SBR 工艺短程硝化快速启动条件的优化

李凌云,彭永臻*,杨 庆,顾升波,李 论 (北京工业大学环境与能源工程学院,北京市水质科学与水环境恢复工程重点实验室,北京 100124)

摘要：以低 COD/TN 的实际生活污水为研究对象,采用 SBR 反应器,对短程硝化的启动条件进行了优化.结果表明,温度 30℃、溶解氧(DO) 2.0mg/L、污泥龄为 7d 时,系统在实时控制条件下运行 32 周期,可以成功启动短程硝化.在总氮(TN)去除率>95%的情况下,亚硝酸盐积累率(NO_2^--N /NO_x^--N)>90%,随后的 64d,温度恢复到常温(20~24℃),系统仍稳定运行.荧光原位杂交技术(FISH)检测表明,经过 32 个周期种群优化,污泥中氨氧化菌(AOB)的含量提高了 38.9%,亚硝酸盐氧化菌(NOB)的含量降低了 53.2%.在线动态控制 DO 浓度和曝气时间可以逐渐淘汰系统中的 NOB,从而获得稳定的短程硝化,提高系统脱氮效率.[0]

关键词：SBR；短程生物脱氮；快速启动与维持；实际生活污水；实时控制

中图分类号：X703.1 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2009)03-0312-06

Factors optimization of rapid start-up for partial nitrification in SBR process. LI Ling-yun, PENG Yong-zhen*, YANG Qing, GU Sheng-bo, LI Lun (Key Laboratory of Beijing for Water Quality Science and Water Environmental Recovery Engineering, College of Environmental and Energy Engineering, Beijing University of Technology,Beijing 100124, China). *China Environmental Science*, 2009,29(3)：312~317

Abstract： Factors of rapid start-up for partial nitrification were investigated in the sequencing batch reactor (SBR) treating real domestic wastewater with low COD/TN ratio. It was concluded that the optimal conditions consisted of temperature 30℃, dissolved oxygen (DO) 2.0mg/L and sludge retention time(SRT) 7 days. Partial nitrification to nitrite was achieved under real-time control in 32 cycles. The nitrite accumulation rate (NO_2^--N/NO_x^--N) was over 90% when the TN elimination efficiency was above 95%. In the subsequent 64 days, the system was also successfully operated at room temperature (20~24℃). Fluorescent in-situ hybridization (FISH) analysis showed that the population of ammonia oxidizing bacteria (AOB) increased by 38.9% while nitrite oxidizing bacteria(NOB) decreased by 53.2% after 32 cycles. NOB could be gradually washed out by the online control of DO and aerobic duration, so steady partial nitrification and nitrogen removal efficiency could be achieved and enhanced, respectively.

Key words：SBR；partial nitrification；rapid start-up and stabilization；domestic wastewater；real-time control

短程硝化反硝化生物脱氮工艺具有节省曝气能耗、缩短反应时间、节省反硝化碳源、减少污泥生成量、减少反应器有效容积和节约基建费用等优点[1-2],因此如何实现与维持稳定的短程硝化反硝化成为目前污水生物脱氮领域的研究热点. 以往的研究主要集中在某一因素(如高温、低 DO、较短泥龄等)对短程硝化性能的影响[3-5].在系统启动阶段,培养污泥达到较高的亚硝酸盐积累率往往需要很长的时间.曾薇等[6]在两段 SBR 工艺中控制温度在 30~32℃范围内,运行 30d 实现了短程硝化.吴昌永等[7]采用 SBR 工艺处理生活污水,温度为(28±0.5)℃,曝气量为 0.3m^3/h 时,通过实时控制,驯化 67d 使亚硝酸盐积累率稳定在 80 以上.而 Taichi 等[8]研究表明,在厌氧氨氧化工艺中,温度 25℃,DO 5.0mg/L,污泥龄(SRT) 13d 时,利用游离氨(FA)和游离亚硝酸(FNA)抑制硝化菌(NOB),实现短程硝化需要 120d.Ruiz 等[1]以高 NH_4^+-N 废水为研究对象,控制 DO 浓度为 5.5mg/L,实现短程硝化需要 175d.实现生物短程

