

应用在线控制优化污泥种群强化 A/O 工艺短程硝化

马勇, 彭永臻*, 吴学蕾, 曾薇

(北京工业大学北京市水质科学与水环境恢复工程重点实验室, 北京 100022)

摘要:应用 A/O 中试试验装置处理实际生活污水, 研究了在线过程控制对微生物种群活性和结构的影响, 分子生物学 FISH 检测表明, 污泥种群的优化是可能的也是有效的, 基于 DO、pH 传感器在线信息动态控制 DO 浓度和曝气量可以实现系统中亚硝酸盐氧化菌(NOB)的淘洗, 从而获得稳定的短程硝化反应. 应用过程控制不但可实现污泥种群优化, 提高系统脱氮效率, 而且可最大程度的节约运行费用.

关键词:污泥种群优化; 在线过程控制; 短程硝化; A/O 工艺; FISH

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2007)05-1044-06

Sludge Population Optimisation in Biological Wastewater Treatment Systems Through On-line Control

MA Yong, PENG Yong-zhen, WU Xue-lei, ZENG Wei

(Key Laboratory of Beijing for Water Quality Science and Water Environmental Recovery Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100022, China)

Abstract The structure and function of activated sludge community were studied in an A/O pilot-scale plant treating actual domestic wastewater. FISH results show the feasibility and effectiveness of sludge population optimisation. A/O process short-cut nitrification with process control of DO and aeration based on DO and pH on-line sensors can be achieved, and gradually eliminated nitrite oxidising bacteria, and therefore achieved nitrogen removal via the nitrite pathway. It can be realized sludge population optimisation, improving nitrogen removal and saving operational cost at the best with on-line process control.

Key words: sludge population optimization; on-line control; short-cut nitrification; A/O process; FISH

活性污泥是有大量微生物种群组成的复杂体系, 微生物的种群结构及其功能是由污水水质以及一些外界因素——物理或化学特性决定的. 外界因素可通过工艺运行(如过程控制)或设计一定程度上改变^[1], 但进水一般很难改变. 近年来有大量的文献报道污水生物处理系统的控制和优化问题, 从单环路控制器(对工艺单元进行控制)到整个污水处理厂的综合控制系统(对整个污水厂进行优化)^[1~3]. 所有控制系统的设计原则是以出水污染物(BOD、氮和磷)浓度满足排放标准的情况下, 尽可能节省运行费用, 检测变量通常是化学变量(氨氮、硝酸氮、正磷酸盐和 DO 浓度)或物理变量(例如污水流量). 尽管生物变量如 NADH(还原型二磷酸吡啶核苷酸)有时也作为检测或控制变量^[4], 但并未明确地考虑控制作用对微生物种群和微生物特性的影响, 虽然控制系统可以在短期内实现工艺的优化运行, 但如果微生物种群或污泥特性受到不利影响, 将长期恶化污水处理厂的性能, 在短期内很难恢复, 造成污水处理厂的崩溃.

大量事实表明, 活性污泥微生物特性以及微生物种群受系统运行的影响^[5,6], 所以, 在污水处理系

统的设计和运行方面应考虑活性污泥种群优化的问题, 控制系统不仅在短期内实现优化, 更重要的是优化活性污泥的微生物特性, 从而使系统一直处于最优性能状态. 生物脱氮工艺硝化过程氨氮转化成硝酸盐是由 2 类独立的细菌完成的 2 个不同反应, 首先由氨氮氧化菌(AOB)将氨氮转化为亚硝酸盐(NO_2^-), 然后由亚硝酸氮氧化菌(NOB)将亚硝酸盐转化为硝酸盐(NO_3^-). 传统生物脱氮过程中硝化作用的最终产物是硝酸盐, 反硝化作用以 NO_3^- 为电子受体. 而短程硝化反硝化反应以 NO_2^- 为电子受体, 因此, 在硝化阶段可以节约 25% 的耗氧量, 在反硝化阶段可减少 40% 的 COD 消耗量, 可以降低反应器体积 30% ~ 40%, 也可以降低污泥产量^[7]. 短程生物脱氮工艺尤其适用于低碳氮比、高氨氮、高 pH 值的废水处理, 实现短程硝化与反硝化的关键在于抑制

