

# 限氧曝气实现亚硝酸型同步硝化反硝化的研究

曾薇, 张悦, 李磊, 王淑莹, 彭永臻

(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 100124)

**摘要:** 在  $(19 \pm 1)^\circ\text{C}$  条件下, 采用 SBR 工艺处理低碳氮比实际生活污水, 没有外加有机碳源, 通过限氧曝气实现了亚硝酸型同步硝化反硝化生物脱氮 (simultaneous nitrification denitrification via nitrite, 亚硝酸型 SND). 试验结果表明, 较长污泥龄下 (50 ~ 66 d), 通过控制曝气量使系统溶解氧处于较低水平, 好氧末端  $\rho_{\text{DO}} < 2.0 \text{ mg/L}$ , 平均  $\rho_{\text{DO}} \approx 0.65 \text{ mg/L}$ , 不仅可在常温条件下实现短程硝化,  $\rho(\text{NO}_2^- - \text{N}) / \rho(\text{NO}_x^- - \text{N})$  稳定在 95% 以上, 而且可同时在好氧硝化系统中获得高效的反硝化效果, 稳定运行后, 经亚硝酸型 SND 途径的总氮去除率 ( $E_{\text{SND}}$ ) 平均为 52%, 最高可以达到 63.1%. 试验分析表明, 低  $\rho_{\text{DO}}$  水平是实现亚硝酸型 SND 的关键因素, 通过低  $\rho_{\text{DO}}$  影响硝化菌群的构成、反硝化菌的缺氧微环境以及有机物和  $\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})$  的降解特性, 促进了亚硝酸型 SND 的形成.

**关键词:** 亚硝酸型同步硝化反硝化; 亚硝化菌; 限氧; 续批式活性污泥

**中图分类号:** X 703.1

**文献标志码:** A

**文章编号:** 0254-0037(2010)09-1263-08

同步硝化反硝化 (simultaneous nitrification and denitrification, SND) 是指硝化和反硝化反应在同一反应器中、相同操作条件下发生的现象. 与传统生物脱氮工艺相比, SND 的优越性主要表现在缩短反应时间、节省碳源、减小反应器容积和节省碱度等<sup>[1-3]</sup>. 通过控制适当的运行条件, 可在污水处理系统中强化 SND 以提高生物脱氮效率. 近年来, 在传统 SND 基础上产生了亚硝酸型 SND 工艺, 它是通过亚硝酸盐途径进行的一种 SND 工艺, 集合了短程硝化和 SND 工艺的优点, 以其高效、节能的优势越来越受到人们的重视<sup>[4]</sup>.

国内外对 SND 的机理进行了大量研究, 形成了以“微环境理论”和“生物学理论”为主导的理论基础, 但对亚硝酸型 SND 的研究相对较少, 到目前为止还没有形成主导理论<sup>[5]</sup>. 目前关于亚硝酸型 SND 的研究多集中在易于实现 SND 的生物膜系统<sup>[6-7]</sup>和颗粒污泥系统<sup>[8-10]</sup>等, 普通絮状活性污泥系统中亚硝酸型 SND 的研究较少.

本文主要研究 SBR 普通絮状活性污泥系统中实现亚硝酸型 SND 的途径, 重点讨论限氧曝气下的低溶解氧 (DO) 对亚硝酸型 SND 的影响, 并对产生的亚硝酸型 SND 现象进行了机理分析, 从而为低  $\rho(\text{C}) / \rho(\text{N})$  的实际生活污水的强化脱氮提供依据.

## 1 材料与方法

### 1.1 污水及污泥

试验所用污水取自居民生活区的实际生活污水, 属典型的低  $\rho(\text{C}) / \rho(\text{N})$  废水, 其水质指标如表 1 所示. 接种污泥取自北京某城市污水处理厂二沉池回流污泥, 属全程硝化污泥.

收稿日期: 2008-12-05.

基金项目: 国家自然科学基金项目 (50878005); 北京市自然科学基金项目 (8072005, 8102005); 霍英东教育基金会高等院校青年教师基金 (121076).

作者简介: 曾薇 (1974—), 女, 黑龙江哈尔滨人, 副教授.

表 1 试验进水水质  
Table 1 Characteristics of the influent used in the experiments

| 项目 | $\rho_{\text{COD}} /$<br>( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ) | $\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N}) /$<br>( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ) | $\rho(\text{NO}_3^- - \text{N}) /$<br>( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ) | $\rho(\text{NO}_2^- - \text{N}) /$<br>( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ) | pH            | $\rho(\text{C}) /$<br>$\rho(\text{N})$ | 总碱度( $\text{CaCO}_3$ 计) /<br>( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ) |
|----|--------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------|---------------|----------------------------------------|------------------------------------------------------------------|
| 范围 | 121 ~ 416                                                    | 54 ~ 78                                                                   | 0 ~ 0. 21                                                                 | 0 ~ 0. 09                                                                 | 7. 46 ~ 8. 01 | 1. 89 ~ 2. 51                          | 455. 6 ~ 556                                                     |
| 均值 | 188                                                          | 65. 6                                                                     | 0. 15                                                                     | 0. 08                                                                     | 7. 61         | 2. 05                                  | 521. 9                                                           |

1. 2 试验装置

试验采用 SBR 反应器( 见图 1) . 该反应器由有机玻璃加工而成,总有效容积为 11 L. 转子流量计调节曝气量,保证反应器中溶解氧处于目标范围内. 通过温控装置将反应器内水温控制在设定温度( 19 ± 1) °C.

