

污泥微膨胀状态下短程硝化的实现

彭赵旭¹, 彭永臻^{1,2*}, 左金龙¹, 桂丽娟¹, 王淑莹², 刘洋³, 于霞³

(1. 哈尔滨工业大学市政环境工程学院, 哈尔滨 150090; 2. 北京工业大学环境与能源学院, 北京 100022; 3. 中国水务控股有限公司, 北京 100022)

摘要: 为了实现“低氧丝状菌活性污泥微膨胀”和短程硝化的结合, 本试验采用 SBR 反应器, 研究了在微膨胀状态下, 短程硝化的启动方法和短程硝化启动过程中污泥沉降性的维持策略. 分析了水质、pH、DO 和温度等环境因素以及混合液流动、曝气方法和进水方式等运行条件对污泥沉降性的影响. 结果表明, 在 pH 处于 7.2 ~ 8.0, 温度处于 20 ~ 25℃ 时, 通过维持低溶解氧和准确控制曝气时间可以逐步在污泥微膨胀状态下实现短程硝化. 系统运行 160 个周期后, 亚硝酸盐积累率可从 28% 逐步上升到 80%. 通过改变进水体积交换率和辅助调节曝气量的方法可以有效维持活性污泥的沉降性. 在污泥微膨胀状态下, VER 在 0.25 ~ 0.33 适时调节, 可控制污泥容积指数在 150 mL/g 附近小幅波动. 在好氧阶段后期, 会出现溶解态总氮浓度的小幅上升.

关键词: 丝状菌微膨胀; SBR; 低溶解氧; 短程硝化; 亚硝酸盐积累率

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2009)08-2309-06

Realization of Short Cut Nitrification Under the Limited Filamentous Sludge Bulking Condition

PENG Zhao-xu¹, PENG Yong-zhen^{1,2}, ZUO Jin-long¹, GUI Li-juan¹, WANG Shu-ying², LIU Yang³, YU Xia³

(1. School of Municipal and Environmental Engineering, Harbin Institute of Technology, Harbin 150090, China; 2. College of Environment and Energy Engineering, Beijing Institute of Technology, Beijing 100022, China; 3. China Water Holdings Pte. Ltd., Beijing 100022, China)

Abstract: In order to realize the combination of “low oxygen limited filamentous sludge bulking” and short cut nitrification, the startup method of short cut nitrification and the maintenance strategies of sludge settleability were investigated under limited filamentous sludge bulking condition by using sequencing batch reactor (SBR). The effects of environmental factors like water quality, pH, DO, temperature and operation methods like mixture flow pattern, aeration mode, influent pattern on sludge settleability were analyzed. The results show that, when pH is between 7.2 and 8.0 and temperature is between 20℃ and 25℃, short cut nitrification can be gradually realized through maintaining low DO and controlling the aeration time accurately. Nitrite accumulating ratio can increase from 28% to 80% after operating 160 cycles. Sludge settleability can be maintained effectively by changing the influent volume exchanging ratio (VER) assisted by aeration rate. The sludge volume index (SVI) can be maintained around 150 mL/g by adjusting the VER from 0.25 to 0.33 under limited sludge bulking. At the end of the aerobic phase, dissolved total nitrogen concentration increase slightly.

Key words: limited filamentous bulking; SBR; low DO; short cut nitrification; nitrite accumulating ratio

目前我国 90% 以上的污水处理厂都采用活性污泥法, 其结构简单、管理方便, 但饱受污泥膨胀问题困扰^[1]. 实际工程中发现, 由低溶解氧引发的丝状菌污泥膨胀, 若其程度控制得当, 不但不会影响处理效果而且还可节省大量曝气能耗. 笔者称其为低溶解氧丝状菌活性污泥微膨胀^[2], 目前关于微膨胀的研究尚处于起步阶段^[3,4]. 许多研究表明, 在低溶解氧条件下有利于实现短程硝化^[5], 其相比全程硝化可节约 25% 的曝气能耗. 由此可见, 若是能够在微膨胀状态下实现短程硝化, 那么其在节能的同时还可以利用污泥微膨胀的特性, 本试验就采用 SBR 反应器来研究两者耦合的可能性.