收稿日期: 2006-05-31; 修订日期: 2006-08-01

基金项目:北京市科委国际合作项目; 高等学校博士学科点专项科研基金项目(20060005002); 北京市属市管高等学校人才强教“创新团队”项目

作者简介:马勇(1976~), 男, 博士, 讲师, 主要研究方向为污水生物处理及其过程控制, E-mail: mayong@bjut.edu.cn

* 通讯联系人, E-mail: pyz@bjut.edu.cn

NOB 的增长或淘洗 NOB^[8]. 本实验基于污泥优化思想,详细研究在线过程控制是否可以实现污泥种群优化,是否选择性增殖 AOB 而淘洗或抑制 NOB,从而实现稳定的短程硝化反应.

1 活性污泥种群优化方法

污泥种群优化方法可以通过硝化反应过程的曝气量控制来说明,生物脱氮污水处理厂的曝气一般有硝化反应的需氧量决定:

$$\text{NH}_4^+ + \text{O}_2 \xrightarrow{X_A} \text{NO}_3^- + \text{H}_2\text{O} + 2\text{H}^+$$

氨氮容积去除速率可以表示为:

$$r_{\text{NH}} = (\mu_{\text{A,max}} X_{\text{A}}/Y_{\text{A}}) [S_{\text{NH}}/(K_{\text{NH}} + S_{\text{NH}})] [S_0/(K_0 + S_0)] \quad (1)$$

式中, S_{NH} 和 S_0 分别表示氨氮浓度和溶解氧浓度; K_{NH} 和 K_0 分别表示氨氮和 DO 饱和系数; $\mu_{\text{A,max}}$ 和 Y_{A} 分别表示硝化菌的最大比增长速率和产率系数; X_{A} 为硝化菌污泥浓度,可以根据下式计算:

$$X_{\text{A}} = Y_{\text{A}} L_{\text{N}}/b_{\text{A}} + 1/\theta_{\text{X}} \quad (2)$$

式中, b_{A} 代表硝化菌的衰减系数, θ_{X} 代表污泥停留时间, L_{N} 代表式(1) r_{NH} 的平均值.

传统的曝气控制是通过控制如下目标函数为最小值实现的:

$$\int_l^{l+T} [-w_r r_{\text{NH}}(\tau) + w_c c_{\text{MV}}(\tau)] d\tau \quad (3)$$

式中, c_{MV} 是曝气能耗费用, w_r 和 w_c 分别是底物去除和运行能耗的权重系数, t 和 $t + T$ 分别代表积分时间. 所以传统的优化是通过优化基质浓度 S_{NH} 和 S_0 实现的(同时假设动力学参数 $\mu_{\text{A,max}}$, Y_{A} , b_{A} , K_{NH} 和 K_0 不受控制的影响,但实际上是不可能的,

例如 b_{A} 受电子受体类型的影响很大^[9,10]).

通常系统运行对微生物性能的影响不会立即显示出来,需要几个污泥龄时间才会表现出来,这些特定运行策略包括:应用生物选择器或其他选择能力,以在污泥内逐渐富集某种菌群而淘汰其他菌群,基于不同的微生物具有不同的生长速率(比生长速率、饱和和常数)以及其它特性(如抗冲击负荷能力);在微生物种群结构不变的情况下,改变微生物单个种群的生理特性,从而微生物特性(活性)发生变化. 污泥种群优化的主要目的是通过优化微生物种群结构和功能来实现系统性能的优化. 可以通过优化活性污泥以下特性实现系统性能的优化:①污泥动力学;②污泥产率;③稳定性;④沉淀性.