收稿日期：2008-09-25

基金项目：“十一五”国家科技支撑计划重点项目(2006BAC19B03);北京市教委科技创新平台项目(PXM2008_014204_050843);北京市科技计划项目(D07050601500000)

* 责任作者, 教授, pyz@bjut.edu.cn

硝化反硝化的实质是硝化反应过程中氨氧化菌(AOB)相对于亚硝酸盐氧化菌优势增殖,使 AOB 成为 NOB 群中的优势种群.而综合各个有利于 AOB 生长的因素,在系统启动阶段如何快速实现短程硝化的研究未见报道.

本研究旨在提出一种快速实现短程硝化反硝化的方法,探讨温度、DO 和 pH 值的合适控制范围.

1　材料与方法

1.1　装置与材料

本研究采用的 SBR 反应器,由有机玻璃制成,如图 1 所示.上部为圆柱形,底部呈圆锥体,高 500mm,直径 20cm,有效容积 14L.在反应器壁上的垂直方向设置一排间距 10cm 的取样口,用以取样和排水;底部设有排泥管;以黏砂块作为微孔曝气器,采用鼓风曝气,转子流量计调节曝气量;由温度控制仪控制反应器内温度,温度传感器在线监测反应器内水温的变化;Multi340i 型便携式多功能 pH 值、DO 测定仪在线测定反应过程中的 pH 值和 DO 浓度.

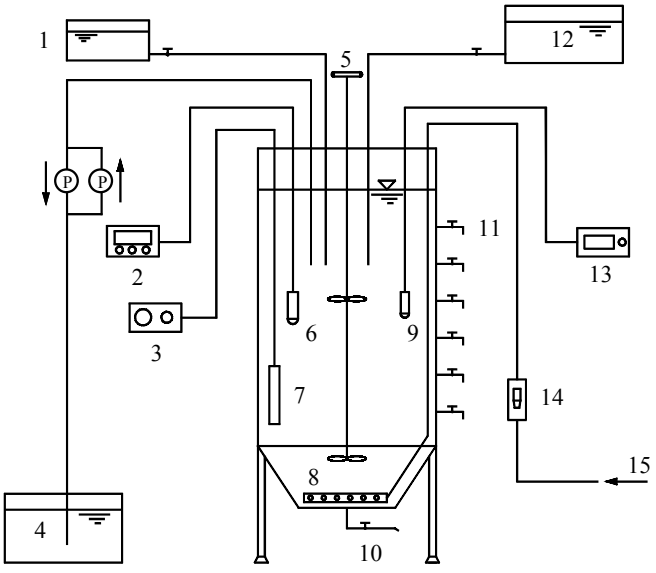


图 1　SBR 试验系统与控制设备示意

Fig.1　The schematic diagram of experimental system and control equipments in SBR process

1.药液存放罐; 2.pH 值测定仪; 3.温度控制仪; 4.污泥储存箱; 5.搅拌器; 6.pH 值传感器; 7.温度传感器; 8.曝气器; 9.DO 传感器; 10.排泥管;11.取样口; 12.废水储存箱; 13.DO 测定仪; 14.转子流量计; 15.压缩空气

1.2　试验用水水质

试验用水为北京工业大学家属区生活污水.原水 COD 为 127.8~279.7mg/L,NH_4^+−N 浓度为 44~65mg/L,BOD_5 为 105~150mg/L,NO_3^-−N 浓度为 0.04~0.42mg/L,NO_2^-−N 浓度为 0.06~0.15mg/L,pH 值为 7.80~8.07.