1 材料与方法

1.1 试验用水来源和水质

为了便于分析, 试验采用模拟生活污水, 以葡萄糖作为碳源; 投加 NH_4Cl 配制进水 NH_4^+-N 浓度; 投加 KH_2PO_4 配制进水磷酸盐浓度. 投加 NaHCO_3 补充进水碱度, 以满足硝化反应对碱度的要求; 投加 MgSO_4 和 CaCl_2 满足活性污泥微生物对 Mg^{2+} 和 Ca^{2+} 等离子子的要求, 每 L 水中加 0.5 mL 营养液^[6]. 模拟废水成分详见表 1.

1.2 试验装置和方法

反应器由有机玻璃制成, 上部为圆柱形, 下部为

收稿日期: 2008-10-31; 修订日期: 2009-02-02

基金项目: 国家自然科学基金项目 (50778005); 国家高技术研究发展计划 (863) 项目 (2006AA06Z319); 新加坡环境与水工业协会创新发展项目 (EDB S07/I-53974092)

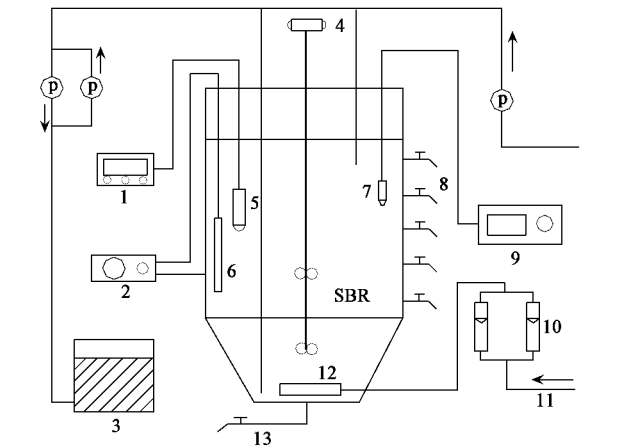
作者简介: 彭赵旭 (1983 ~), 男, 博士研究生, 主要研究方向为污水的生物处理和污泥膨胀的预防与控制, E-mail: pengzhaoxu1983@163.com

* 通讯联系人, E-mail: pyz@bjut.edu.cn

圆锥体, 高为 700 mm, 直径为 200 mm, 总有效容积为 12 L, 每周期结束后排水体积为 3 L. 在反应器壁的垂直方向设置一排间隔为 10 cm 的取样口, 用于取样和排水. 底部设有放空管, 用于放空和排泥. 以曝气砂头作为微孔曝气器, 由转子流量计调节曝气量. pH、DO、ORP 探头置于反应器内, 在线监测各个指标变化. 试验期间温度控制在 $(23 \pm 0.5)^\circ\text{C}$. 每周期由以下部分组成: 瞬时进水、好氧曝气 (1.75 ~ 2.5 h)、缺氧搅拌 (投加甲醇作为反硝化碳源, 0.25 ~ 0.5 h)、静止沉淀 (0.5 h)、滗水排放和闲置待机. 水力停留时间为 10 ~ 14 h. 试验采用前期培养成的处于微膨胀状态的污泥, 该污泥已经适应了低溶解氧运行条件, 具有良好的硝化活性, 但是处于全程硝化阶段. 靠每周期结束后排放泥水混合液来控制 MLSS 位于 2 000 ~ 2 500 mg/L, 污泥龄控制在 15 ~ 20 d.

表 1 试验模拟废水成分及元素组成

Table 1 Composition of synthetic wastewater and element in experiment			
配制药剂	投加量/ $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	水质参数	浓度/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$
葡萄糖	0.2 ~ 0.4	COD	217 ~ 436
NH_4Cl	0.17 ~ 0.3	NH_4^+-N	44 ~ 77
KH_2PO_4	0.013 ~ 0.03	$\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$	3 ~ 6.8
NaHCO_3	0.3 ~ 0.6	碱度	200 ~ 450
MgSO_4	0.08		
CaCl_2	0.04		



1. DO 测定仪; 2. pH 测定仪; 3. 贮水箱; 4. 转速调节器;
5. DO 探头; 6. pH 探头; 7. ORP 探头; 8. 取样头; 9. ORP 测定仪;
10. 转子流量计; 11. 进气管; 12. 曝气器; 13. 放空阀