2 材料与方法

2.1 中试试验模型

反应器由聚氯乙烯塑料制作(图 1), 体积为 300 L, 分为 8 个格室(每个格室体积相等), 除试验后期反应器前 3 个格室缺氧运行, 后 5 个格室好氧运行外. 大部分时间内反应器前 2 个格室缺氧运行, 后 6 个格室好氧运行. 本中试模型, 二沉池采用竖流式, 体积为 100 L. 试验进水、回流污泥和硝化液回流采用蠕动泵控制, 温度控制在 20 ~ 23℃, 反应器内污泥浓度控制在 3 500 mg/L, SRT 维持在 15 d 左右, 内循环回流比为 2, 污泥回流比为 0.5, 进水流量为 34 L/h, 通过调节鼓风机阀门开启度控制好氧区 DO, 每个格室中放置 ORP、DO 和 pH 在线仪.

2.2 试验用水

采用北京工业大学家属区化粪池的生活污水, 进水水质指标如表 1 所示, 进水 COD 平均浓度为

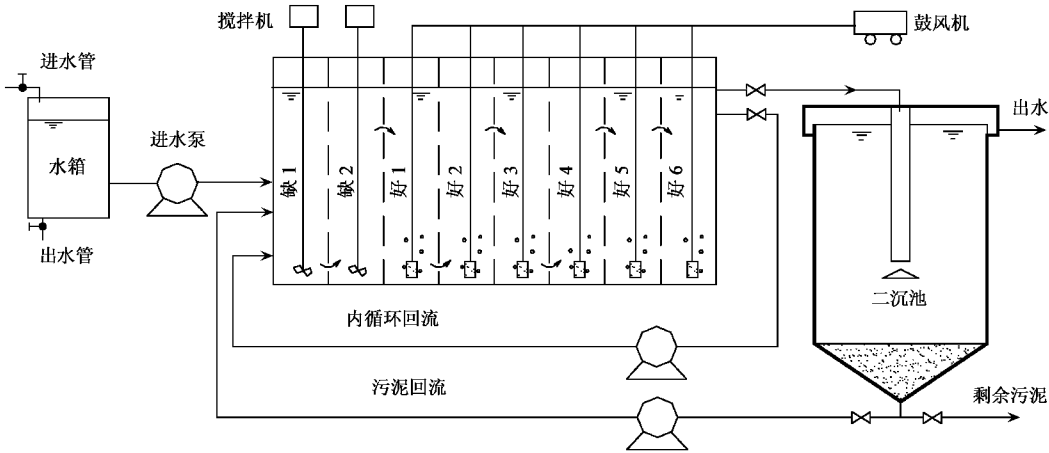


图 1 A/O 中试工艺试验模型

Fig.1 Schematic diagram of A/O pilot-scale plant

表 1 试验进水水质
Table 1 Influent characteristics

项目	pH	COD /mg•L ⁻¹	TN /mg•L ⁻¹	NH ₄ ⁺ -N /mg•L ⁻¹	NO ₂ ⁻ -N /mg•L ⁻¹	NO ₃ ⁻ -N /mg•L ⁻¹	温度 /℃	碱度 /mg•L ⁻¹
范围	7.15~7.7	163.2~389.7	68.5~110.2	65.4~105.7	0.05~0.25	0.69~1.83	13~27	200~420
平均值	7.50	248.6	84.9	79.1	0.15	1.18	20	320

248.6 mg/L, 而进水总氮(TN)的平均浓度为 84.9 mg/L, 进水平均 C/N 较低仅为 2.93.

2.3 分析项目及方法

COD、TN、NH₄⁺-N、NO₃⁻-N、NO₂⁻-N、PO₄⁻-P、总碱度、MLSS 等指标均采用国家规定的标准方法测定, 水样经离心后测定. DO 测定采用 WTW-level2 溶解氧在线仪, pH 值和 ORP 采用 WTW-pH/Oxi 340i 在线测定仪.

