

文章编号:1000-582X(2011)06-064-05

# 氨氮污泥负荷及 DO 对高浓度亚硝化系统的影响

魏琛<sup>1,2</sup>, 钟仁超<sup>1</sup>, 盛贵尚<sup>2</sup>

(1. 贵州大学土木建筑工程学院, 贵州 贵阳 550002; 2. 重庆大学土木工程博士后流动站, 重庆 400045)

**摘要:**通过氨氮污泥负荷影响试验和 DO 影响试验数据分析, 得出以下结论: 1) 高浓度亚硝化系统氨氮降解率及亚硝化率均随着  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  污泥负荷的增高而下降。HRT < 2 d 系统随  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  污泥负荷增加, 氨氮降解率迅速下跌到 25%~29%; HRT ≥ 2d 系统随  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  污泥负荷增加, 氨氮降解率缓慢下降到 50%~60%; HRT = 2.5 d 和 HRT = 3 d 的系统中亚硝化率随  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  污泥负荷增加而下降的趋势不甚明显; HRT = 5 d 系统中亚硝化率的下降是由于污泥产生适应性的造成。因此高浓度亚硝化反应系统的  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  污泥负荷不宜过高。2) 随着 DO 的升高, 高浓度亚硝化系统的氨氮降解率一直逐步升高。DO < 0.7 mg/L 是不利于氨氮降解的; DO > 2 mg/L 时氧化的  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  都转变成了增加的  $\text{NO}_3^-\text{-N}$ , 亚硝化率下降。将 DO 控制在 0.7~1.3 mg/L 之内可保证较佳的  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  降解率和亚硝化率。

**关键词:**亚硝化; 氨氮污泥负荷; 溶解氧; 高氨氮废水

中图分类号: X703.1

文献标志码: A

## The effects of nitrogen sludge load and DO on high concentration nitrous nitrifying system

WEI Chen<sup>1,2</sup>, ZHONG Ren-chao<sup>1</sup>, SHENG Gui-shang<sup>2</sup>

(1. College of Civil Engineering and Building Construction, Guizhou University, Guiyang 550002, Guizhou P. R. China; 2. Civil Engineering's Postdoctoral Center, Chongqing University, Chongqing 400045, P. R. China)

**Abstract:** The purpose of this paper is to investigate the impact of nitrogen sludge load and dissolved oxygen (DO) on nitrite nitrification system. The following conclusions have been drawn based on the experimental data and analysis results: 1) The ammonium degradation rate and the nitrous accumulation rate of high concentration nitrous nitrifying system decline with the increase of  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  sludge load. When HRT is less than two days, the ammonium degradation rate rapidly declines to 25%~29% with the increase of  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  sludge load. When HRT is beyond two days, the ammonium rate of the system slowly falls to 50%~60% with the  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  sludge load increased. When HRT is 2.5 days or 3 days, the declined trend of the system nitrous accumulation rate is not obvious with the  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  sludge load increased. When HRT is 5 days, the decrease of nitrous accumulation rate is caused by the adaptation of sludge. So the  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  sludge load of high concentration nitrous accumulation system should not be too high; 2) With the increase of DO, the ammonium degradation of high concentration nitrous nitrifying system is gradually increased. When the DO is less than 0.7 mg/L, it is not conducive to the ammonium degradation. When the DO is higher than 2 mg/L, the oxide of  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  is changed into the increased of  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  and

收稿日期: 2010-12-11

基金项目: 贵州省科学技术基金资助项目(2008-2236); 贵州省科技厅科技攻关项目(SZ(2008)3073); 贵州大学引进人才科研项目(2008-029)

作者简介: 魏琛(1975-), 女, 贵州大学副教授, 博士, 研究方向为水污染控制理论及技术, (E-mail) ctbucc@163.com。

the nitrous accumulation rate declined. If the concentration of DO is controlled within 0.7 to 1.3 mg/L, the high concentration nitrous nitrifying system can have a good  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  degradation rate and nitrous accumulation rate.