1. 3 试验方案

反应器运行期间维持  $\rho_{\text{MLSS}}$  在 3 ~ 3. 5 g/L,每天运行 2 ~ 3 个周期,每个周期包括瞬时进水、曝气、沉淀、排水、闲置 5 个阶段,采用恒定供气的曝气方式. 试验期间通过有规律的排泥控制泥龄在 50 ~ 66 d. 试验分 4 个阶段进行,各阶段每周期的曝气量、曝气时间和运行天数如表 2 所示.

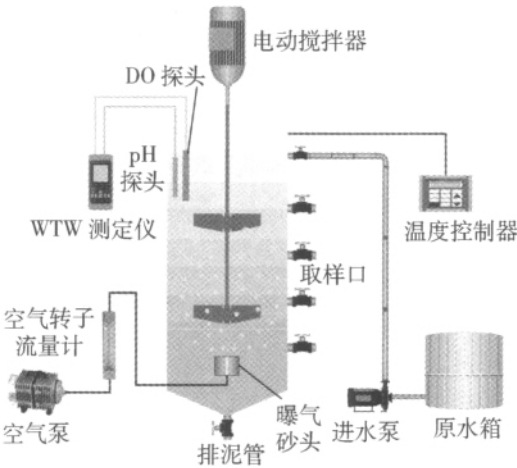


图 1 SBR 试验装置  
Fig. 1 Schematic diagram of SBR system

表 2 实际生活污水常温下实现短程硝化的试验方案  
Table 2 Scheme of the experiments for partial nitrification at normal temperatures

| 试验方案   | 曝气量 /<br>( $\text{L} \cdot \text{h}^{-1}$ ) | 每周期溶氧值 / ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ) |       | 每周期曝气<br>时间 /h | 运行时间 /<br>d | 周期 /个 |
|--------|---------------------------------------------|----------------------------------------------|-------|----------------|-------------|-------|
|        |                                             | 溶氧范围                                         | 平均溶氧值 |                |             |       |
| 阶段 I   | 40                                          | 0. 04 ~ 0. 75                                | 0. 46 | 3              | 18          | 54    |
| 阶段 II  | 40                                          | 0. 04 ~ 0. 88                                | 0. 52 | 4              | 22          | 66    |
| 阶段 III | 40                                          | 0. 04 ~ 1. 10                                | 0. 59 | 5              | 20          | 60    |
| 阶段 IV  | 40                                          | 0. 04 ~ 1. 71                                | 0. 62 | 实时控制           | 88          | 182   |

1. 4 分析方法

试验分析项目包括  $\rho_{\text{COD}}$ 、 $\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})$ 、 $\rho(\text{NO}_3^- - \text{N})$ 、 $\rho(\text{NO}_2^- - \text{N})$ 、 $\rho_{\text{TN}}$ 、污泥沉降比( SV%)、 $\rho_{\text{MLSS}}$ ,各项水质指标的测定方法均根据国家环保局规定的标准方法<sup>[1]</sup>. pH 和  $\rho_{\text{DO}}$  的检测采用德国 WTW Multi 340i 手提式在线检测仪. 使用奥林巴斯 BX51/52 显微镜及奥林巴斯 C-4040ZOOM 数码相机进行微生物观察. 试验运行 1 ~ 84 d 总氮去除率(  $E_{\text{SND}}$ ) 为<sup>[2]</sup>

$$E_{\text{SND}} = 1 - \frac{\rho(\text{NO}_x^- - \text{N})}{\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})} \times 100\%$$

试验运行至第 85 d 后,无论是在硝化过程中还是最后出水,  $\rho(\text{NO}_3^- - \text{N})$  均在 0. 5 mg/L 以下,自此之后忽略  $\rho(\text{NO}_3^- - \text{N})$  的存在,  $E_{\text{SND}}$  为

$$E_{\text{SND}} = 1 - \frac{\rho(\text{NO}_2^- - \text{N})}{\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})} \times 100\%$$

其中,  $\rho(\text{NO}_x^- - \text{N})$  为出水  $\rho(\text{NO}_3^- - \text{N})$  与  $\rho(\text{NO}_2^- - \text{N})$  之和;  $\rho(\text{NO}_2^- - \text{N})$  为出水  $\rho(\text{NO}_2^- - \text{N})$ ;  $\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})$  为硝化过程氧化的  $\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})$ 。

采用荧光原位杂交( fluorescence in-situ hybridization, FISH) 方法对系统中的亚硝化菌( AOB) 和硝化菌( NOB) 进行半定量分析<sup>[13]</sup>。试验中所采用的 16S rRNA 寡核苷酸探针如表 3 所示。

表 3 试验中所采用的 16S rRNA 寡核苷酸探针  
Table 3 16S rRNA-targeted oligonucleotide probes used in this study

| 探针                 | $\varphi$ ( 甲酰胺) /% | 荧光标记 | 检测目标                                      |
|--------------------|---------------------|------|-------------------------------------------|
| EUB <sub>mix</sub> | 35                  | FITC | 几乎全部 Eubacteria                           |
| NSO1225            | 35                  | Cy3  | Ammonia-oxidizing $\beta$ -Proteobacteria |
| Ntspa662           | 35                  | Cy3  | Nitrospira                                |
| NIT3               | 35                  | Cy3  | Nitrobacteria                             |

