

研究简报

缺氧 FNA 对氨氧化菌和亚硝酸盐氧化菌的选择性抑菌效应

委燕, 王淑莹, 马斌, 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, 北京市污水脱氮除磷处理与过程控制工程技术研究中心, 北京 100124)

摘要: 为了研究缺氧条件下游离亚硝酸 (FNA) 对氨氧化菌 (AOB) 和亚硝酸盐氧化菌 (NOB) 的选择性抑菌效应, 通过批次试验考察活性污泥经缺氧 FNA ($0.27 \text{ mg HNO}_2\text{-N} \cdot \text{L}^{-1}$) 处理 6 h 后, 其氨氧化速率与亚硝酸盐氧化速率的变化及 AOB 和 NOB 活性恢复情况。结果表明: 经缺氧 FNA 处理的活性污泥, NOB 活性下降 83.57%, 而 AOB 的活性仅下降 22.34%。此污泥在正常条件下运行 34 个周期后, NOB 的活性仍未得到恢复, 且硝化过程中亚硝酸盐积累率逐渐增加, 最后稳定在 90% 以上。典型周期内氮化合物浓度变化研究表明, 即使在曝气 2 h 的条件下, 亚硝酸盐积累并未遭到破坏。上述试验结果表明基于缺氧 FNA 选择性抑菌效应有望稳定实现城市污水短程硝化, 为城市污水短程硝化厌氧氨氧化提供基础。

关键词: 游离亚硝酸; 选择性; 氨氧化菌; 亚硝酸盐氧化菌; 短程硝化; 曝气; 活性

DOI: 10.3969/j.issn.0438-1157.2014.10.052

中图分类号: X 703

文献标志码: A

文章编号: 0438—1157 (2014) 10—4145—05

Selective inhibition effect of free nitrous acid on ammonium oxidizing bacteria and nitrite oxidizing bacteria under anoxic condition

WEI Yan, WANG Shuying, MA Bin, PENG Yongzhen

(Beijing Key Laboratory of Water Quality Science and Water Environment Recovery,
Beijing University of Technology, Beijing 100124, China)

Abstract: In order to study the selective inhibition effect of free nitrous acid (FNA) ($0.27 \text{ mg HNO}_2\text{-N} \cdot \text{L}^{-1}$) on ammonium oxidizing bacteria (AOB) and nitrite oxidizing bacteria (NOB) under anoxic condition, both the variations of ammonium oxidation rate and nitrite oxidation rate and recovery of AOB reactivity and NOB reactivity were investigated by using the sludge treated by FNA for 6 h under anoxic condition. AOB and NOB reactivities decreased by 83.57% and 22.34% respectively after the sludge was subjected to treatment with FNA. NOB reactivity did not recover when the FNA-treated sludge was used under normal operation environment for 34 cycles. Especially, nitrite accumulation ratio increased gradually and remained over 90%. Moreover, concentrations of nitrogen compounds in the typical cycle showed that nitrite accumulation was not destroyed even if excessive aeration lasted for 2 h. Thus, the selective inhibition effect of FNA under anoxic condition could be used to establish stable nitrification in sewage treatment system, providing the foundation for achieving nitrogen removal from sewage *via* nitrification and Anammox.

2014-04-03收到初稿, 2014-06-04收到修改稿。

联系人: 王淑莹。第一作者: 委燕 (1989—), 女, 硕士研究生。

基金项目: 国家自然科学基金项目 (21177005); 中国博士后科学基金项目 (2012M520134)。

Received date: 2014-04-03.

Corresponding author: Prof. WANG Shuying, wsy@bjut.edu.cn

Foundation item: supported by the National Natural Science Foundation of China (21177005) and China Postdoctoral Science Foundation (2012M520134).