**Key words:** nitrite nitrifying; nitrogen sludge load; DO; high ammonia wastewater.

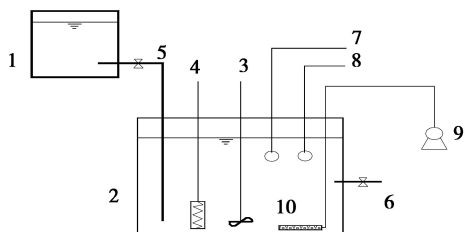
新兴的亚硝化/厌氧氨氧化脱氮工艺属自养脱氮工艺,可克服碳源不足的影响,实现高效生物脱氮处理。在此类工艺中,亚硝化阶段形成高比例的  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  积累是系统实现高效脱氮的前提和保障。目前国内外已有的文献提出的影响亚硝化反应的因素有溶解氧、pH 值、温度、污泥龄、有害物质、有机基质及游离氨(free ammonia, FA)等<sup>[1-5]</sup>。研究选取的重点为氨氮污泥负荷及溶解氧(DO)对高氨氮废水亚硝化系统的影响,因为这两者在系统设计、运行管理中都是极其重要的因素,对于反应器的形式尺寸、设备功率型号等的确定起着决定性的作用,确定它们对亚硝化系统的影响方式及影响程度和最佳取值范围意义重大。

## 1 试验设计

### 1.1 试验流程及运行参数

试验以城镇污水处理厂曝气池污泥接种,采用活性污泥法 SBR 工艺,试验流程如图 1。废水由高位水箱进入 SBR 反应器(有效容积 20 L)底部,反应后经排水管流走,连续进水、连续排水。反应器温度由恒温加热器控制在 28~30 °C,温差小于 2 °C。

在试验中,未采取回流等措施保证反应器中污泥的浓度,反应后混合液连续经排水管流走,因此系统 MLSS 浓度是一个未控制的变量,其值是自然变化及波动的,取决于增长与流失之间的差值,这有利于反应器中硝酸菌的“洗出”(wash out),建立亚硝酸菌的优势地位,该流程的特点为系统水力停留时间与系统污泥龄相等(即  $\text{HRT} = \text{SRT}$ )。



1. 高位水箱 2. 反应器 3. 搅拌器 4. 恒温加热器  
5. 进水管 6. 排水管 7. DO 探头 8. pH 探头  
9. 鼓风机 10. 曝气砂头

图 1 试验流程图

### 1.2 试验水质及分析方法

试验原水为人工配水,水质如表 1。

表 1 试验模拟原水水质表 mg/L

COD	$\text{NH}_4^+ - \text{N}$	$\text{NO}_x^- - \text{N}$	TP	碱度	pH	微量元素
650~	800~	0	50	4 000~	8.2~	适量
1 000	1 000			7 000	8.5	

试验测定方法与频率:氨氮采用纳氏试剂比色法测定;亚硝酸盐氮采用 N-1-萘乙二胺比色法测定;硝酸盐氮采用变色酸 HACH 比色法测定;pH 采用 pHS-3S 型酸度计测定;溶解氧采用 YSI 5100 型溶解氧仪测定;MLSS 采用重量法测定。

### 1.3 试验内容

整个试验内容分为 2 个部分:第 1 部分为考察氨氮污泥负荷变化对亚硝化系统运行效果的影响;第 2 部分为考察 DO 变化对亚硝化系统运行效果的影响。均采用平行试验。

## 2 试验结果及分析

### 2.1 氨氮污泥负荷影响试验

描述反应器中所承受的氨氮( $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ )负荷最恰当的方式是将进水  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  浓度与反应器污泥浓度联系在一起的氨氮污泥负荷:氨氮污泥负荷=(进水量×进水  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  浓度)/(反应器体积×污泥浓度)<sup>[6]</sup>。为了全面地反应处理效率与污泥负荷之间的关系,试验按照图 1 及 1.1 试验流程及运行参数同时启动了 7 套亚硝化反应装置,保持除 HRT (即 SRT)之外的其它系统参数一致,以考察 HRT 分别在 1~5 d 时氨氮污泥负荷对高浓度亚硝化系统的影响,结果如图 2~图 8 所示。