图 1 试验装置

Fig. 1 Schematic diagram of experimental equipment

1.3 实验原理

SBR 的优点之一就是操作灵活, 在 SBR 中启动短程硝化的报道也有很多^[7-9], 研究表明控制温度在 30 ~ 35℃、DO 为 0.5 mg/L 左右、pH 7.4 ~ 8.3、游

离氨浓度 5 ~ 10 mg/L 最有利于 HNO_2 稳定积累^[10-14]. 考虑到工艺的实际应用性, 决定利用 DO 和曝气时间进行短程启动的手段. DO 对硝化菌比增值速率的影响可由式 (1) 表示.

$$\mu_{\text{硝化}} = \mu_A \frac{S_{\text{NH}}}{K_{A,\text{NH}} + S_{\text{NH}}} \times \frac{S_0}{K_{A,O} + S_0} \quad (1)$$

式中, $\mu_{\text{硝化}}$ 为硝化菌的比增值速率, 即单位生物量的增值速率, h^{-1} ; μ_A 为氨氧化菌最大比增值速率, h^{-1} ; $K_{A,\text{NH}}$ 为氨氮的饱和常数, 为当 $\mu_{\text{硝化}} = \mu_A/2$ 时的氨氮浓度, mg/L ; S_{NH} 为 SBR 硝化过程中不同时刻氨氮浓度, mg/L ; S_0 为 SBR 硝化过程中不同时刻溶解氧浓度, mg/L ; $K_{A,O}$ 为溶解氧饱和常数, mg/L .

硝化菌主要由亚硝酸盐菌和硝酸盐菌所组成, 两者的的氧饱和常数分别为 0.2 ~ 0.4 mg/L 和 1.2 ~ 1.5 mg/L^[15]. 从式 (1) 可以看出, 在氨氮浓度一定的前提下, 溶解氧越低亚硝酸盐菌在和硝酸盐菌的竞争中就越有优势. 按照这个特点, 通过长期控制系统在低溶解氧条件下运行, 并不断排泥筛选菌种, 就可以使亚硝酸盐菌逐渐积累起来, 最终实现短程硝化. 如果曝气过度, 亚硝酸盐就会向硝酸盐转化. 可利用曝气过程中 pH 曲线上的氨谷点和 DO 曲线上的突越点^[16]来控制曝气过程的结束. 由于本试验是在低溶解氧低负荷条件下运行, pH 变化有时并不明显, 但是 DO 一直处在较低的范围内, 突越的时候十分明显, 因此采用 DO 突越的方法来控制曝气过程的结束. 影响污泥膨胀的因素很多, 分析起来十分复杂. 在本试验配水水质稳定的情况下, 影响污泥沉降性的主要有 DO、温度和 pH 等环境因素以及有机负荷、反应器的混合液流态、曝气方法和进水方式等运行条件.

1.4 检测分析项目

COD、 NH_4^+-N 、 NO_2^--N 、 NO_3^--N 、 $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ 、SV、SVI、MLSS 和 MLVSS 等均采用国家标准方法测定^[17]; DO、pH、ORP 和温度用 WTW inoLab Oxi level2 实验室台式溶解氧仪在线检测.

2 结果与讨论

2.1 低氧微膨胀状态短程硝化的启动

污泥初始阶段亚硝酸盐积累率为 28% [亚硝酸盐积累率 = $\text{NO}_2^--\text{N}/(\text{NO}_2^--\text{N} + \text{NO}_3^--\text{N}) \times 100\%$], 采用上述制定的启动方案, 实际运行了 60 个周期左右亚硝酸盐积累率即上升到了 50%, 进入了短程硝化状态. 保持这种运行方法继续运行下去, 虽然有时因