注: EUB<sub>mix</sub> 由 EUB338、EUB338 II、EUB338 III 按摩尔浓度比 1: 1: 1 混合组成。

2 结果与讨论

2.1 限氧曝气下短程硝化的实现与稳定

图 2 所示为限氧曝气运行期间进出水  $\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})$ 、出水  $\rho(\text{NO}_2^- - \text{N}) / \rho(\text{NO}_x^- - \text{N})$  及  $\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})$  去除率的变化曲线。由于本试验水温较低, 接种污泥为全程硝化污泥, 而且进水  $\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})$  随机波动, 较难实现短程硝化, 所以在试验阶段 I、阶段 II 和阶段 III 采用短周期定时控制曝气时间, 曝气时间参照 pH 曲线“氨谷”点进行保守设定( 见表 2)。阶段 I ~ III 期间出水  $\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})$  并没有完全去除, 但是随着曝气时间由 3 h 增加到 4 h、5 h, 出水  $\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})$  逐步下降, 好氧阶段  $\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})$  去除率不断提高。由于所用种泥为全程硝化污泥, 因此在启动时几乎没有  $\rho(\text{NO}_2^- - \text{N})$  产生,  $\rho(\text{NO}_2^- - \text{N}) / \rho(\text{NO}_x^- - \text{N})$  几乎为 0。之后的近 30 d,  $\rho(\text{NO}_2^- - \text{N}) / \rho(\text{NO}_x^- - \text{N})$  呈现出高低起伏的不稳定变化趋势, 说明在限氧曝气的条件下, 硝化菌活性逐渐受到抑制, 但是此时的亚硝化菌还没有获得完全的竞争优势。试验运行至阶段 II 的中后期,  $\rho(\text{NO}_2^- - \text{N}) / \rho(\text{NO}_x^- - \text{N})$  呈稳定上升趋势, 说明亚硝化菌的竞争优势在进一步强化。阶段 III 的  $\rho(\text{NO}_2^- - \text{N}) / \rho(\text{NO}_x^- - \text{N})$  达到 95%, 随后在阶段 III 和阶段 IV 长期的限氧曝气控制下,  $\rho(\text{NO}_2^- - \text{N}) / \rho(\text{NO}_x^- - \text{N})$  最终稳定维持在 95% 以上。阶段 IV 利用 pH 曲线“氨谷”点控制好氧曝气时间,  $\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})$  几乎为 0。而且参见  $\rho(\text{NO}_2^- - \text{N}) / \rho(\text{NO}_x^- - \text{N})$  的变化曲线可以看出, 在这种控制方式下, 短程硝化逐步趋于稳定,  $\rho(\text{NO}_2^- - \text{N}) / \rho(\text{NO}_x^- - \text{N})$  稳定维持在 95% 以上。由此可见, 采用限氧曝气控制低  $\rho_{\text{DO}}$  实现常温下短程硝化是可行的, 好氧阶段 0.11 ~ 1.8 mg/L 的  $\rho_{\text{DO}}$  水平可使硝化菌的代谢活性逐渐受到抑制, 亚硝化菌的竞争优势逐渐增强, 长期运行可使硝化菌被淘汰, 从而使系统维持稳定的短程硝化效果。

2.2 限氧曝气下的亚硝酸型 SND 现象

在限氧曝气实现短程硝化的过程中发现, 好氧硝化反应阶段存在总氮( total nitrogen, TN) 损失的现

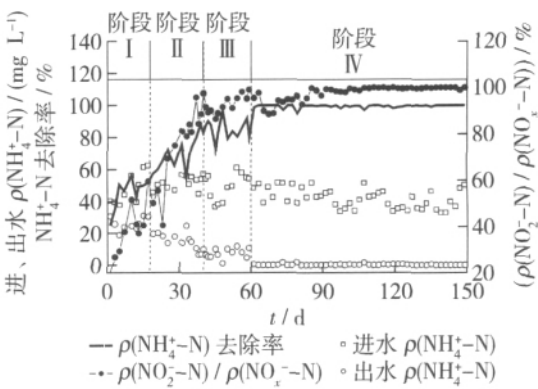


图 2 进出水  $\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})$  以及出水  $\rho(\text{NO}_2^- - \text{N}) / \rho(\text{NO}_x^- - \text{N})$ 、 $\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})$  去除率的变化情况  
Fig. 2 Variations of  $\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})$  in influent and effluent,  $\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})$  removal efficiencies and  $\rho(\text{NO}_2^- - \text{N}) / \rho(\text{NO}_x^- - \text{N})$  in effluent

象. 图 3 所示为第 85 和第 139 d 跟踪监测的 2 个典型周期氮浓度的变化. 图 4 所示为限氧曝气运行期间好氧硝化阶段  $\rho_{\text{TN}}$  去除率的变化.

微生物同化作用合成自身细胞需要消耗少部分氮,但是本试验在较低温度下进行,微生物生长缓慢,而且控制泥龄长达 50 ~ 66 d,有研究指出<sup>[14]</sup>,在长泥龄系统中,污泥产率系数会降低,同化除氮能力下降,所以本系统中通过微生物同化途径的总氮去除比例很低,将其忽略. 由图 3 可知,随着  $\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})$  的下降,2 个周期的  $\rho_{\text{TN}}$  均出现了同步下降,但  $\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})$  的下降幅度要大于  $\rho_{\text{TN}}$ ,这是由于本系统发生的并非完全的 SND,好氧阶段几乎完全去除  $\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})$ ,但  $\rho_{\text{TN}}$  仍有剩余.