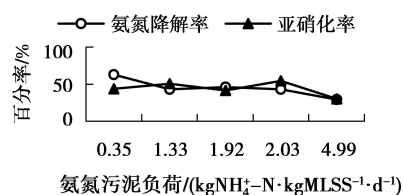


图 2 HRT=1 d 时  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  负荷的影响

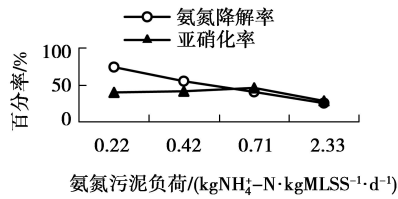
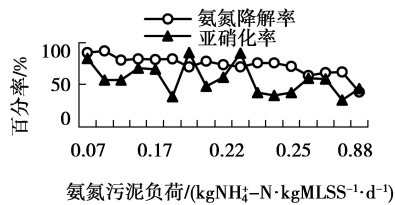
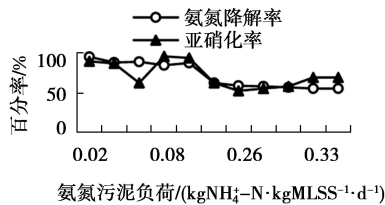
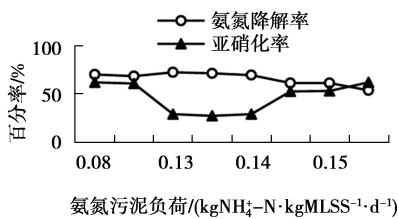
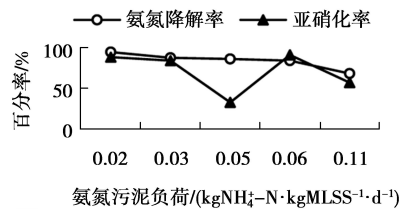
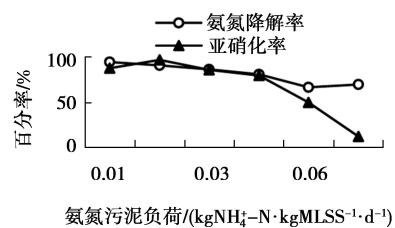
图 3 HRT=1.5 d 时 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 负荷的影响图 4 HRT=2 d 时 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 负荷的影响图 5 HRT=2.5 d 时 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 负荷的影响图 6 HRT=3 d 时 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 负荷的影响图 7 HRT=4 d 时 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 负荷的影响图 8 HRT=5 d 时 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 负荷的影响

图 2~图 8 均反应了一个趋势:各系统中氨氮降解率均随着 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 污泥负荷的增高而下降。在上述 7 个系统中,进水浓度变化不大的情况下,NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 污泥负荷变化的最本质和最主要的原因是由于反应器中污泥浓度的变化造成的。当污泥增长量小于流失量时,MLSS 浓度呈持续下降的趋势,导致系统 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 污泥负荷持续上升。当 HRT<2 d 时,由于 MLSS 浓度随反应的进行下降很快,因此 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 污泥负荷也较快增加至 2~5 kg NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N/kgMLSS · d,此时氨氮降解率迅速下跌到 25%~29%;当 HRT≥2 d 后,由于 MLSS 浓度变化较慢,污泥流失幅度减小,因此 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 污泥负荷最多也只能增加到 1 kgNH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N/kgMLSS · d,而且 HRT 越大,NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 负荷越低,这主要是与 MLSS 浓度有关,此时,随 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 负荷增加,氨氮降解率缓慢下降到 50%~60%<sup>[7]</sup>。

亚硝化率变化下降的趋势基本与氨氮降解率变化同步,但下降的原因却不相同<sup>[8-9]</sup>。HRT<2 d 系统中,当 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 负荷较高时,亚硝化率的下降是由于 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 降解变差,出水 NO<sub>x</sub><sup>-</sup>-N 浓度均很低造成的。而 HRT=5 d 系统中,当 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 负荷较高时,亚硝化率的下降是由于污泥产生适应性的造成,此时系统出水中 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 占 NO<sub>x</sub><sup>-</sup>-N 的主要部分。HRT=2.5 d 和 HRT=3 d 的系统中亚硝化率随 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 污泥负荷增加而下降的趋势不甚明显。