1.3　分析方法

COD、NH_4^+−N、NO_3^-−N、NO_2^-−N、总碱度、MLSS 等指标均采用国家规定的标准方法测定[9];TN 采用 multiN/C3000 分析仪测定,水样经离心后测定.DO 采用 WTW−level2 型溶解氧在线仪测定,pH 值采用 WTW−pH/Oxi340i 型在线测定仪测定.按照 Amann 的操作方法进行荧光原位杂交技术(FISH)分析[10].

2　结果与讨论

对于刚刚启动的生物脱氮反应系统,如何在短时间内实现短程硝化并能长期稳定运行,引人关注[3-8,10-11].给予 AOB 适宜的生长环境并结合过程控制来解决这个问题是一种新思路.在应用过程中,如何快速启动并维持较高的亚硝酸盐积累率是问题的关键,而 NO_2^- 的积累受温度、pH 值、DO、泥龄、抑制剂和过程控制等因素的影响[12].

2.1　温度对启动短程硝化的影响

生物硝化反应在 4~45℃内均可进行,AOB 与 NOB 生长的最适宜温度并不相同[13-16].Hellinga 等[13]认为,实现与维持短程硝化的最佳温度为 30~35℃.而 Balmelle[14]与 Yoo 等[15]的研究表明,实现亚硝酸型硝化的最佳温度为 22~27℃,至少不能低于 15℃.Yang 等[16]应用 SBR 中试系统通过对硝化反硝化过程进行实时控制,温度在 11.18~25℃范围内均达到稳定的短程脱氮效果,平均亚硝化率在 95%以上.

但是多数研究者认为在高温(30~35℃)时维持短程硝化效果较好.在反应过程中控制较高的温度,使 AOB 与 NOB 竞争生长,最终成为污泥中的优势菌种,实现短程硝化.权衡试验的实际情况与能耗,本研究试验温度控制在 30℃.

2.2　DO 浓度对启动短程硝化的影响

Wiesmann[17]的研究表明,AOB 与 NOB 氧饱

和常数分别为 0.3,1.1mg/L,即 AOB 对 O_2 的亲和能力比 NOB 要强的多,当 DO 浓度为 0.3~1.1mg/L 时,AOB 的比增长速率比 NOB 大,增殖的快.Tokutomi[18]研究发现,当硝化菌群在 DO 1mg/L 的条件下,AOB 的比生长速率是 NOB 的 2.6 倍.低 DO 抑制了 NOB 的生长,出现了亚硝酸盐的积累.但是 DO 浓度较低时,反应周期相对较长,氨氮转化为 NO_2^- 速率相对较小.

本试验通过调节曝气量,研究了 DO 在 0.5, 1.5,1.8,2.0,2.5mg/L 时的比氨氧化速率的变化.由图 2 可见,当 DO 为 0.5mg/L 时,AOB 的比氨氧化速率为 0.013d^{-1},随着 DO 值升高到 1.5, 1.8mg/L,比氨氧化速率也上升到0.06,0.08d^{-1},分别是前者的4.6和6倍.继续升高 DO 浓度,当 DO 为 2.0mg/L 时,比氨氧化速率基本保持稳定不变,且不再增大,此时污泥中的 AOB 以最大速率氧化氨氮.而当 DO 为 2.5mg/L 时,比氨氧化速率并没有增大,说明硝化过程中并非 DO 浓度越高越好.