按照 Amann 的操作方法进行 FISH 分析^[11]. 采用 4% PFA, 4℃ 条件下对污泥样品固定 2~3 h. 对固定后的污泥样品超声分散 1 min, 将样品滴加在明胶包被过的载玻片上, 空气中干燥后先后浸泡于 50%、80% 和 98% 的乙醇溶液中脱水 3 min. 杂交缓冲液组成包括 0.9 mol/L NaCl、20 mol/L Tris/HCl,

0.01% SDS 和甲酰胺, pH7.2. 将荧光标记的寡核苷酸探针溶解于杂交缓冲液中, 在 46℃ 下与污泥样品杂交 2 h. 杂交结束后, 采用洗脱缓冲液在 48℃ 下洗脱 20 min. 在干燥后的样品上滴加抗荧光衰减液, 对每个污泥样品随机拍摄 20~25 张照片(OLYMPUS BX52 荧光显微镜)用于定量分析(Leica QWIN Software).

3 结果与分析

3.1 控制 DO 浓度实现系统污泥种群的变化

试验运行中维持其它条件基本不变, 改变好氧区 DO 浓度, 获得如图 2 所示亚硝酸氮积累率 [NO₂⁻-N×100%/(NO₂⁻-N+NO₃⁻-N)] 和 DO 浓度之间的关系.

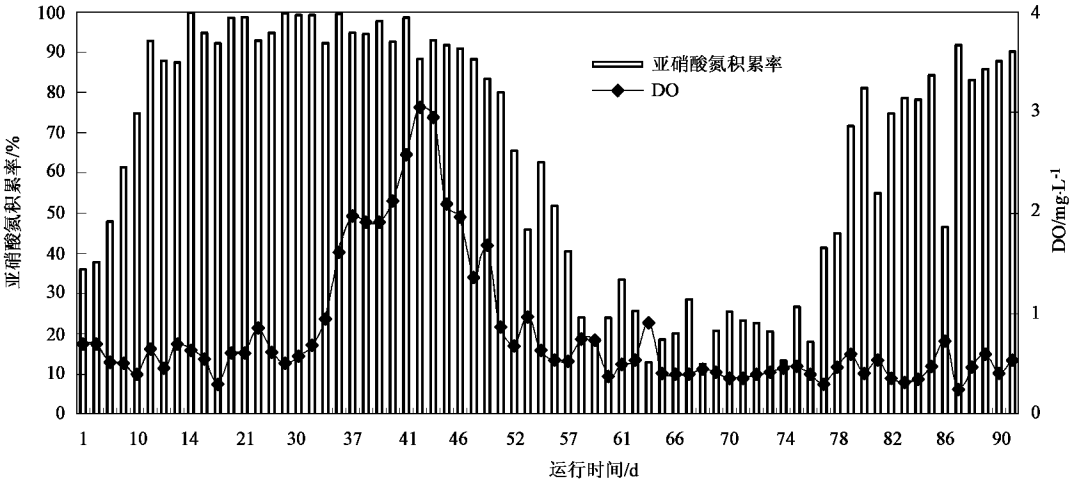


图 2 DO 浓度和亚硝酸氮积累率之间的关系

Fig.2 Relationship between DO concentration and nitrite accumulation ratio

控制低 DO 浓度, 亚硝酸氮积累率逐渐升高, 从第 1 d 35% 上升到第 10 d 的 75%, 由于 AOB 和 NOB 的氧饱和系数不同, 分别为 0.2~0.4 mg/L 和 1.2~1.5 mg/L, 低 DO 浓度下 AOB 对溶解氧的亲合力大大强于 NOB, NOB 的活性被抑制, 表现为亚硝酸氮积累率逐渐增加. 随后继续维持低 DO 水平至第 35 d, 系统一直维持较高的亚硝酸氮积累率, 平均值达 95%, 有时出水中甚至检测不到硝酸氮, 实现 100%

的短程硝化. 这说明长时间维持低 DO 浓度运行, 体系中的 NOB 被完全淘洗.