由此可见,高浓度亚硝化反应系统的 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 污泥负荷不宜过高,否则会导致 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 氧化降解不完全,具体取值可根据系统 HRT 值调整确定。NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 浓度的影响也可通过 FA 的形式表现出来,具体而言就是进水 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 浓度越大,负荷越大,导致 FA 增大,此时 FA 对亚硝化系统的抑制作用越强<sup>[10-11]</sup>,氨氮降解和亚硝化率都会下降。

## 2.2 DO 影响试验

DO 影响试验是在图 4 所示 HRT=SRT=2 d 的系统出现稳定亚硝化的第 30~32 d 的污泥同时进行的平行烧杯试验,控制试验中 DO 变化范围为 0.3~3.6 mg/L;整个试验过程中严格控制 MLSS 浓度,使其波动小于 100 mg/L;保持进水水质和 pH 值稳定,使 FA/MLSS 在 0.12~0.2 之间。试验结果分别如图 9 和图 10 所示。

从图 9 和图 10 可以看出:随着 DO 的升高,氨氮降解率一直逐步升高。从 DO 为 0.3 mg/L 时的 45%升高到 DO 为 3.6 mg/L 时的 87.5%。

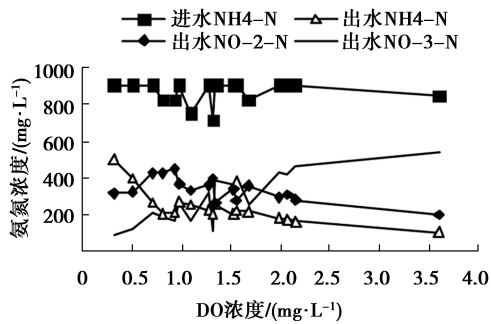


图9 DO对系统出水浓度的影响

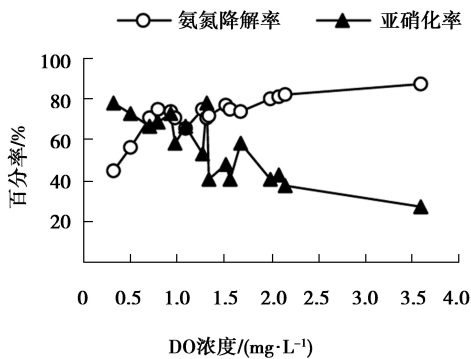


图10 DO对氨氮降解率和亚硝化率影响

当DO自0.3 mg/L升到0.7 mg/L时,出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 迅速由500 mg/L降至268 mg/L,而 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 降解率也自45%升到70.5%,与此同时,出水 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 也分别自316 mg/L、91 mg/L升高到427 mg/L和212 mg/L。这说明 $\text{DO} < 0.7$  mg/L是不利于氨氮降解的,此时 $\text{NO}_x^-\text{-N}$ 均低是由于 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 不能充分氧化所致。当DO升高到0.7 mg/L到2 mg/L之间, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 降解率一直均匀稳定在约75%左右,变化范围小于 $\pm 5\%$ ,出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 也处于200~250 mg/L之间,说明此DO浓度已能满足 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 降解的要求。当DO升高到 $> 2$  mg/L之后 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 降解率呈较明显的上升趋势,出水 $\text{NH}_4^+\text{-N} < 200$  mg/L,当 $\text{DO} = 3.6$  mg/L时 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 降解率接近87.5%,而此时出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 只有107 mg/L。

DO在1~2 mg/L范围之内时,出水 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 虽变化不大,在300 mg/L附近波动,但 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 却有较明显的上升趋势,特别是当 $\text{DO} > 1.3$  mg/L之后, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 自200 mg/L左右升到400 mg/L以上。在 $\text{DO} > 2$  mg/L之后 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 下降和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 升高的趋势就比较明显了,此时氧化的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 都转变成了增加的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 。随着DO的升高,系统由亚硝化型硝化向完全硝化型硝化转移<sup>[12]</sup>。

Garrido<sup>[13]</sup>利用生物膜气提反应器进行的亚硝化试验中观察到: $\text{DO} > 2.5$  mg/L时 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 完全氧化为 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ ;  $\text{DO} = 1 \sim 2$  mg/L时亚硝化率最大,约1.5 mg/L时可取得最佳的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 降解和亚硝化效果; $\text{DO} < 1$  mg/L以后 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 降解率下降,导致 $\text{NO}_x^-\text{-N}$ 也下降。这些结果都与本次试验的结果很相近。Garrido同时也提到,生物膜系统中由于DO值不易调控,使亚硝化不易达到最佳稳定态。Picioreanu<sup>[14]</sup>也提到在低DO下, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 很难进行完全的降解。