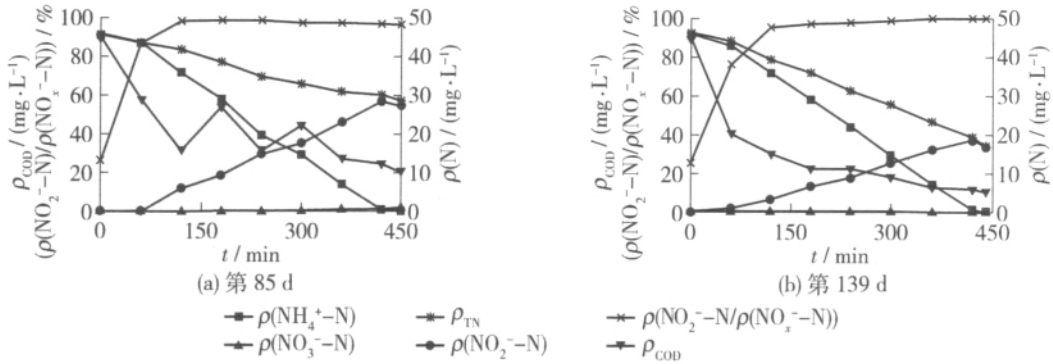


图 3 第 85 d 和第 139 d 的全周期检测

Fig. 3 Variations of parameters in typical cycles

由图 4 可知,低氧运行的初始阶段,系统的  $\rho_{\text{TN}}$  去除率较低( 0. 74% ~ 6. 93% ),随着低氧运行,系统中的  $\rho_{\text{TN}}$  去除率呈上升趋势. 参见图 4 出水  $\rho(\text{NO}_3^- - \text{N})$  的变化趋势,阶段 I 出水  $\rho(\text{NO}_3^- - \text{N})$  高低不稳,试验运行至第 35 d,出水  $\rho(\text{NO}_3^- - \text{N})$  开始转为下降趋势,对应此时的  $\rho_{\text{TN}}$  去除率曲线呈上升趋势,因此可以确定系统发生了亚硝酸盐型 SND,部分  $\rho_{\text{TN}}$  的去除是通过  $\rho(\text{NO}_2^- - \text{N})$  途径进行的. 试验运行至第 85 d 之后,出水含有极少量的  $\rho(\text{NO}_3^- - \text{N})$  ( < 0. 5 mg/L ),而且对第 85 d 和第 139 d 的周期跟踪监测( 见图 3 ) 也表明好氧阶段中没有或者仅有极少量的  $\rho(\text{NO}_3^- - \text{N})$  ( < 0. 5 mg/L ) 产生,可以说自此之后的  $\rho_{\text{TN}}$  去除几乎完全是通过  $\rho(\text{NO}_2^- - \text{N})$  途径. 经计算表明,经  $\rho(\text{NO}_2^- - \text{N})$  途径的  $\rho_{\text{TN}}$  去除率平均 52% ,最高达到 63. 1% .

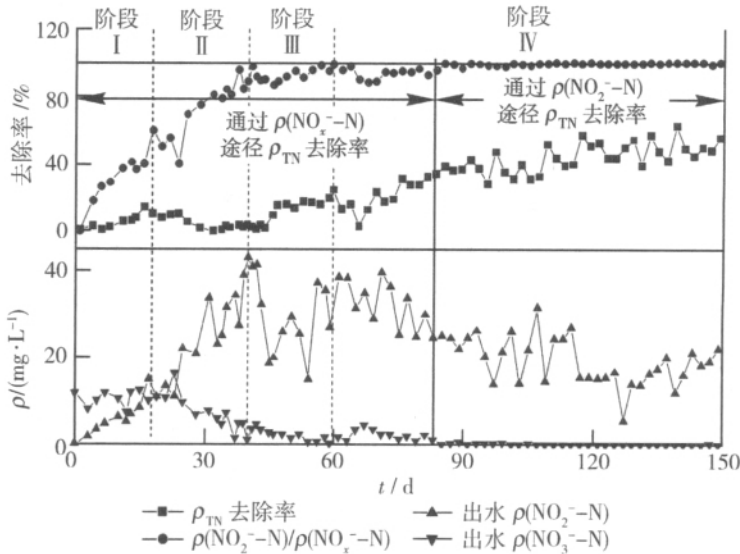


图 4 出水  $\rho(\text{NO}_2^- - \text{N})$  ,  $\rho(\text{NO}_3^- - \text{N})$  ,  $\rho(\text{NO}_2^- - \text{N}) / \rho(\text{NO}_3^- - \text{N})$  以及  $\rho_{\text{TN}}$  去除率的变化情况

Fig. 4 Variations of  $\rho(\text{NO}_2^- - \text{N})$  ,  $\rho(\text{NO}_3^- - \text{N})$  ,  $\rho(\text{NO}_2^- - \text{N}) / \rho(\text{NO}_3^- - \text{N})$  and  $\rho_{\text{TN}}$  removal efficiencies in the effluent

2.3 限氧曝气下亚硝酸盐型 SND 的机理分析

与 SND 的机理相似,亚硝酸盐型 SND 同样可用“微环境理论”和“生物学理论”来解释. 无论是“微环境理论”还是“生物学理论”, $\rho_{DO}$  水平都是重要影响因素. 很多文献都已表明,低  $\rho_{DO}$  是实现短程硝化和 SND 的重要条件<sup>[15-16]</sup>,在本研究中,限氧曝气下的低  $\rho_{DO}$  水平是实现亚硝酸盐型 SND 的关键因素.