为条件控制不当出现过亚硝化积累率波动情况,但是它的总体趋势仍是在持续上升,并且上升的速率基本保持稳定.在试验过程中发现,随着亚硝化积累率的逐渐提高,在曝气量一定的情况下曝气时间逐渐缩短,这不利于污泥微膨胀的维持.为了控制曝气时间变化不至于过大,就需要调低曝气量,这也就导致了平均 DO 的减少.在这个动态变化的过程中,硝化效果一直比较稳定,并没有因为平均 DO 的降低而出现恶化现象.在 100 周期以后,好氧阶段的平均 DO 位于 0.2~0.5 mg/L,这与亚硝化菌的氧饱和常数相似.以上情况的出现充分说明了亚硝化细菌在总的硝化细菌中所占的比例逐渐增多.经过了 160 个周期的培养,亚硝化积累率上升到接近 80%,这与 Blackburne 等^[7]的研究结果相似.看来合理控制好氧阶段的曝气时间确实可以实现稳定的短程硝化,而在曝气过程中控制低溶解氧可以加速短程的实现.图(2)为整个试验过程中亚硝酸盐积累率的增长变化曲线.

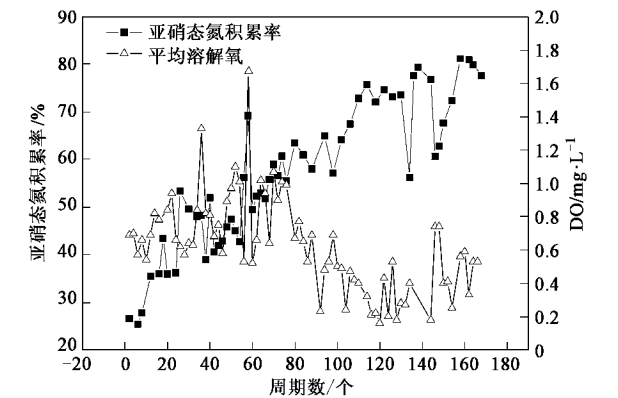


图 2 亚硝化积累率和平均溶解氧变化曲线

2.2 典型周期内在线参数的延程变化

本试验进水 COD 平均在 360 mg/L 左右,瞬时混合之后降到了 50 mg/L 左右,考虑到稀释作用进水结束后溶液中 COD 理论值应为 127.5 mg/L,这与实测值相差了近 3 倍.分析其原因如下:减少的 COD 一部分被污泥絮体表面吸附;另一部分可能被微生物吸收合成内碳源^[18].

好氧反应期间曝气量保持恒定.从图 3 可以看出,前 15 min DO 出现了小幅度的降低,这是由于闲置期时污泥活性受到一定程度的下降,反应初期处在恢复过程中,其对溶解氧的需求逐渐升高.随着反应的进行,氨氮逐渐被硝化掉,好氧速率降低,导致 DO 持续缓慢上升,从图 3 中还可以发现 DO 的上升

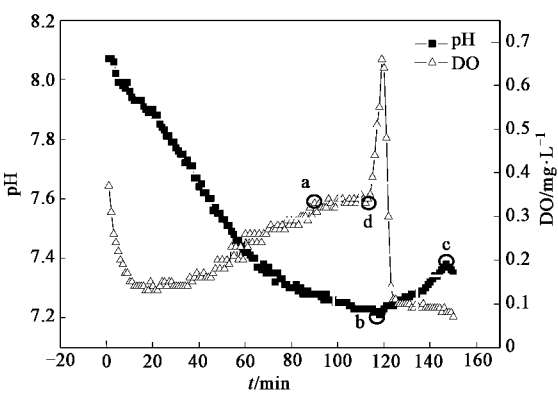


图 3 典型周期的 DO 和 pH 变化曲线

Fig.3 Variations of DO and pH in a representative cycle

速率基本保持恒定,这与氨氮的硝化速率恒定相对应,如图 4 所示.其中 DO 曲线的 a-d 段出现了一个短暂的平台,这说明好氧速率出现了升高,结合图 4 可以发现在好氧后期总氮浓度出现了反弹.分析造成该现象的原因如下,本试验测定的都是溶解态氮化合物的浓度($\text{NH}_4^+ - \text{N} + \text{NO}_x^- - \text{N}$),而系统长期在低 DO 条件下运行,细胞易发生水解释放出少量氨氮,这部分水解产生的氨氮会在反应中被硝化掉.在好氧阶段初期由于细胞中内碳源充足^[19],再加上 DO 较低,为硝态氮的反硝化提供了条件,因此发生了同步硝化反硝化(SND),总氮浓度持续降低.但是进入到好氧阶段后期时,由于内碳源浓度降低,大大削弱了 SND 作用,再加上细胞水解释放出了的氨氮,这部分氨氮进一步被硝化,由此造成了好氧阶段后期总氮浓度的小幅反弹.