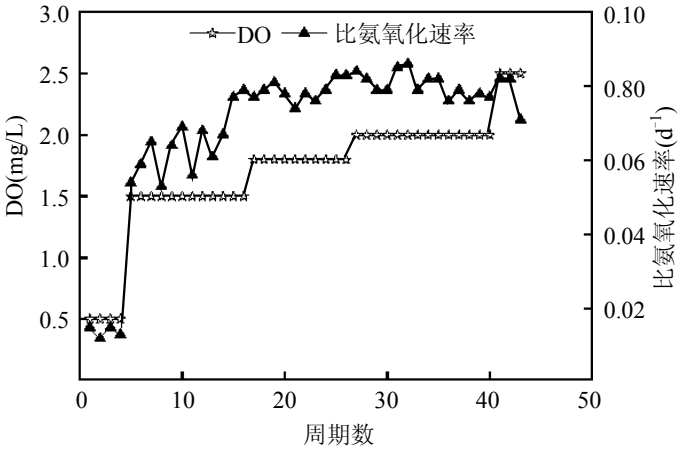


图 2 比氨氧化速率随 DO 的变化曲线

Fig.2 Variation of specific ammonia oxidizing rate with DO concentration

通过调节曝气量,控制较低的 DO,在反应系统中会出现局部的充氧不足,形成微观的缺氧小区,为同步硝化反硝化创造了条件,减少了 NO_2^- 积累,利于氨氧化反应的顺利进行.同时,在进水之后的厌氧状态,污泥快速吸收有机物储存在细胞内能进一步为同步硝化反硝化提供碳源,该作用的结果是减少系统中产生的 NO_2^--N,即亚硝酸氧化菌的底物,可以起到减少亚硝酸氧化细菌生长机会的作用.图 3 为曝气过程中 TN 去除率曲线.

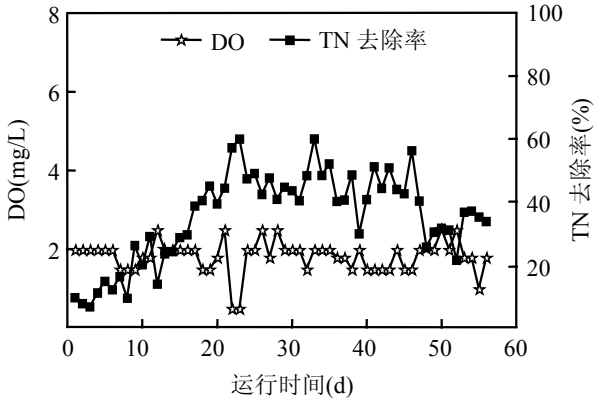


图 3 曝气过程中 DO 与 TN 去除率随时间的变化

Fig.3 Variation of DO and TN loss with time

由图 3 可以看出,曝气过程中都会有不同程度的 TN 去除,有的反应周期曝气过程中 TN 去除率达到 60%.

而本研究的目的是考察当 DO>1.1mg/L 时,能否缩短实现短程硝化的时间.同时本着降低能耗的目的,DO 浓度不能过高,因此在本试验条件中控制 DO 浓度为 2.0mg/L.

2.3 pH 值对启动短程硝化的影响

pH 值对亚硝化反应的影响有两方面,一方面是 AOB 生长要求有合适的 pH 值环境,另一方面是 pH 值对 FA 浓度有很大影响,从而影响 AOB 的活性.Balmelle 等[14]认为,适合于 AOB 生长的最佳 pH 值约为 8.5,其生长和活性则随 pH 值的减小而降低,如果 pH 值降到 6 以下,可能对硝化细菌造成直接的伤害[19].Hellinga 等[13]在研究 SHARON 工艺时,将反应器的 pH 值选择为 7~8.本试验用水 pH 值在 7.80~8.07 之间,故反应过程中未控制 pH 值.

2.4 污泥龄对启动短程硝化的影响

AOB 的世代时间比 NOB 的短,在悬浮处理系统中若污泥龄介于 AOB 和 NOB 的最小污泥停留时间之间时,系统中 NOB 会逐渐被“淘洗”掉,使 AOB 成为系统中的优势种群,硝化产物以 HNO_2 为主.SHARON 工艺[20]多采用无污泥回流的 CSTR 反应器,目的就是可以方便地控制反应器的污泥龄,因为无污泥回流的 CSTR 反应器的水力停留时间(HRT)与污泥停留时间即污泥龄

是相等的,控制反应器的 HRT 等于控制了反应器的污泥龄.