2.3.1 低  $\rho_{DO}$  下亚硝化菌竞争优势的形成

亚硝酸盐型 SND 是以短程硝化途径进行的一种 SND 工艺. 已有研究表明,高温、高游离氨、低  $\rho_{DO}$ 、合适的 pH 值和污泥龄,结合在线传感器实时控制有利于实现短程硝化. 本试验在常温下采用 SBR 系统处理实际生活污水,在常温和低  $\rho(C)/\rho(N)$  的限制下, $\rho_{DO}$  的控制则起着至关重要的作用. 采用低  $\rho_{DO}$  基质限制途径实现短程硝化的原理是:亚硝化细菌比硝化细菌对氧有更强的亲和性,文献报道 AOB 的氧饱和常数为 0.25~0.5 mg/L,NOB 的氧饱和常数为 0.72~1.84 mg/L<sup>[17]</sup>,所以在低溶解氧环境中,亚硝化菌会优先利用有限的  $\rho_{DO}$  取得优势生长,硝化菌活性受到一定的抑制.

阶段性的 FISH 检测从分子生物学角度证实了这一结论(见表 4). 在限氧曝气控制模式下,亚硝化菌由最初的 1.98% 增至 10% 以上,而 NOB 的数量则由最初的 8% 减至 0.2% 以下,中后期亚硝化菌已成为优势硝化菌群.

表 4 不同阶段活性污泥中硝化菌群的相对含量(硝化菌群数量/总菌群数量)  
Table 4 FISH semi-quantification results for nitrifying bacteria %

| 污泥样品      | AOB ( NSO1225) | NOB                   |                      |
|-----------|----------------|-----------------------|----------------------|
|           |                | Nitrospira( Ntspa662) | Nitrobacteria( NIT3) |
| 接种污泥      | 1.98 ± 0.21    | 8 ± 0.63              | 0.625 ± 0.28         |
| 阶段 I 末期   | 4.36 ± 0.74    | 5.35 ± 0.52           | 未检出                  |
| 阶段 II 末期  | 9.97 ± 1.01    | 0.49 ± 0.17           | 未检出                  |
| 阶段 III 末期 | 10.13 ± 0.93   | < 0.2%                | 未检出                  |
| 阶段 IV 末期  | 10.9 ± 0.54    | < 0.2%                | 未检出                  |

2.3.2 限氧控制下反硝化菌缺氧微环境的改善

考虑到反硝化速度比亚硝化速度快得多,亚硝酸盐型 SND 顺利实现的关键是在促进短程硝化作用的同时保持反硝化作用. 亚硝化细菌为好氧菌,氧饱和常数为 0.25~0.5 mg/L,传统的反硝化细菌属兼性厌氧菌,分子氧对反硝化有抑制作用. 亚硝化细菌和反硝化细菌对氧的不同适应性限制了亚硝酸盐型 SND 的进行. 本试验系统中,缺氧微环境的存在可解决这一问题,使短程硝化和反硝化同时发生.

首先,限氧曝气模式决定了缺氧微环境的存在. 系统运行时,采用手提式在线 DO 检测仪在好氧阶段的测量显示,当  $\rho_{DO}$  在 0.3~0.54 mg/L,普通絮状污泥  $\rho_{MLSS}$  为 3 200 mg/L 以上时,缺氧区域就会形成.

其次,长 SRT 运行下的大团聚体促进了缺氧微环境的形成. 试验在限氧条件以及长 SRT 下运行,系统中逐渐形成明显的大团活性污泥絮体(见图 5). 分析其原因是由于在长 SRT 系统中,污泥产率降低,系统残存的无机物及生物惰性物质,及聚羟基丁酸酯 (PHB)、聚磷酸盐等非基质内储物,使活性污泥更容易形成絮凝体<sup>[14]</sup>. 此外,试验初期,由于限氧运行,系统曾有 2 周时间出现过轻微的污泥膨胀现象,随后好转,导致污泥膨胀的少量丝状菌可作为骨架促进絮凝体的形成. 活性污泥絮凝体的形成可改善缺氧微

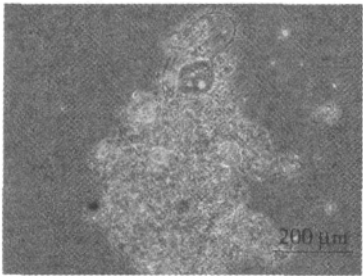


图 5 活性污泥絮体的显微照片  
Fig.5 Micrographs of the activated sludge flocs

环境,使通过 SND 脱氮途径的总氮去除比例有所提高. 有研究<sup>[8]</sup>指出,活性污泥絮体平均粒径由 40  $\mu\text{m}$  变为 80  $\mu\text{m}$  时,总氮去除率由 21% 增为 52%. 因此本试验系统中形成的这种大而密实的絮体结构为亚硝酸盐型 SND 的顺利进行创造了良好的微环境.