为了验证结果, 从好氧区末端取样进行荧光原位杂交(fluorescence in-situ hybridization, FISH)检测, 检测结果如图 3 所示(EUB_{mix}、NSO1225 和 NIT3 为探针, EUB_{mix} 由 EUB338Ⅰ:EUB338Ⅱ:EUB338Ⅲ=1:1:1 混合组成), FISH 定量分析表明 NOB 已从系统中淘洗, 统计获得 AOB 约占系统所有活性细菌的 5%. 第

35 d 开始提高 DO 浓度以期破坏短程硝化,分析 DO 在短程硝化中的作用,从而实现对系统的灵活控制. 35 ~ 45 d DO 升高的这段时间内,系统仍然维持较高的亚硝酸氮积累率,亚硝酸氮积累率并没有因为 DO 浓度升高而降低,这说明长时间低 DO 运行,系统中 NOB 已完全抑制或淘洗,即使提高 DO 浓度,利于 NOB 生长,但 NOB 恢复需要时间,表现为初期亚硝酸氮积累率仍然很高. 第 46 d 亚硝酸氮积累率下降,此时迅速降低 DO 维持在 0.5 mg/L,但并没有抑制亚硝酸氮积累率的下降,从第 46d 的 90% 降到第 53d 的 45%,说明大约 10 d 的高 DO 运行,NOB 已逐渐累积起来,虽然第 46 d 发现亚硝酸氮积累率下

降,并降低 DO 浓度,但短期内降低 DO 并不能有效抑制 NOB 活性,表现为亚硝酸氮积累率继续下降. 继续维持低 DO,直到第 78 d,亚硝酸氮积累率才有所上升,共需 32 d,大约 2 个污泥龄时间,这说明短程硝化实现是很困难的. 亚硝酸氮积累率很不稳定,在第 79 d 和第 80 d,亚硝酸氮积累率已经足够高,分别为 71% 和 81%. 而在 81 d,亚硝酸氮积累率降到 50%,第 82 d,亚硝酸氮积累率又上升到 74%,这说明虽然低 DO 水平可实现短程硝化,但当亚硝化完成后,继续曝气亚硝酸氮将转化为硝酸氮,亚硝酸氮积累率下降,在第 86d 就发生了这种情况.