因此通过排泥,控制系统恰当的污泥平均停留时间是实现短程硝化的关键步骤.本研究中控制系统 SRT 为 7d,可以使 NOB 还没有来得及充分增殖就被排出系统,从而使 AOB 在整个硝化菌群中的比例不断提高.

2.5　过程控制对启动短程硝化的影响

杨庆等[20]应用实时在线控制的分段进水交替缺氧/好氧运行模式,在达到相同深度脱氮效果的前提下,相对于传统运行方式的反应时间显著缩短,并且各好氧反应段的亚硝化率均在 95%以上.该结果表明,精准的在线实时过程控制与交替缺氧/好氧的运行方式,是实现短程生物脱氮及稳定运行的主要因素.

由图 4 可见,从曝气开始就不间断检测系统 pH 值的变化,首先异养菌降解污水中的 COD、pH 值不断上升,第 18min 时 COD 达到难降解阶段时,pH 值曲线上出现峰值.之后,AOB 以 NH_4^+–N 为底物,氧化氨氮生成 NO_2^-,硝化过程中产生 H^+,pH 值不断下降,当反应进行到 311min 时,pH 值几乎不再变化,此时 NH_4^+–N 已转化完毕,NO_2^-达到最大值,说明“氨谷”已出现,此时应立即停止曝气.若继续曝气,pH 值会小幅上升,NOB 以 HNO_2 为底物迅速增殖,这是应尽量避免的.之后加入足量的碳源(如乙醇),搅拌,保证反硝化完全.

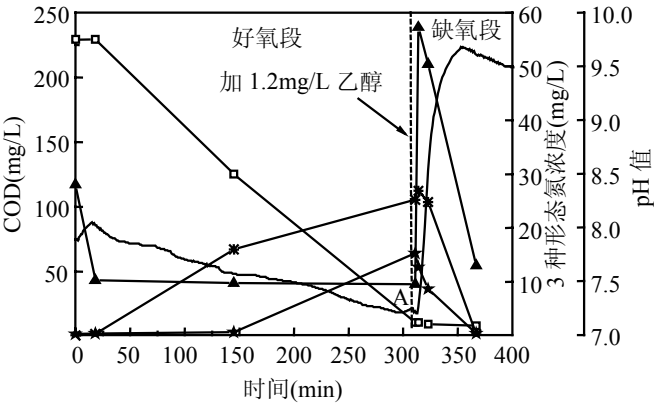
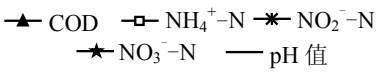


图 4　1 个周期中 pH 值、COD 和 3 种形态氮浓度的变化

Fig.4　The variations of pH value, COD, ammonia, nitrite and nitrate via time in one cycle