### 2.3.3 低 $\rho_{\text{DO}}$ 下有机物和 $\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})$ 的降解特性对反硝化的促进

反硝化细菌大都是异养菌,需从有机物的氧化过程中获取能量,将  $\rho(\text{NO}_2^- - \text{N})$  或  $\rho(\text{NO}_3^- - \text{N})$  作为无氧呼吸时的电子受体. 因此,有机物浓度或  $\rho(\text{C})/\rho(\text{N})$  参数直接影响着(亚硝酸盐型)SND 效率. 试验用水为实际生活污水,  $\rho(\text{C})/\rho(\text{N})$  范围为 1.89 ~ 2.51, 平均值仅有 2.05, 属于典型的低  $\rho(\text{C})/\rho(\text{N})$  废水,有限的有机碳源在一定程度上限制了亚硝酸盐型 SND 的实现.

分别对  $\rho_{\text{DO}} = 2 \text{ mg/L}$  以及  $\rho_{\text{DO}} = 0.5 \text{ mg/L}$  下有机物、 $\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})$  和  $\rho_{\text{TN}}$  的降解特性进行了研究(见图

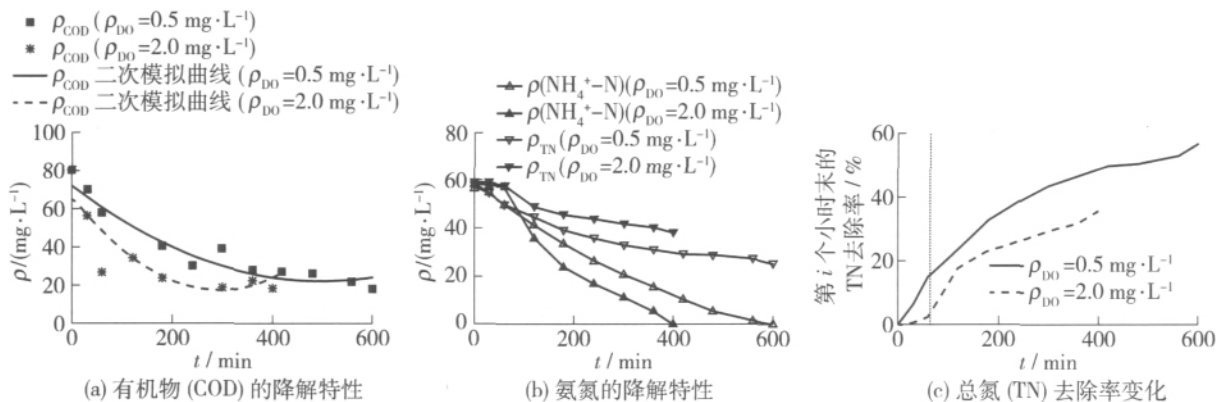


图6 不同  $\rho_{\text{DO}}$  下  $\rho_{\text{COD}}$ 、 $\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})$  和  $\rho_{\text{TN}}$  的降解特性

Fig. 6 Variations of  $\rho_{\text{COD}}$ ,  $\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})$ ,  $\rho_{\text{TN}}$  at  $\rho_{\text{DO}} = 2 \text{ mg/L}$  and  $\rho_{\text{DO}} = 0.5 \text{ mg/L}$

6). 参见图6(a)图,对照2个  $\rho_{\text{DO}}$  水平下的  $\rho_{\text{COD}}$  曲线和  $\rho_{\text{COD}}$  二次模拟曲线可知,  $\rho_{\text{DO}} = 0.5 \text{ mg/L}$  时有机物的氧化速率明显低于  $\rho_{\text{DO}} = 2 \text{ mg/L}$  的状况. 由图6(b)可以看出,  $\rho_{\text{DO}} = 0.5 \text{ mg/L}$  时的  $\rho_{\text{TN}}$  下降幅度要明显大于  $\rho_{\text{DO}} = 2 \text{ mg/L}$  的状况. 图6(c)进一步分析了2个  $\rho_{\text{DO}}$  水平下第  $i$  个小时末的  $\rho_{\text{TN}}$  去除率,可以看出,第1 h 末时,  $\rho_{\text{DO}} = 0.5 \text{ mg/L}$  的  $\rho_{\text{TN}}$  去除率为 14.9%, 而  $\rho_{\text{DO}} = 2 \text{ mg/L}$  的  $\rho_{\text{TN}}$  去除率仅占 2.5%. 第1 h 之后的阶段中,  $\rho_{\text{DO}} = 0.5 \text{ mg/L}$  的  $\rho_{\text{TN}}$  去除率为 41.8%,  $\rho_{\text{DO}} = 2 \text{ mg/L}$  的  $\rho_{\text{TN}}$  去除率为 33.2%. 而且对比  $\rho_{\text{COD}}$  和  $\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})$  的降解曲线可以发现,  $\rho_{\text{DO}} = 2 \text{ mg/L}$  时,  $\rho_{\text{COD}}$  降解先于  $\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})$  氧化,反应开始后1 h 内大部分  $\rho_{\text{COD}}$  已被降解,  $\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})$  氧化却并不明显.  $\rho_{\text{DO}}$  为 0.5 mg/L 时  $\rho_{\text{COD}}$  降解和  $\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})$  氧化同时发生,反应开始后  $\rho_{\text{COD}}$  和  $\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})$  同时开始下降.