Key words: free nitrous acid; selectivity; ammonium oxidizing bacteria; nitrite oxidizing bacteria; nitrification; aeration; reactivity

引 言

厌氧氨氧化 (Anammox) 菌的发现使自养生物脱氮技术成为可能。厌氧氨氧化菌利用亚硝酸盐作为电子受体氧化氨氮, 利用无机碳作为碳源, 无须有机物作为碳源, 从而实现自养生物脱氮^[1]。短程硝化/厌氧氨氧化自养脱氮工艺中, 污水中部分氨氮被氧化为亚硝酸盐氮, 可节省 60% 的曝气量; 无须有机物作为碳源^[2-3], 可节省 100% 的有机碳源。因此, 可以通过厌氧发酵产甲烷作用将污水中的有机物转化为能源物质——甲烷, 从而实现污水中能量的回收利用。厌氧氨氧化技术虽在高氨氮废水处理中取得了较好的效果, 但至今仍未应用于城市污水处理, 其瓶颈在于难以有效抑制 NOB, 实现短程硝化, 为厌氧氨氧化提供直接底物亚硝酸盐。

高氨氮废水好氧硝化过程中, 高浓度亚硝酸对 AOB 与 NOB 有抑制作用^[4], 利于实现高氨氮废水短程硝化。同时研究发现 NOB 的真正抑制剂是游离亚硝酸 (FNA), 而不是亚硝酸盐, FNA 对 AOB 和 NOB 增殖的抑制浓度分别为 $0.4 \text{ mg HNO}_2\text{-N} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $0.02 \text{ mg HNO}_2\text{-N} \cdot \text{L}^{-1}$ ^[5], 即 NOB 易于受 FNA 的抑制。孙洪伟等^[6]也发现 FNA 浓度达到 $1.00 \text{ mg HNO}_2\text{-N} \cdot \text{L}^{-1}$ 时利于实现高氨氮污水的短程硝化。上述研究都是好氧条件下 FNA 对 AOB 与 NOB 的抑菌效应, 而缺氧条件下 FNA 对 AOB 和 NOB 活性的影响研究还未见报道。同时最新研究表明缺氧条件下高浓度 FNA 对硫酸盐还原菌有很好的抑菌效应, 通过向污水管道系统投加亚硝酸盐可有效控制系统中 H_2S 的产生^[7]。因此推测缺氧条件下 FNA 对 AOB 与 NOB 可能也会有抑菌效果。若缺氧无有机物的条件下也能实现 FNA 对 NOB 的抑制大于对 AOB 的抑制, 则可实现污水硝化过程中的亚硝酸盐积累, 且此条件下亚硝酸盐不会被消耗, 因为无有机物不会发生反硝化作用。因此, 研究缺氧 FNA 对 AOB 与 NOB 的抑菌效应对于实现城市污水稳定短程硝化具有重要意义。

基于上述背景与分析, 本研究将考察缺氧条件下, FNA 对 AOB 和 NOB 活性的影响, 进而研究了缺氧 FNA 作用后, 正常运行条件下 AOB 与 NOB 活性的恢复情况及典型周期内氮化合物的转化规律。

1 试验材料和方法

1.1 缺氧条件下 FNA 对 AOB 和 NOB 的抑菌效应试验

采用人工配水, 其组成除表 1 所列成分外, 还投加微量元素溶液 $0.3 \text{ ml} \cdot \text{L}^{-1}$ ^[8]。进行两组试验, 分别为空白组和试验组。试验在 SBR 反应器中进行, 其有效容积为 3 L。试验污泥取自于高碑店污水处理厂回流污泥。试验开始前, 离心洗泥 3 次, 保证去除溶解态的有机物、氨氮和亚硝酸盐。试验均在恒温培养箱中开展, 稳定为 21°C 。空白组试验不投加亚硝酸盐, 试验组试验投加亚硝酸盐, 且初始 $\text{NO}_2\text{-N} = 340 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (FNA = $0.27 \text{ mg HNO}_2\text{-N} \cdot \text{L}^{-1}$)^[9]。反应器均缺氧搅拌 6 h, 并通过投加 $0.5 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ HCl 和 NaOH 溶液控制反应器 $\text{pH} = 6.5 \pm 0.05$ 。反应器中混合液悬浮固体浓度 (MLSS) 保持在 $2300 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右, 挥发性悬浮固体质量 (MLVSS) 与 MLSS 之比为 0.7 左右。