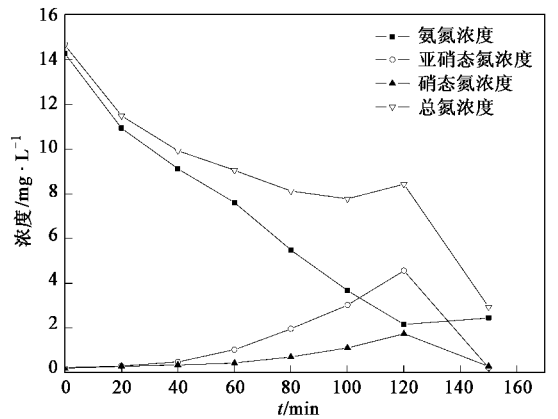


图 4 典型周期的含氮化合物浓度变化曲线

Fig.4 Concentration variations of nitrogen compounds in a representative cycle

DO 曲线好氧后期的平台和总氮浓度曲线好氧后期的升高都有很好的重现性.DO 曲线上 d 点预示

着硝化过程的结束,这时应立刻停止曝气,以防止亚硝酸盐向硝态氮转化.与此同时 pH 曲线上出现了反弹,如氨谷(b 点)所示.进入缺氧段后,DO 已经不能指示反应进程.靠 pH 曲线上的硝酸盐膝(c 点)控制缺氧过程的结束.

2.3 短程硝化启动过程中污泥微膨胀的维持

本试验的关键就是在实现短程硝化的基础上还要维持污泥微膨胀状态.影响污泥沉降性主要有环境因素和运行条件 2 个方面.

环境因素的影响:①水质.本试验碳源采用葡萄糖,氮磷等营养元素充足.传统人们认为溶解性的小分子碳源容易产生污泥膨胀,像乙酸钠、丙酸钠等.但是葡萄糖并不这样,因为大多数的丝状菌都没有储存利用葡萄糖的能力^[20].本试验在前期也发现过类似现象,可见本试验的水质并不利于膨胀.②溶解氧.污泥微膨胀的核心思想就是利用低溶解氧达到节能的目的^[21],因此本试验期间平均溶解氧一直较低.短程硝化启动阶段平均溶解氧在 0.6~1 mg/L,短程实现后更是降低至 0.2~0.6 mg/L,在如此低的溶解氧条件下十分有利于丝状菌的优势生长.③pH.本试验配水水质稳定在 7.5 左右,在反应进行中混合液 pH 会有着一定幅度的变化,如图 5 所示,基本处在 7.2~8.0 范围内,在这个范围内 pH 对丝状菌与絮状菌之间的竞争关系影响不大^[22].④温度.采用温控棒控制温度.设定温度为 23℃,反应期间上下波动不超过 0.5℃,如图 6 所示.一般来说,低温容易引起污泥膨胀.本试验的温度适中,沉降性不易恶化^[23].