因此在高浓度亚硝化系统中将DO控制在0.7~1.3 mg/L之内可保证较佳的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 降解率和亚硝化率,这比传统的完全硝化系统节约35%~65%的供氧曝气能源,充分证实了亚硝化反应节约能源的优势。试验中预先设置的DO浓度完全能满足试验的需要。但不同的系统、不同的水质下污泥的絮体大小等情况不同、氧气的传质系数不同等也会导致亚硝化系统所需最佳DO的值有一些差异,具体可以根据实际情况试验调整。

试验结果表明<sup>[10-12,15]</sup>:虽然DO下降会在一定程度上使亚硝酸菌及硝酸菌活性下降(即比基质利用率低),但亚硝酸菌经过一段时间的驯化,逐步适应这种低氧环境之后,低溶解氧也能加快其增殖速率,形成数量上的优势,获得补偿优势。增殖速率的提高能保证在无污泥回流的系统中,亚硝酸菌不会因过度排泥而流失;同时可补偿因低DO所造成的代谢活性下降,使得氨氧化过程不受影响。但与亚硝酸菌不同,硝酸菌在低DO下活性下降,且增殖速率没有任何提高,因此很容易随排泥而流出系统,使其数量上处于劣势。因此在无污泥回流的试验中,硝酸菌处于竞争劣势,系统中 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 能形成积累。所以低DO环境有利于亚硝酸菌赢得竞争优势,是建立亚硝化系统的重要条件。

### 3 结 论

1)高浓度亚硝化系统氨氮降解率及亚硝化率均随着 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 污泥负荷的增高而下降。HRT $< 2$  d系统随 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 污泥负荷增加,氨氮降解率迅速下跌到25%~29%,亚硝化率的下降是由于 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 降解变差,出水 $\text{NO}_x^-\text{-N}$ 浓度均很低造成的。HRT $\geq 2$  d系统随 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 污泥负荷增加,氨氮降解率缓慢下降到50%~60%;HRT=2.5 d和HRT=3 d的系统中亚硝化率随 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 污泥负荷增加而下降的趋势不甚明显。HRT=5 d系统中亚硝化率的下降是由于污泥产生适应性的造成。高浓度亚硝化反

应系统的  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  污泥负荷不宜过高,否则会导致  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  氧化降解不完全,具体取值可根据系统 HRT 值调整确定。

2)随着 DO 的升高,高浓度亚硝化系统的氨氮降解率一直逐步升高。DO $<$ 0.7 mg/L 是不利于氨氮降解的,此时  $\text{NO}_x^--\text{N}$  均低是由于  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  不能充分氧化所致;DO $>$ 2 mg/L 时氧化的  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  都变成了增加的  $\text{NO}_3^--\text{N}$ ,亚硝化率下降,系统向传统的完全硝化转移。高浓度亚硝化系统中将 DO 控制在 0.7~1.3 mg/L 之内可保证较佳的  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  降解率和亚硝化率,这比传统的完全硝化系统节约 35%~65% 的供氧曝气能源。