表 1 配水成分及水质指标

Table 1 Composition and quality of synthetic wastewater

Compound	Concentration/ $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$
NH_4Cl	112.5
KH_2PO_4	49.4
NaHCO_3	300
$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	90
$\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	14
$\text{NH}_4\text{-N}$	30
$\text{PO}_4\text{-P}$	11
$\text{NO}_x\text{-N}$	<1
alkalinity	200—450

1.2 污泥中 AOB 与 NOB 活性的测定

分别取缺氧处理后的污泥离心洗泥 3 次, 而后置于 SBR 反应器中, 用配水定容至 3 L, 同时投加氨氮和亚硝酸盐, $\text{NH}_4\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2\text{-N}$ 初始浓度分别为 $30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 曝气 150 min ($\text{DO} > 7.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), 间隔 30 min 取样测定 $\text{NH}_4\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2\text{-N}$ 。AOB 和 NOB 的活性采用 $\text{NH}_4\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2\text{-N}$ 比氧化速率表征, 分别记为 r_{NH_4} 和 r_{NO_2} 。首先将 $\text{NH}_4\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2\text{-N}$ 浓度变化曲线进行线性拟合 ($R^2 > 0.99$), 计算混合液中 $\text{NH}_4\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2\text{-N}$ 在反应过程中的浓度降低速率, 分别记为 $r_{\text{NH}_4,c}$ 和 $r_{\text{NO}_2,c}$, 当

NO_2^- -N 浓度曲线呈上升趋势时, 其浓度降低速率记为负值。由于 AOB 消耗的氨氮直接来自混合液中投加的氨氮, 则当 NH_4^+ -N 比氧化速率记为 r_{NH_4} 时, $r_{\text{NH}_4} = r_{\text{NH}_4, \text{c}}$ 。而 NOB 消耗的亚硝酸盐包括两个来源: 一个是氨氮氧化产生的亚硝酸盐, 另外一个直接投加的亚硝酸盐, 所以当 NO_2^- -N 的比氧化速率记为 r_{NO_2} 时, $r_{\text{NO}_2} = r_{\text{NH}_4, \text{c}} + r_{\text{NO}_2, \text{c}}$ 。

1.3 正常运行条件下 FNA 处理后的活性污泥中 AOB 和 NOB 活性恢复试验

为了考察正常运行条件下 FNA 处理的活性污泥中所含 AOB 和 NOB 活性的恢复情况, 进行以下试验。将 FNA 处理后的活性污泥置于有效容积为 3 L 的 SBR 反应器中, 在温度为 21℃ 的恒温培养箱中进行曝气硝化。恢复试验运行 33 d, 除第 4 d 运行 2 个周期外, 其他时间段每天运行 1 个周期。每个 SBR 运行周期包括: 进水、曝气、沉淀、排水与闲置。进水方式为瞬间进水, 进水体积为 1.5 L, 进水为经高负荷活性污泥法去除水中有机物后的生活污水 (COD 为 50~70 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$); 曝气时间为 6 h, DO 浓度大于 7.0 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$; 沉淀时间为 0.5 h; 排水时间为 10 min, 排水体积为 1.5 L; 除第 4 d 运行的 2 个周期的闲置时间为 5.3 h, 其他周期闲置时间均为 17.3 h。取进水和出水水样检测 NH_4^+ -N、 NO_2^- -N 和 NO_3^- -N 浓度, 用于评价污泥硝化性能。

1.4 分析项目与方法

COD: COD 快速测定仪; 水样经过 0.45 μm 滤纸过滤后测定 NO_2^- -N 和 NO_3^- -N, 采用美国 LACHAT 公司 QuikChem8500 Series2 流动注射分析仪; pH 采用德国 WTW pH/oxi340i 仪在线监测。混合液污泥浓度 (MLSS): 滤纸称重法; 挥发性污泥质量浓度 (MLVSS) 采用马弗炉灼烧重量法测定。

