维持较高的 $\rho(\text{COD})$ 负荷有助于好氧颗粒污泥克服传质阻力,但这种负荷过高会引起丝状菌的大量生长,在较高负荷条件下 AGS 丝状菌膨胀也可以用积累/再生假说来解释^[8].

3) 底物可以看作成一种微生物选择压,可以选择和富集特定的微生物. 对于本试验而言,在 S1—S3 阶段逐步提高蔗糖浓度并维持恒定的氮源浓度,是在选择和富集生长速度过快的异养菌,以异养菌占优势的好氧颗粒污泥的稳定性差正是由于异养菌的生长速度过快而导致的.

4) 蔗糖作为一种有机碳源,代谢产物为有机酸,会造成反应器内部 pH 的下降,在试验过程中,监测 pH 值最低达到 6.7 左右,并且在整个实验中未补充碱度,这使得反应器内部的 pH 处于较低的状态,易于真菌生长. 因此,试验中出现的 AGS 丝状菌膨胀可能是由底物种类、容积负荷较高造成的.

本试验 S4 阶段运行结果表明:以蔗糖为底物,高负荷引起的 AGS 出现丝状菌膨胀后,进水底物由蔗糖改为蔗糖 + 蛋白胨,丝状菌的生长得到了有效的控制,其主要原因为:

1) 使用混合底物培养 AGS 混合底物使水质成分更加复杂,从而“抑制”了丝状菌过度繁殖,达到控制 AGS 丝状菌膨胀的目的.

2) 较高的 $\rho(\text{N})/\rho(\text{COD})$ 值 许多研究^[8-10]表明, $\rho(\text{N})/\rho(\text{COD})$ 较高时硝化菌可以得到大量富集,形成的 AGS 更坚固,表 1 为试验不同阶段的 $\rho(\text{N})/\rho(\text{COD})$,在使用单一底物时,即 S1—S3 阶段,随着 $\rho(\text{COD})$ 的提升, $\rho(\text{N})/\rho(\text{COD})$ 逐渐减小,虽然能满足微生物的同化作用,但对于 AGS 的稳定维持作用较小. 在 S4 阶段,进水氮源则由 2 个部分组成,一部分是外加氮源,另一部分则是蛋白胨中的氮源(约占蛋白胨质量的 14.5%). 由表 1 可以发现,更改底物为混合底物后,进水中的 $\rho(\text{N})/\rho(\text{COD})$ 大幅增加,这样

表 1 试验各阶段的 $\rho(\text{N})/\rho(\text{COD})$
Table 1 Changes in the ratio of N/COD during the experiment

试验阶段	底物种类	进水 $\rho(\text{COD})/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	$\rho(\text{N})/\rho(\text{COD})$
S1 ~ S3	蔗糖	600	10: 100
		900	6. 7: 100
		1 200	5. 0: 100
S4 ~ S5	蔗糖 + 蛋白胨	600	17. 3: 100
		900	13. 9: 100
		1 200	12. 3: 100

就提高了氨氮的“选择压”,由图 9 可以看出,在第 S4—S5 阶段(44 ~ 120 d),水中的氨氮去除率由 25% 上
升至 70% 左右,较 S3 阶段有了明显的上升,这就说
明,在克服膨胀阶段,反应器内由于加入了蛋白胨,使
反应器内部的氨氮浓度增加,反应器内部对微生物进
行了重新的选择,其结果是硝化细菌在反应器中富
集,降低了 AGS 的生长速度,稳定性得以提高,AGS
上的丝状菌逐渐脱落,最终获得了坚实光滑稳定的
AGS. 在整个试验过程中并未调整曝气量,对比 S3 和
S4 阶段,液相主体的 $\rho(\text{DO})$ 相同,因此,高负荷条件
下 AGS 局部低 DO 并不是导致 AGS 丝状菌膨胀的主
要原因.

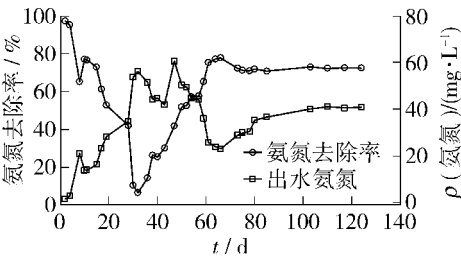


图 9 反应器出水氨氮及氨氮去除率
Fig. 9 The effluent ammonia nitrogen and the removal
of ammonia nitrogen in the reactor