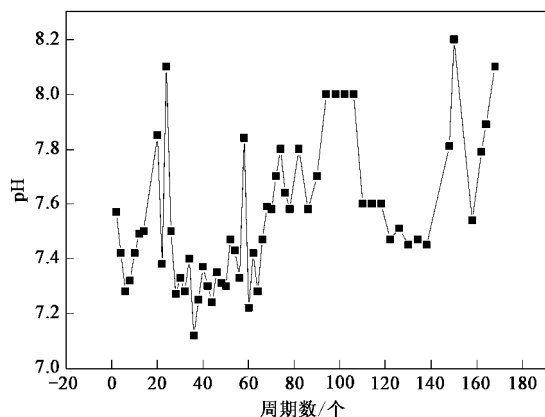


图 5 短程硝化期间平均 pH 变化曲线

Fig.5 Variations of average pH in short cut nitrification period

运行条件的影响:①反应器混合液流态.虽然 SBR 空间上属于完全混合式间歇式反应器(CMB),但其在时间上属于推流式(PF),污染物质浓度随着

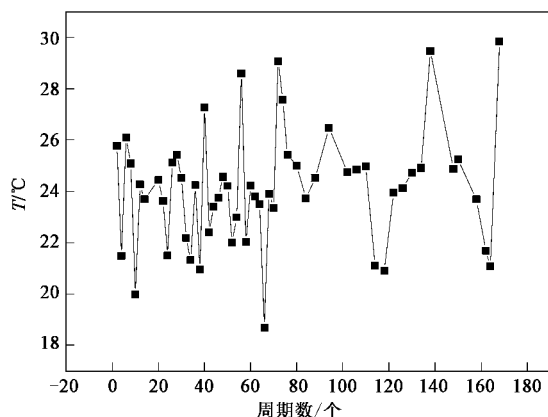


图 6 短程硝化期间平均温度变化曲线

Fig.6 Variations of average temperature in short cut nitrification period

时间的流逝而降低,产生的浓度梯度不利于丝状菌的生长,这也是 SBR 常被用作选择器的主要原因.相反,完全混合连续式反应器(CSTR)最容易产生污泥膨胀,本试验采用的是 SBR,不利于微膨胀的维持.②曝气方法.主要包括机械搅拌式、鼓风曝气式和两者并用等 3 种形式.机械搅拌式曝气池的水温受气温影响很大,冬季水温较低时易发生高粘性膨胀.本试验采用鼓风曝气式,且水温控制稳定,污泥沉降性不易恶化.③进水方式.主要分为连续进水和间歇进水 2 种. SBR 工艺通常采用间歇进水. Antonio 等^[24]认为好氧进水时间比对污泥沉降性影响巨大,沉降性可通过脉冲进水的方式得到改善.本试验采用瞬时进水,这有利于絮状菌发挥储存底物能力强的特点,不利于丝状菌的增值.④有机负荷.随着亚硝酸盐菌在总的硝化菌中所占比例的增高,污泥性状也在逐渐发生变化.这就造成当曝气量保持一定时,好氧反应时间会随着周期数的增加而逐渐减少,导致负荷随之增大,不利于微膨胀的维持.

由以上分析可见,在本实验条件下,微膨胀不易维持,沉降性有好转的发展趋势.在实际工程中,改变水质、pH 和温度的成本都很大,为实现短程硝化,DO 已经处于理想范围.反应器已经选为 SBR,运行方式为瞬时进水,鼓风曝气,看来可以尝试用改变负荷来维持污泥沉降性,这在实际中操作起来也比较可行^[25].改变负荷常用改变进水体积交换率(进水体积与反应器总有效容积之比),反应时间和污泥浓度等方法.考虑到操作的方便性,本试验主要采用的是改变 VER 的方法,间接辅以改变曝气量调整反应时间的方法.图 7 是采用以上方法控制后,短程硝化启动过程中的污泥沉降性变化曲线.初始 20 个周

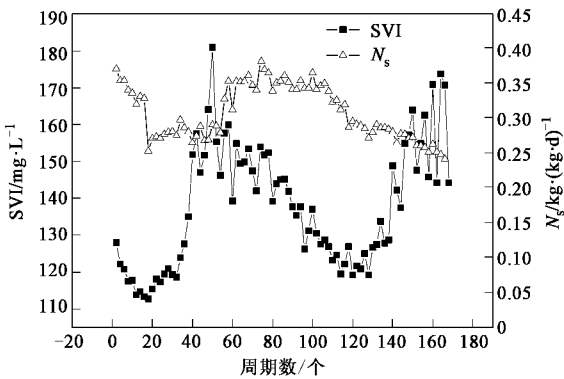


图 7 短程硝化期间有机负荷与 SVI 变化曲线
Fig.7 Variations of organic loading rate and SVI
in short cut nitrification period

期, VER 控制在 0.33, 负荷在 0.33 ~ 0.35 kg/(kg·d), 沉降性有好转的趋势, SVI 从 130 mL/g 缓慢降到 110 mL/g. 第 21 周期将 VER 改为 0.25, SVI 下滑立刻得到了遏制, 但是其反弹速度很慢. 这段时间虽然从表面上看不出沉降性有什么巨大变化, 但是在微观上, 丝状菌正在和絮状菌进行着种群优势的激烈竞争. 从第 35 周期开始, 沉降性突然急剧恶化, SVI 在 15 个周期内从 119 mL/g 升高到 182 mL/g. 之后果断的将 VER 调到 0.33, SVI 的上升趋势立刻被遏制, 以平均每周期 0.67 mL/g 的速度缓慢下降. 到第 120 周期时已降到 120 mL/g, 这时将好氧阶段的曝气量由 20 L/h 降到 17 L/h, 此举在延长了反应时间的同时降低了负荷, 又经过近 50 个周期的运行, SVI 上升到了 160 mL/g 附近, 维持在微膨胀水平上.