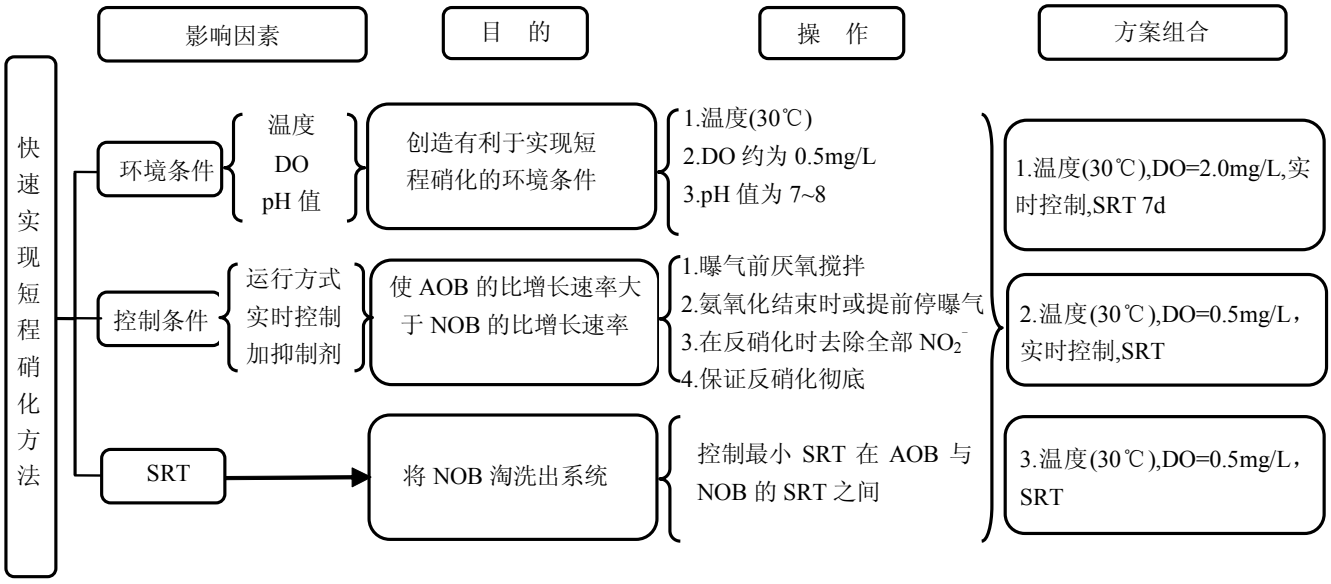


图 5　方案优化

Fig.5　Explanation of operational optimization

2.6　优化方案的提出

本研究中制定优化方案时主要考虑了温度、DO、实时控制和污泥龄对快速启动短程硝化的影响.方案优化说明如图 5 所示.其中,在方案 2 中,DO 为 0.5mg/L,DO 浓度成为限制性因素,虽然 AOB 的增殖速率相对较快,但是从反应效率看,

相对于 DO 浓度 2.0mg/L 左右时,比氨氧化速率下降了 4.6~6 倍,不利于快速实现短程硝化.而方案 3,除了比氨氧化速率低外,没有实时控制反应进程,曝气时间固定,极易造成过量曝气,不利于亚硝酸盐积累,实现短程硝化需要更长的时间.

通过理论分析与试验对比利于 AOB 生长的各个条件,提出快速启动短程硝化的方法为方案 1:系统温度控制在 30℃,在 SBR 反应器进水完毕后,厌氧搅拌 10~20min 后,接着曝气,AOB 比 NOB 先恢复活性而优先增殖,同时在线检测系统的 pH 值和 DO 浓度,不断调节曝气量使 DO 维持在 1.8~2.2mg/L 之间,当 pH 值下降到一定程度不再变化或出现小幅上升时,即 pH 值曲线的一阶导数趋于零或由负变正,表明“氨谷”出现,立即停止曝气.接着加足量的碳源,在反硝化段全部去除 NO_2^-,保证下一个周期曝气开始时 NOB 不会利用上周期剩余的 NO_2^-增殖.曝气结束时,排出一定量的污泥,将 SRT 控制在 7d 左右.

2.7 32 周期快速实现短程硝化

根据上述方案(图 5),进行 3 个月的试验,以低 COD/TN 实际生活污水驯化培养 AOB,系统在实时控制条件下运行了 32 周期,成功地启动了短程硝化.

在 TN 去除率为 95%以上时,亚硝酸盐积累率>90%,之后 64d,温度恢复到常温(20~24℃)条件下系统仍能稳定运行,说明短程硝化具有较强的稳定性.图 6 通过亚硝酸盐积累率和 TN 去除率说明了 AOB 增殖的过程.由图 6 可见,4 月 25 日亚硝酸盐积累率降低是因为过量曝气,之后准确观察反应过程中 pH 值和 DO 的变化,调节曝气量,亚硝酸盐积累率又不断升高并稳定在 90%以上,说明 AOB 已成为硝化菌群的优势菌群,NOB 大部分被淘洗出系统.在实时控制条件下,短程硝化能够维持稳定.5 月 21 日前后和 6 月 10 日 TN 去除率低于 60%,是因为提前停止曝气,氨氮有剩余.提前停止曝气的优点:在“氨谷”出现前 AOB 充分地利用底物增殖,NOB 不会有太多的增殖时间,这种运行方式使得新增殖的 AOB 在污泥中所占比率大于原污泥中 AOB 所占的比率,如此运行,AOB 在整个硝化菌群中的比例不断提高,而通过控制适当的污泥龄,每个周期排出一定量污泥,达到逐步淘汰 NOB 的目的.