4 结论

- 1) 以蔗糖为单一底物,采用 SBR 反应器培养 AGS,进水 $\rho(\text{COD})$ 为 600 ~ 900 mg/L 的情况下,10 d 培
养获得 AGS,平均粒径为 $1.15 \pm 0.14 \text{ mm}$,SVI 维持在 90 mL/g 左右; AGS 稳定运行 23 d 后, $\rho(\text{COD})$ 由 900
mg/L 增加到 1 200 mg/L,发生了 AGS 丝状菌膨胀, Δ 值最大达到 $1.69 \pm 0.23 \text{ mm}$,SVI 增加至 175 mL/g,污
泥大量流失;以蔗糖 + 蛋白胨(1: 1) 的混合底物替代单一底物以克服 AGS 丝状菌膨胀,34 d 后 AGS 丝状
菌膨胀得到抑制, Δ 值逐步下降,最后到达 $1.00 \pm 0.01 \text{ mm}$.
- 2) 以蔗糖为单一底物培养 AGS,在负荷较高的情况下,应及时调整系统的 $\rho(\text{N})/\rho(\text{COD})$,避免由于
氮相对缺乏引发丝状菌污泥膨胀;以混合底物蔗糖 + 蛋白胨继续培养丝状菌膨胀 AGS,由于底物的多样
性,混合底物 $\rho(\text{N})/\rho(\text{COD})$ 大幅增加,氨氮浓度增加使硝化细菌在反应器中富集,降低了 AGS 的生长速
度,AGS 稳定性得以提高,达到了控制 AGS 丝状菌膨胀的目的.

参考文献:

[1] TAY J H, LIU Q S, LIU Y. Aerobic granulation in sequential sludge blanket reactor [J]. Water Science and Technology, 2002, 46(4-5): 13-18.

[2] TAY J H, LIU Q S, LIU Y. Microscopic observation of aerobic granulation in sequential aerobic sludge blanket reactor [J]. Journal of Applied Microbiology, 2001, 91(1): 168-175.

[3] ZHENG Y M, YU H Q, LIU S H, et al. Formation and instability of aerobic granules under high organic loading conditions [J]. Chemosphere, 2006, 63(10): 1791-1800.

[4] 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.
WANG Shan-quan, KONG Yun-hua, YUAN Yuan, et al. Filamentous overgrowth in aerobic granules [J]. Environmental Science, 2008, 29(3): 696-702. (in Chinese)

[5] EIKELBOOM D H. Filamentous organisms observed in activated sludge [J]. Water Research, 1975, 9(4): 365-388.

[6] TAY J H, LIU Q S, LIU Y. Characteristics of aerobic granules grown on glucose and acetate in sequential aerobic sludge

blanket reactors [1]. Environmental Technology, 2002, 23(8): 931-936.

[7] 王芳. SBAR 中好氧颗粒污泥的培养及其特性研究 [D]. 大连: 大连理工大学环境学院, 2004.

WANG Fang. Cultivation and characteristics of aerobic granular sludge in sequencing batch airlift reactor [D]. Dalian: School of Environmental Science and Technology, Dalian University of Technology, 2004. (in Chinese)

[8] CHUDOKA J. Control of activated sludge filamentous bulking—VI: Formulation of basic principles [J]. Water Research, 1985, 19(8): 1017-1022.

[9] 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 Science and Technology, 2004, 49(11-12): 9-17.

[10] LIU Y, YANG S F, TAY J H. Elemental compositions and characteristics of aerobic granules cultivated at different substrate N/C ratios [J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2003, 61(5-6): 556-561.

The Effects of Substrate Type and Concentration on Filamentous Growth in Aerobic Granular Sludge SBR

GAO Jing-feng, SU Kai, ZHANG Qian, CHEN Ran-ni, PENG Yong-zhen

(College of Environmental and Energy Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100124, China)

Abstract: The effects of substrate type and concentration on cultivation and stability of aerobic granular sludge are investigated. During start-up phase, sucrose is used as the sole substrate, compact aerobic granular sludge form in 10 days under influent COD concentration of 600–900 mg/L, the mean diameter of the granule is 1.15 ± 0.14 mm, SVI is 90 mL/g. However, when the influent COD concentration is increased from 900 to 1 200 mg/L, outgrowth of filamentous bacteria in aerobic granular sludge occur, when SVI is increased to 175 mL/g and large amounts of aerobic granular sludge are washed out of the reactor. In order to control the filamentous growth in aerobic granular sludge, sucrose + peptone (1:1) are used as the substrate under influent COD concentration of 600 mg/L, during 34 days, the filamentous bacteria gradually disappear, the filamentous growth aerobic granular sludge transits to stable smooth aerobic granular sludge again. When the influent COD concentration is increased from 600 mg/L to 1 200 mg/L, non-filamentous bacteria prevail and aerobic granular sludge are stable. This study shows that substrate diversity and increased substrate N/COD ratio leads to the control of filamentous growth in aerobic granular sludge.

Key words: aerobic granular sludge; filamentous bulking; substrate type

(责任编辑 刘 潇)