2.4 生物相的观察

在短程硝化启动和维持的过程中, SVI 一直保持在 150 mL/g 左右. 沉淀阶段的污泥紧密厚实, 不像沉降性能很好时的污泥那样致密细小, 也不像严重膨胀时的污泥那样疏松多孔. 活性污泥中丝状菌所占比例适中(见图 8), 能够在沉降时有效地网捕卷扫水中的微小悬浮物, 使沉后水非常清澈. 试验期间, 沉淀 2 h 后取上清液(体积为 1 L), 测得 SS 一般在 10 mg/L 以下. 出水水质并没有因低溶解氧条件而出现恶化, 镜检发现存在轮虫、累支虫等后生动物, 说明出水水质良好.

在低氧微膨胀短程硝化状态下的活性污泥中, 丝状菌数量并不是很多(见图 8), 从亚硝化积累率稳定在 80% 左右可以看出, 参与硝化过程的细菌中占主导地位的是氨氧化菌(AOB).

本试验是在处于丝状菌微膨胀的活性污泥基础上成功启动短程硝化从而实现两者结合的. 但是能

否在处于短程硝化的活性污泥基础上启动丝状菌微膨胀实现两者结合还不得而知, 需要进一步的深入研究.

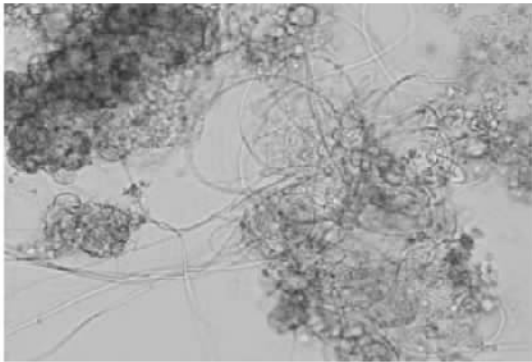


图 8 污泥微膨胀状态下的微生物相(×400)
Fig.8 Microbial morphology under limited filamentous sludge bulking

3 结论

- (1)在 SBR 中可以实现“低溶解氧丝状菌微膨胀”和短程硝化的结合.
- (2)通过维持低溶解氧和准确控制曝气时间的方法可以逐步实现短程硝化, 经过 160 个周期的培养, 亚硝酸盐积累率可达 80%.
- (3)在瞬时进水且只设好氧段的 SBR 中, 好氧阶段后期会出现溶解态总氮浓度的小幅反弹.
- (4)在启动和维持短程硝化期间, 通过改变进水体积交换率和曝气量的方法可有效维持活性污泥的沉降性.

参考文献:

[1] Martins A M P, Pagilla K, Heijnen J J, *et al.* Filamentous bulking sludge-a critical review [J]. *Water Research*, 2004, **38**: 793-817.

[2] 彭永臻, 郭建华, 王淑莹, 等. 低溶解氧污泥微膨胀节能理论与方法的发现、提出及理论基础[J]. *环境科学*, 2008, **29**(12): 3342-3347.

[3] 郭建华, 王淑莹, 彭永臻, 等. 低溶解氧污泥微膨胀节能方法在 A/O 中的试验验证[J]. *环境科学*, 2008, **29**(12): 3348-3352.

[4] 王淑莹, 白璐, 宋乾武, 等. 低氧丝状菌污泥微膨胀节能方法[J]. *北京工业大学学报*, 2006, **32**(12): 1082-1086.

[5] 彭永臻, 孙洪伟, 杨庆. 短程硝化的生化机理及其动力学[J]. *环境科学学报*, 2008, **28**(5): 817-824.