分析低  $\rho_{\text{DO}}$  下有机物和  $\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})$  的降解特性对反硝化的促进作用,原因有以下3点:

1) 低  $\rho_{\text{DO}}$  下,反硝化自好氧反应开始即在进行,此时  $\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})$  氧化为  $\rho(\text{NO}_2^- - \text{N})$ , 为反硝化反应提供电子受体,易生物降解有机物大量存在,为反硝化反应提供可利用的碳源;

2) 在恒定曝气量的控制下,反应初期的  $\rho_{\text{DO}}$  水平相对整个周期来说是最底的,反硝化菌的代谢活性最强,这些促进了反应初期好氧反硝化的进行;

3) 低  $\rho_{\text{DO}}$  下有机物的氧化速率变慢,为反应阶段中后期节省了部分碳源,有利于亚硝酸盐型 SND 的进行. 而在较高  $\rho_{\text{DO}}$  下,反应初期以快速的有机底物降解为主,  $\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})$  极少被氧化,系统中缺乏  $\rho(\text{NO}_2^- - \text{N})$  底物,即使在缺氧、有机碳源丰富的系统中也不可能发生反硝化,因此  $\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})$  和  $\rho_{\text{TN}}$  都没有下降. 而且高  $\rho_{\text{DO}}$  下,有机物的降解速率较快,在  $\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})$  氧化前即完成了大幅度降解,这对于本身碳源就缺乏的低  $\rho(\text{C})/\rho(\text{N})$  生活污水的后续反硝化非常不利.

## 3 结论

1) 采用 SBR 反应器处理低  $\rho(\text{C})/\rho(\text{N})$  实际生活污水,控制泥龄在 50 ~ 66 d, 限氧曝气的条件下可实

现短程硝化,并且可同时获得高效的好氧生物脱氮效果,稳定后经亚硝酸盐型 SND 去除的总氮可占到 52% 左右,最高可以达到 63.1%.

2) 在  $(19 \pm 1)^\circ\text{C}$  的条件下,通过控制曝气量为 40 L/h,使系统溶解氧处于较低水平  $\rho_{\text{DO}} < 0.8 \text{ mg/L}$ ,结合在 pH“氨谷”点前及时停止曝气的短周期定时控制,强化 AOB 的竞争优势. 历经 60 d、180 个周期的运行可以在全程硝化污泥系统中成功启动短程硝化,  $\rho(\text{NO}_2^- - \text{N}) / \rho(\text{NO}_x^- - \text{N})$  稳定维持在 95% 以上. 短程硝化成功启动后,通过好氧硝化时间的过程控制,可稳定维持短程硝化效果,  $\rho(\text{NO}_2^- - \text{N}) / \rho(\text{NO}_x^- - \text{N})$  高于 95%,  $\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})$  去除率达到 97% 以上.

3) 在没有外加反硝化碳源的基础上,低  $\rho_{\text{DO}}$  水平是实现亚硝酸盐型 SND 的关键因素. 低  $\rho_{\text{DO}}$  促进了亚硝化菌竞争优势的形成,改善了适宜反硝化菌生长代谢的缺氧微环境,同时低  $\rho_{\text{DO}}$  影响有机物和氨氮的降解速度,为反硝化创造有利条件.

## 参考文献:

- [1] 张可方, 杜馨, 张朝升, 等. DO C/N 对同步硝化反硝化影响的试验研究 [J]. 环境科学与技术, 2007, 30(6): 3-5.  
ZHANG Ke-fang, DU Xin, ZHANG Chao-sheng, et al. Influences of DO and C/N on simultaneous nitrification and denitrification [J]. Environmental Science & Technology, 2007, 30(6): 3-5. (in Chinese)
- [2] POCHANA K, KELLER J, LANT P. Model development for simultaneous nitrification and denitrification [J]. Water Science and Technology, 1999, 39(1): 235-243.
- [3] 吕锡武. 同时硝化反硝化的理论和实践 [J]. 环境化学, 2002, 21(6): 564-570.  
LÜ Xi-wu. The theory and practice of simultaneous nitrification and denitrification [J]. Environmental Chemistry, 2002, 21(6): 564-570. (in Chinese)
- [4] 王建龙, 彭永臻, 王淑莹, 等. 复合生物反应器亚硝酸盐型同步硝化反硝化 [J]. 北京工业大学学报, 2007, 33(12): 1310-1314.  
WANG Jian-long, PENG Yong-zhen, WANG Shu-ying, et al. Simultaneous nitrification and denitrification via nitrite in a sequence hybrid biological reactor [J]. Journal of Beijing University of Technology, 2007, 33(12): 1310-1314. (in Chinese)
- [5] WEN Qin-xue, CHEN Zhi-qiang, SHI Han-chang. T-RFLP detection of nitrifying bacteria in a fluidized bed reactor of achieving simultaneous nitrification-denitrification [J]. Chemosphere, 2008, 71(9): 1683-1692.
- [6] LEONIDIA M C D, ELOISA P, EUGENIO F, et al. Removal of ammonium via simultaneous nitrification-denitrification nitrite-shortcut in a single packed-bed batch reactor [J]. Bioresource Technology, 2009, 100(3): 1100-1107.
- [7] VILLAYERDE S, FDZ-POLANCO F, GARCIA-ENCINA P A. Nitrifying biofilm acclimation to free ammonia in submerged biofilters. Start-up influence [J]. Water Res, 2000, 34: 602-610.
- [8] TSUNEDA S, OHNO T, SOEJIMA K, et al. Simultaneous nitrogen and phosphorus removal using denitrifying phosphate accumulating organisms in a sequencing batch reactor [J]. Biochem Eng J, 2006, 27: 191-196.
- [9] 卢珊, 季民, 王景峰, 等. 颗粒污泥 SBR 处理生活污水同步除磷脱氮的研究 [J]. 环境科学, 2007, 28(8): 1687-1692.  
LU Shan, JI Min, WANG Jing-feng, et al. Simultaneous phosphorus and nitrogen removal of domestic sewage with aerobic granular sludge SBR [J]. Environmental Science, 2007, 28(8): 1687-1692. (in Chinese)
- [10] TERADA A, HIBIYA K, NAGAI J, et al. Nitrogen removal characteristics and biofilm analysis of a membrane-aerated biofilm reactor applicable to high-strength nitrogenous wastewater treatment [J]. Journal of Bioscience and Bioengineering, 2003, 95(2): 170-178.
- [11] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法 [M]. 第3版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002: 252-266.
- [12] THIRD K A, BURNETT N, CORD-RUWISCH R. Simultaneous nitrification and denitrification using stored substrate (PHB) as the electron donor in an SBR [J]. Biotechnology and Bioengineering, 2003, 83: 706-720.
- [13] 曾薇, 杨庆, 张树军, 等. 采用 FISH、DGGE 和 Cloning 对短程脱氮系统中硝化菌群的比较分析 [J]. 环境科学学报, 2006, 26(5): 734-739.  
ZENG Wei, YANG Qing, ZHANG Shu-jun, et al. Analysis of nitrifying bacteria in short-cut nitrification-denitrification processes by using FISH, PCR-DGGE and Cloning [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2006, 26(5): 734-739. (in Chinese)