通过以上试验分析,控制 DO 浓度可以实现

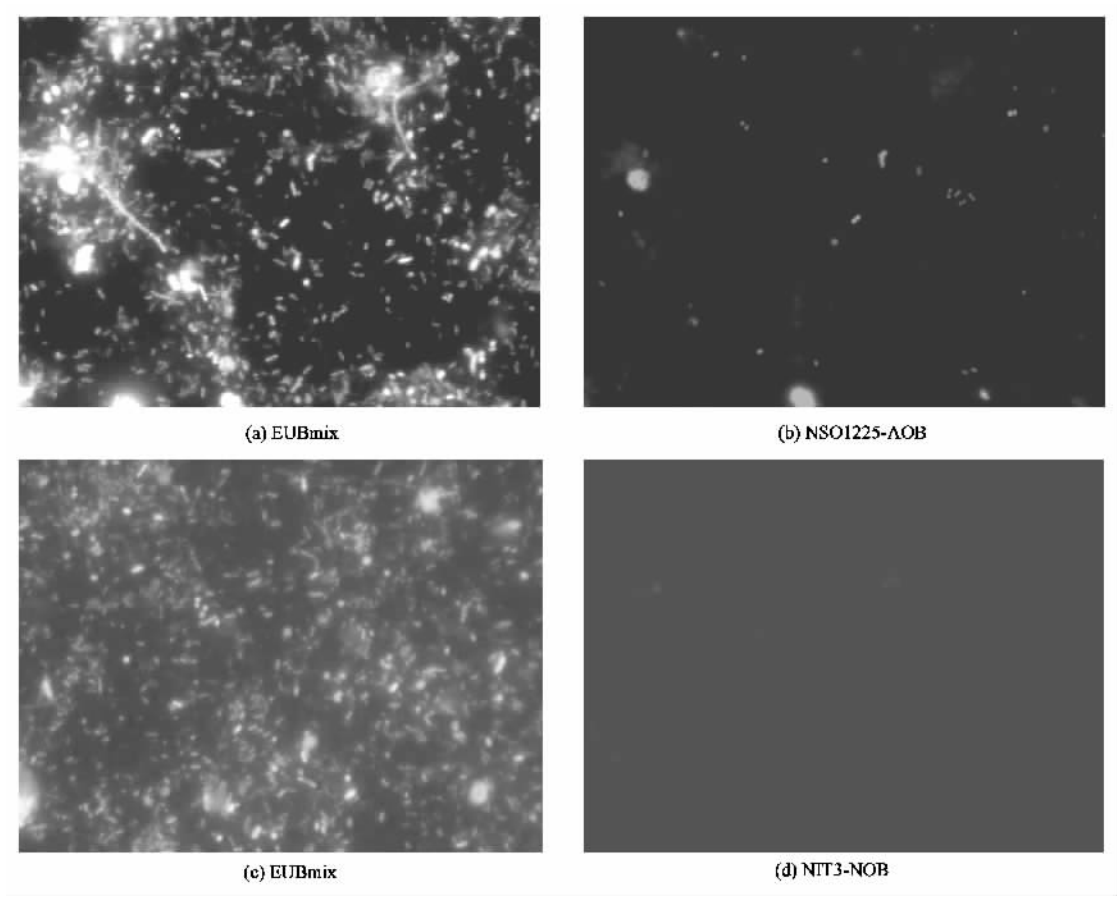


图 3 长期控制低 DO 运行 AOB 和 NOB 的 FISH 检测结果

Fig.3 FISH results for AOB and NOB under long-term low DO operation

硝化菌种群的变化,低 DO 浓度可以抑制 NOB 的活性,长期维持低 DO 浓度 NOB 会完全淘洗,从而获得稳定的亚硝酸氮积累率,否则当短程硝化完成,继续曝气亚硝酸氮积累率降低. 提高 DO 浓度大约需要 10 d 破坏稳定的短程硝化,而恢复短程硝化需要 2 个污泥龄时间. 单纯控制低 DO 水平并不能获得稳定的短程硝化,还需合理控制曝气量使氨氮氧化为

亚硝酸氮的短程硝化反应正好在好氧区末端或最后格室完成.

3.2 NOB 抑制和在线过程控制的关系

为了进一步说明系统采用和未采用在线过程控制的效果,对图 2 中反应后期(第 78 ~ 88d)亚硝酸氮积累率出现波动进行了分析.

如图 4 进水氨氮和 COD 浓度分别为 69.9 mg/L

和 267 mg/L.运行条件见材料与方法,反应器前 3 个格室缺氧运行,后 5 个格室好氧运行.基于 DO、pH 在线信息控制曝气量,其主要目的是使短程硝化反应正好在好氧区最后格室完成,可通过 pH 值下降趋势变缓来判断^[12].好氧区最后格室氨氮浓度基本上为 0,由于硝化反应第 1 阶段刚好完成,亚硝酸氮

没有来得及向硝酸氮转化,所以亚硝酸氮积累率较高为 89%,而硝酸氮浓度很低(<1.5 mg/L).pH 值在好氧区前几个格室一直快速下降,当短程硝化完成时,pH 曲线下下降程度明显减弱.好氧区 DO 浓度基本维持在 0.4~0.6 mg/L.

图 5 是未采用在线过程控制反应器内氮浓度、

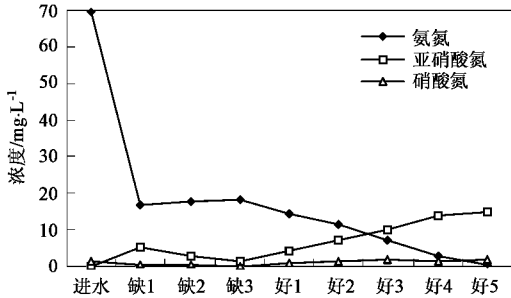


图 4 采用在线过程控制反应器内氮化合物浓度、DO 和 pH 的典型变化情况

Fig.4 Variation of nitrogenous compounds concentration and DO, pH with on-line process control