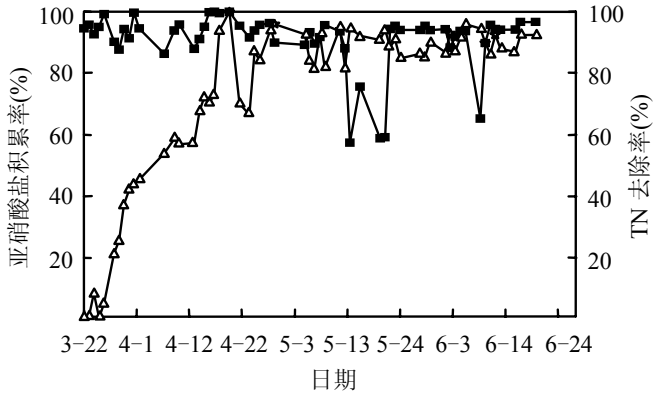


图 6 亚硝酸盐积累率与 TN 去除率随时间的变化

Fig 6 Variation of NO_2^-/NO_x^- and TN removal efficiency via time

在后期短程硝化稳定运行阶段,应用实时控制策略,在氨氮刚好氧化完成时或之前停止曝气,亚硝酸盐累积率一直保持 90%以上.

在系统快速启动过程中还借助 FISH 技术直观地说明了硝化细菌的种群变化(图略).从反应器启动的第一个周期开始,在曝气结束时取样进行荧光原位杂交检测,之后每隔 10 个周期取样固定一次.检测所用的探针为 EUBmix、NSO1225 和 NIT3 探针,其中 EUBmix 由 EUB338:EUB338Ⅱ:EUB338Ⅲ=1:1:1 混合组成.第一个周期曝气结束时,取泥样固定,FISH 定量分析表明,NOB 在系统中大量存在,统计获得 AOB 与 NOB 分别约占系统所有活性细菌的 1.9%和 2.8%.经过 32 个周期种群优化,污泥中 AOB 的含量提高了 38.9%,NOB 的含量降低了 53.2%,说明富集 AOB 的时间较短,完全淘汰 NOB 需要时间较长,到目前为止,亚硝化率一直保持在 90%以上.

3 结论

3.1 在本研究中,以低 COD/TN 的生活污水为处理对象,快速启动短程硝化的条件为:温度 30℃,DO 浓度 2.0mg/L,SRT 7d,通过实时控制系统运行 32 周期,实现了稳定的短程硝化,亚硝酸盐积累率达到 90%以上,且恢复到常温后,系统仍

能稳定运行.

3.2　精准的实时控制是短程生物脱氮实现及稳定的主要因素之一,其作用是准确把握“氨谷”出现的时刻,及时停止曝气,保证 AOB 充分增殖,而不给 NOB 过多的生长时间.

3.3　FISH 检测表明,通过曝气结束时不断排泥可实现 NOB 的逐渐淘汰,使 AOB 成为硝化反应过程的优势菌群.

参考文献：

[1] Ruiz G, Jeison D, Chamy R. Nitrification with high nitrite accumulation for the treatment of wastewater with high ammonia concentration [J]. Wat. Res., 2003,37(6):1371−1377.

[2] 宋学起,王淑莹,彭永臻,等.以氯化钠和时间控制实现亚硝酸型硝化反硝化 [J]. 高技术通讯, 2004(1):95−99.