- [4] 吉芳英, 肖铁岩, 罗固源. 侧流除磷 ERP-SBR 新工艺中生物脱氮及影响因素研究 [J]. 环境污染治理技术与设备, 2006(7): 24.  
JI Fang-ying, XIAO Tie-yan, LUO Gu-yuan. Influencing factors of biological nitrogen removal in the bypass phosphorus-removal ERP-SBR [J]. Techniques and Equipment for Environmental Pollution Control, 2006(7): 24. (in Chinese)
- [5] GARRIDO J M, VAN BENTHUM W A J, VAN LOOSDRECHT M C M, et al. Influence of dissolved oxygen concentration on nitrite accumulation in a biofilm airlift suspension reactor [J]. Biotechnol Bioeng, 1997, 53: 168-178.
- [6] PPLLICE A, TANDOI V, LESTINGI C. Influence of aeration and sludge retention time on ammonium oxidation to nitrite and nitrate [J]. Water Research, 2002, 36(10): 2541-2546.
- [7] FUX C, BOEHLER M, HUBER P, et al. Biological treatment of ammonium-rich wastewater by partial nitrification and subsequent anaerobic ammonium oxidation (anammox) in a pilot plant [J]. Journal of Biotechnology, 2002, 99(3): 295-306.
- [8] 王弘宇, 马放, 周丹丹. 同步硝化好氧反硝化生物脱氮机理分析及其研究进展 [J]. 四川环境, 2004, 23(6): 62-65.  
WANG Hong-yu, MA Fang, ZHOU Dan-dan. The mechanism and research progress of synchronous nitrification and aerobic denitrification in biological nitrogen removal [J]. Sichuan Environment, 2004, 23(6): 62-65. (in Chinese)

## Simultaneous Nitrification Denitrification via Nitrite Under Limited Aeration

ZENG Wei, ZHANG Yue, LI Lei, WANG Shu-ying, PENG Yong-zhen

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

**Abstract:** At normal temperature of  $(19 \pm 1)^\circ\text{C}$ , without the addition of external carbon sources, simultaneous nitrification denitrification via nitrite (SND via nitrite) was studied in a lab-scale SBR treating domestic wastewater with low ratio of carbon to nitrogen. The results showed that under the long sludge retention time (SRT) of 50 ~ 66 d and limited aeration with the maximum  $\rho_{\text{DO}}$  below 2.0 mg/L and the average  $\rho_{\text{DO}}$  of 0.65 mg/L, partial nitrification to nitrite was successfully achieved with  $\rho(\text{NO}_2^- - \text{N}) / \rho(\text{NO}_x^- - \text{N})$  over 95%. Moreover, denitrification occurred during the above aerobic nitrification phase. The average  $\rho_{\text{TN}}$  removal efficiency by SND via nitrite maintained 52%, and the maximum was up to 63.1%. The low  $\rho_{\text{DO}}$  concentration under limited aeration is the key factor to achieving SND via nitrite. Under a long time operation with low  $\rho_{\text{DO}}$  concentrations, the altering of nitrifying communities, micro-environment for denitrifiers growth and biodegradation characteristics of  $\rho_{\text{COD}}$  and  $\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})$  promoted the occurrence of SND via nitrite.

**Key words:** simultaneous nitrification denitrification (SND) via nitrite; ammonia oxidizing bacteria (AOB); limited aeration; sequence batch reactors

(责任编辑 苗艳玲)