#### 参考文献:

- [1] 孙英杰. 生活垃圾填埋场渗滤液中氨氮的脱除[J]. 给排水, 2002, 28(7): 35-37.  
SUN YING-JIE. Ammonia nitrogen removal from municipal refuse landfill leachate [J]. Water and Wasterwater Engineering, 2002, 28(7): 35-37.
- [2] 刘东, 喻晓, 罗毅, 等. 城市生活垃圾填埋场渗滤液特性分析[J]. 环境科学与技术, 2006, 29(6): 55-57.  
LIU DONG, YU XIAO, LUO YI, et al. Characteristic analysis of municipal solid waste landfill leachate[J]. Environmental Science and Technology, 2006, 29(6): 55-57.
- [3] 郑雅杰. 垃圾填埋场渗滤液特征及其治理[J]. 水资源保护, 1997(2): 11-13.  
ZHENG YA-JIE. The characteristics and management of refuse landfill leachate [J]. Water Resources Protection, 1997(2): 11-13.
- [4] 史一欣, 倪晋仁. 晚期垃圾渗滤液短程硝化影响因素研究[J]. 环境工程学报, 2007, 1(7): 110-114.  
SHI YI-XIN, NI JIN-REN. Study on factors affecting shortcut nitrification of mature landfill leachate [J]. Techniques and Equipment for Environmental Pollution Control, 2007, 1(7): 110-114.
- [5] 吴莉娜, 彭永臻, 王淑莹, 等. 游离氨对城市生活垃圾渗滤液短程硝化的影响[J]. 环境科学, 2008, 29(12): 3428-3432.  
WU LI-NA, PENG YONG-ZHEN, WANG SHU-YING, et al. Effect of free ammonia on the short-cut nitrification of the municipal landfill leachate [J]. Chinese Journal of Environmental Science, 2008, 29(12): 3428-3432.
- [6] 周少奇, 张鸿郭. 垃圾渗滤液厌氧氨氧化与反硝化的协同作用[J]. 华南理工大学学报: 自然科学版, 2008, 36(3): 73-76.  
ZHOU SHAO-QI, ZHANG HONG-GUO. Synergistic effect of anaerobic ammonium oxidation and denitrification of landfill leachate[J]. Journal of South China University of Technology: Natural Science Edition, 2008, 36(3): 73-76.
- [7] MILNER M G, CURTIS T P, DAVENPORT R J. Presence and activity of ammonia-oxidising bacteria detected amongst the overall bacterial diversity along a physico-chemical gradient of a nitrifying wastewater treatment plant [J]. Water Research, 2008, 42(12): 2863-2872.
- [8] GLEESON D, HERMANN A M, LIVESLEY S J, et al. Influence of water potential on nitrification and structure of nitrifying bacterial communities in semiarid soils[J]. Applied Soil Ecology, 2008, 40(1): 189-194.
- [9] LI H Y, YANG M, ZHANG Y, et al. Nitrification performance and microbial community dynamics in a submerged membrane bioreactor with complete sludge retention [J]. Journal of Biotechnology, 2006, 123(1): 60-70.
- [10] 魏琛. 长泥龄 SBR 亚硝化系统的污泥适应性问题[J]. 重庆大学学报: 自然科学版, 2004, 27(4): 111-113.  
WEI CHEN. Acclimation in partial nitrification process of long MCRT [J]. Journal of Chongqing University: Natural Science Edition, 2004, 27(4): 111-113.
- [11] 魏琛. FA 和 pH 值对低 C/N 污水生物亚硝化的影响[J]. 重庆大学学报: 自然科学版, 2006, 29(3): 124-127.  
WEI CHEN. Effects of free ammonium and pH on partial nitrification process [J]. Journal of Chongqing University: Natural Science Edition, 2006, 29(3): 124-127.
- [12] 张树军, 王淑莹, 毛心慰, 等. 高氨氮垃圾渗滤液高效生物脱氮[J]. 中国环境科学, 2008, 28(3): 225-228.  
ZHANG SHU-JUN, WANG SHU-YING, MAO XIN-WEI, et al. Highly effective biological nitrogen removal from high ammonia landfill leachate [J]. China Environmental Science, 2008, 28(3): 225-228.
- [13] GARRIDO J M, VAN BENTHUM W A J, VAN LOOSDRECHT M D M, et al. Influence of dissolved oxygen concentration on nitrite accumulation in a biofilm airlift suspension reactor [J]. Biotechnology and Bioengineering, 1997, 53(2): 168-178.
- [14] PICIOREANU C, VAN LOOSDRECHT M C M, HEIJNEN J J, et al. Modelling the effect of oxygen concentration on nitrite accumulation in a biofilm airlift suspension reactor [J]. Water Science and Technology, 1997, 36(1): 147-156.
- [15] 魏琛. 游离氨对稳定生物亚硝化的影响分析[J]. 重庆环境科学, 2003, 25(12): 50-52.  
WEI CHEN. The influence of free ammonium on stable short-cut nitrifying system [J]. Chongqing Environmental Science, 2003, 25(12): 50-52.

(编辑 陈移峰)