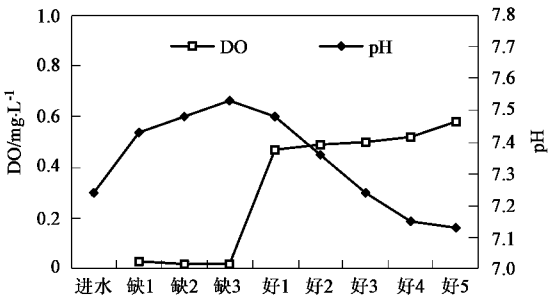


图 5 未采用在线过程控制反应器内氮化合物浓度、DO 和 pH 的典型变化情况

Fig.5 Variation of nitrogenous compounds concentration and DO, pH without on-line process control

DO 和 pH 的典型变化情况,进水氨氮和 COD 浓度分别为 75.5 mg/L 和 192 mg/L.除曝气量恒定在 1.5 m³/d,运行条件同图 4.短程硝化在好氧区第 4 格室已经完成,曝气过量,硝酸氮浓度沿好氧区推流方向一直增加,出水亚硝酸氮浓度明显降低.当短程硝化反应完成,可以发现在 pH 曲线上出现“拐点”,在 DO 曲线上 DO 产生突跃,DO 浓度升高,相应 NOB 的活性增强,造成亚硝酸氮积累率的下降,出水亚硝酸氮积累率降到 45%.

以上实例说明采用在线过程控制,可以维持较高的亚硝酸氮积累率,而不采用在线过程控制,硝酸氮浓度迅速增加,短程硝化向全程硝化转变.也说明了反应器内维持低 DO 浓度,虽然可以实现亚硝酸氮积累,当短程硝化完成时,DO 浓度突跃升高,将导致亚硝酸氮积累率下降.系统中 AOB 和 NOB 共存时,不但要控制低 DO 浓度,同时还需控制短程硝化

正好在好氧区最后格室完成.

3.3 NOB 被完全抑制后高 DO 浓度下底物浓度的变化

在图 2 中第 35~45 d,即使提高 DO 浓度,系统也维持较高的亚硝酸氮积累率,下面具体说明不同底物在反应器内各格室的变化规律.如图 6,反应器进水氨氮和 COD 浓度分别为 77 mg/L 和 250 mg/L,反应器前 2 个格室缺氧运行,后面 6 个格室好氧运行,维持好氧区 DO 浓度 2~3 mg/L.短程硝化在好氧区 5 格室完成,pH 曲线上出现“拐点”,DO 曲线上产生“突跃”.运行过程中维持高 DO 浓度,发现硝酸氮浓度并没有增加,即使氨氮硝化完全,也未发现硝酸氮浓度明显增加,最后亚硝酸氮积累率为 90.5%.实验说明长期维持低 DO 最后导致了 NOB 的淘洗,短期提高 DO 浓度仍然维持较高的亚硝酸氮积累率.

另外,研究发现当 NOB 恢复活性后,短期内控

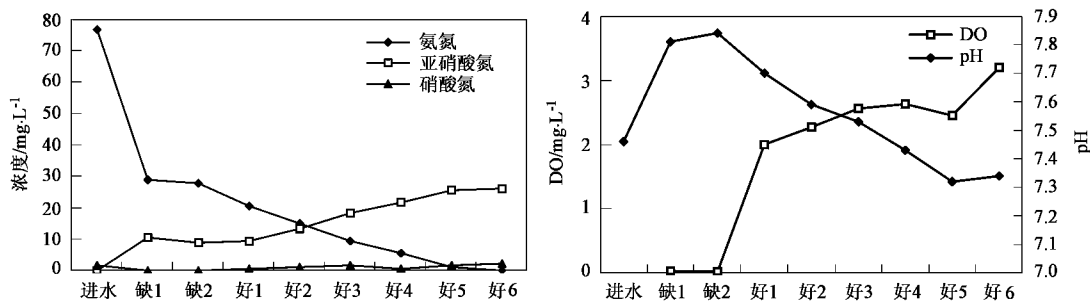


图 6 NOB 被淘洗后高 DO 运行反应器内氮化合物浓度、DO 和 pH 的典型变化情况

Fig.6 Variation of nitrogenous compounds concentration and DO, pH in high DO with NOB inhibited

制低 DO 浓度硝化类型仍以全程硝化为主.如图 2 中第 50 ~ 75 d 这段时间,即使维持低 DO 浓度,亚硝酸氮积累率也很低,出水硝酸氮浓度较高.