[6] Tsuneda S, Ohno T, Soejima K, *et al.* Simultaneous nitrogen and phosphorus removal using denitrifying phosphate-accumulating organisms in a sequencing batch reactor[J]. *Biochemical Engineering Journal*, 2006, **27**: 191-196.

[7] Blackburne R, Yuan Z G, Keller J. Demonstration of nitrogen removal via nitrite in a sequencing batch reactor treating domestic wastewater[J]. *Water Research*, 2008, **42**: 2166-2176.

[8] Yang Q, Peng Y Z, Liu X H, *et al.* Nitrogen removal via nitrite from

- municipal wastewater at low temperatures using real-time control to optimize nitrifying communities[J]. *Environ Sci Technol*, 2007, **41**: 8159-8164.
- [9] Dosta J, Gali A, Benabdallah T, *et al.* Operation and model description of a sequencing batch reactor treating reject water for biological nitrogen removal via nitrite[J]. *Bioresource Technology*, 2007, **98**: 2065-2075.
- [10] 高大文, 彭永臻, 王淑莹, 等. 不同方式实现短程硝化反硝化生物脱氮工艺的比较[J]. *中国环境科学*, 2004, **24**(5): 618-622.
- [11] 张小玲, 王志盈, 彭党聪, 等. 低溶解氧下活性污泥法的短程硝化研究[J]. *中国给水排水*, 2003, **19**(7): 1-4.
- [12] 高大文, 彭永臻, 王淑莹. 控制 pH 实现短程硝化反硝化生物脱氮技术[J]. *哈尔滨工业大学学报*, 2005, **37**(12): 1664-1666.
- [13] Bougard D, Beinet N, Cheneby D, *et al.* Nitrification of a High-strength Wastewater in an Inverse Turbulent Bed Reactor Effect of Temperature on Nitrite Accumulation [J]. *Process Biochemistry*, 2006, **41**(1): 106-113.
- [14] Chung J, Shin H, Park S, *et al.* Optimization of free ammonia concentration for nitrite accumulation in shortcut biological nitrogen removal process[J]. *Bioprocess Biosyst Eng*, 2006, **28**(4): 275-282.
- [15] Zou L P, Zhang L Q, Wang B Z, *et al.* Effect of DO on simultaneous nitrification and denitrification in MBR[J]. *China Wastewater*, 2001, **17**(6): 10-14.
- [16] Marsili-Libelli S. Control of SBR switching by fuzzy pattern recognition [J]. *Water Research*, 2006, **40**: 1095-1107.
- [17] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法[M]. (第四版). 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [18] Third K A, Gibbs B, Newland M, *et al.* Long-term aeration management for improved N-removal via SND in a sequencing batch reactor[J]. *Water Research*, 2005, **39**: 3523-3530.
- [19] Meyer R L, Zeng R J, Giugliano V, *et al.* Challenges for simultaneous nitrification, denitrification, and phosphorus removal in microbial aggregates: mass transfer limitation and nitrous oxide production[J]. *FEMS Microbiology Ecology*, 2005, **52**: 329-338.
- [20] Beccarl M, Majone M, Massaniso P, *et al.* A bulking sludge with high storage response selected under intermittent feeding [J]. *Water Research*, 1998, **32**(11): 3403-3413.
- [21] 马勇, 彭永臻, 陈伦强, 等. 实际生活污水短程/全程硝化反硝化处理中试研究[J]. *环境科学*, 2006, **27**(12): 2477-2482.
- [22] 丁峰, 彭永臻, 支霞辉, 等. SBR 法处理工业废水中 pH 值对污泥膨胀的影响[J]. *环境工程*, 2004, **22**(1): 29-32.
- [23] 白璐, 王淑莹, 宋乾武, 等. 不同温度低溶解氧条件下活性污泥法处理污水的效果研究[J]. *安全与环境工程*, 2006, **13**(4): 39-42.
- [24] Antonio M P, Martins, Joseph J, *et al.* Effect of feeding pattern and storage on the sludge settleability under aerobic conditions[J]. *Water Research*, 2003, **37**: 2555-2570.
- [25] Al-Mutairi N Z. Aerobic selectors in slaughterhouse activated sludge systems: A preliminary investigation [J]. *Bioresource Technology*, 2009, **100**: 50-58.