[3] Pollice A, Tandoi V, Lestingi C. Influence of aeration and sludge retention time on ammonium oxidation to nitrite and nitrate [J]. Wat. Res., 2002,36(10):2541−2546.

[4] Kim J H, Guo X J, Park H S. Comparison study of the effects of temperature and free ammonia concentration on nitrification and nitrite accumulation [J]. Process Biochemistry, 2008,43(2): 154−160.

[5] Wang J L, Yang N. Partial nitrification under limited dissolved oxygen conditions [J]. Process Biochemistry, 2004,39(10): 1223−1229.

[6] 曾　薇,彭永臻,王淑莹,等.两段 SBR 去除有机物及短程硝化反硝化 [J]. 环境科学, 2002,23(2):50−54.

[7] 吴昌永,陈志强,彭永臻.实时控制下短程生物脱氮的实现及其稳定性研究 [J]. 中国给水排水, 2006,22(19):39−43.

[8] Taichi Y, Keita T, Toichiro K, et al. Long-term stability of partial nitritation of swine wastewater digester liquor and its subsequent treatment by Anammox [J]. Bioresource Technology, 2008,99: 6419−6425.

[9] 国家环境保护局《水和废水监测分析方法》编委会.水和废水监测分析方法 [M]. 4 版.北京:中国环境科学出版社, 2002.

[10] Amann R I. In situ identification of micro-organisms by whole cell hybridization with rRNA-targeted nucleic acid probes [M]// Molecular microbial ecology manual. Netherland: Kluwer Academic Publishers, 1995:1−15.

[11] Wang S Y, Gao D W, Peng Y Z, et al. Nitrification- denitrification via nitrite for nitrogen removal from high nitrogen soybean wastewater with on-line fuzzy control [J]. Wat. Sci. Technol., 2004,49(5/6):121−127.

[12] Bae W, Baek S, Chung J, et al. Optimal operational factors for nitrite accumulation in batch reactors [J]. Biodegradation, 2001,12(5):359−366.

[13] Hellinga C, Schellen A A, Mulder J W, et al. The sharon process: An innovative method for nitrogen removal from ammonium-rich wastewater [J]. Wat. Sci. Technol., 1998,37(9):135−142.

[14] Balmelle B. Study of factors controlling nitrite build-up in biological processes of water nitrification [J]. Wat. Sci. Technol., 1992,26(5/6):1017−1025.

[15] Yoo H, Ahn K-H, Lee H-J, et al. Nitrogen removal from synthetic wastewater by simultaneous nitrification and denitrification via nitrite in an intermittently-aerated reactor [J]. Wat. Res., 1999,33(1):145−154.

[16] Yang Q, Peng Y Z, Liu X H, et al. Nitrogen removal via nitrite form municipal wastewater at low temperatures using real-time control to optimize nitrifying communities [J]. Environ. Sci. Technol., 2007,41(23):8159−8164.

[17] Wiesmann U. Biological nitrogen removal from wastewater [J]. Advances in Biochemistry and Engineering/Biotechnology, 1994, 51:113–154.

[18] Tokutomi T. Operation of a nitrite-type airlift reactor at low DO concentration [J]. Wat. Sci. Technol., 2004,49(5/6):81−88.

[19] Alleman J, Schmidt I, Stuven R, et al. Elevated nitrite occurrence in biological wastewater treatment systems [J]. Wat. Sci. Technol., 1984,17(3):409−416.

[20] 杨　庆,王淑莹,杨岸明,等.城市污水 SBR 法短程生物脱氮的中试研究 [J]. 中国环境科学, 2007,27(2):150−154.

作者简介：李凌云(1980−),男,山东潍坊人,北京工业大学环境与能源工程学院博士研究生,主要从事生物脱氮除磷污泥种群优化与控制方面的研究.发表论文 6 篇.