4 结论

(1) 由于 NOB 和 AOB 的溶解氧饱和常数不同,控制 DO 浓度可实现硝化菌活性或种群的变化,维持低 DO 浓度,可实现活性污泥中 NOB 的抑制或淘洗,从而 AOB 成为优势菌种.

(2)应用在线过程控制,可以维持较高的亚硝酸氮积累率,而不采用在线过程控制,短程硝化向全程转变.为了获得稳定的亚硝酸氮积累率,好氧区不但需要控制低 DO 浓度,还需对曝气量在线控制.

(3)NOB 被淘洗后反应器高 DO 运行,仍具有较高的亚硝酸氮积累率,也就是短程硝化完成,不会向全程硝化转化.而当 NOB 活性恢复后,即使控制低 DO,短程硝化完成后,会立即向全程硝化转化.

参考文献:

[1] Balslev P, Lynggaard-Jensen A, Nickelsen C. Nutrient sensor based real-time on-line process control of a wastewater treatment plant using recirculation [J]. Wat Sci Tech, 1996, **33**(1): 183 ~ 192.

[2] Olsson G, Newell B. Wastewater treatment systems, Modeling, Diagnosis and control [A]. London, IWA Publishing: 1999.

[3] Samuelsson P, Carlsson B. Control of the aeration volume in an activated sludge process for nitrogen removal [J]. Wat Sci Tech, 2002, **45**(4/5): 45 ~ 52.

[4] Armiger W B, Lee G J, Schwegler Jr BR, *et al.* Control of BNR processes by regulation of the VFA/M ratio [J]. Wat Sci Tech, 1993, **28**(11/12):303 ~ 314.

[5] Zhiguo Y, Lindal B. Sludge population optimisation: a new dimension for the control of biological wastewater treatment systems [J]. Wat Res, 2002, **36**: 482 ~ 490.

[6] Majone M, Dircks K, Beun J J. Aerobic storage under dynamic conditions in activated sludge processes-the State of the Art [J]. Wat Sci Tech, 1999, **39**(2):61 ~ 73.

[7] Van Loosdrecht MCM, Jetten MSM. Microbiological conversions in nitrogen removal [J]. Wat Sci Tech, 1998, **38**(1):1 ~ 7.

[8] Ruiza G, Jeisonb D, Chamy R. Nitrification with high nitrite accumulation for the treatment of wastewater with high ammonia concentration [J]. Wat Res, 2003, **37**:1371 ~ 1377.

[9] Avcioglu E, Orhon D, S ozen S. A new method for the assessment of heterotrophic endogenous respiration rate under aerobic and anoxic conditions [J]. Wat Sci Tech, 1998, **38**(8/9):95 ~ 103.

[10] Siegrist I, Brunner G, Koch G, *et al.* Reduction of biomass decay rate under anoxic and anaerobic conditions [J]. Wat Sci Tech, 1999, **39**(1): 129 ~ 137.

[11] Amann R I. *In situ* identification of micro-organisms by whole cell hybridization with rRNA-targeted nucleic acid probes [J]. In: Molecular Microbial Ecology Manual [M]. Netherlands: Kluwer Academic Publishers, Section 3.3.6, 1995. 1 ~ 15.

[12] 马勇,李军,吴学蕾,等. A/O 生物脱氮工艺处理生活污水中试(三)短程硝化过程控制的研究[J].环境科学学报, 2006, **26**(5):716 ~ 721