2 试验结果

2.1 缺氧条件下 FNA 对 AOB 和 NOB 活性的影响

由图 1 可以看出, 未经 FNA 处理活性污泥的比氨氧化速率和比亚硝酸盐氧化速率分别为 4.01 $\text{mg} \cdot (\text{g VSS})^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ 和 4.98 $\text{mg} \cdot (\text{g VSS})^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$, 比氨氧化速率小于比亚硝酸盐氧化速率, 所以采用该活性污泥处理生活污水时不会出现亚硝酸盐积累。而在缺氧条件下, 采用 FNA (0.27 $\text{mg HNO}_2^- \cdot \text{L}^{-1}$) 处理活性污泥 6 h, 其比氨氧化速率和比亚硝酸盐氧化速率分别降为 3.11 $\text{mg} \cdot (\text{g VSS})^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ 和 0.82 $\text{mg} \cdot (\text{g VSS})^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$, 此时比氨氧化速率大于比亚硝

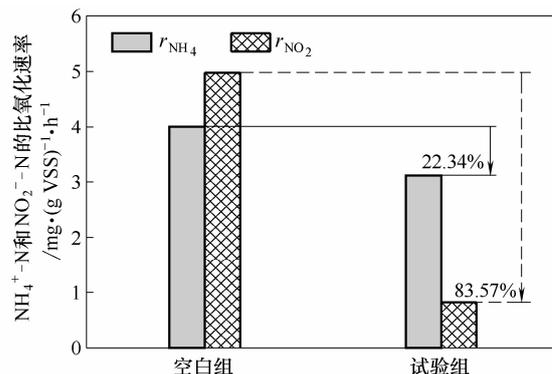


图 1 空白组和试验组中 NH_4^+ -N 和 NO_2^- -N 的比氧化速率
Fig.1 Specific oxidation rates of ammonium and nitrite in control and experimental tests

酸盐氧化速率, 采用此活性污泥处理生活污水时, 就会出现亚硝酸盐积累, 且亚硝酸盐积累率可达 73.63%, 可认为基本实现了短程硝化。

另外从活性污泥中 AOB 和 NOB 活性的降低程度来分析, 缺氧 FNA 对 NOB 活性的抑制远大于对 AOB 活性的抑制。采用 0.27 $\text{mg HNO}_2^- \cdot \text{L}^{-1}$ 的 FNA 处理活性污泥后, 比氨氧化速率由 4.01 $\text{mg} \cdot (\text{g VSS})^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ 降为 3.11 $\text{mg} \cdot (\text{g VSS})^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ (图 1), 即 AOB 的活性降低了 22.34%; 而比亚硝酸盐氧化速率由 4.98 $\text{mg} \cdot (\text{g VSS})^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ 降为 0.82 $\text{mg} \cdot (\text{g VSS})^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$, 即 NOB 的活性降低了 83.57%。

2.2 正常运行条件下 FNA 处理后的活性污泥中 AOB 和 NOB 活性恢复情况

Ma 等^[10]研究得出 FNA (0.2 $\text{mg HNO}_2^- \cdot \text{L}^{-1}$) 可完全抑制反硝化菌活性, 同时发现这种抑制是可以恢复的。那么缺氧条件下 FNA 对 AOB 与 NOB 这种抑制是否也可以得到恢复? 为了解答此问题, 本研究将缺氧 FNA 处理后的活性污泥处理去除有机物后的生活污水, 用于考察缺氧 FNA 处理活性污泥的活性恢复情况。

恢复试验的第 1 个周期出水中 NO_2^- -N 浓度为 19.35 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, NO_3^- -N 浓度为 14.73 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 亚硝酸盐积累率为 56.78% (图 2)。随着试验的进行, 出水中 NO_2^- -N 浓度逐渐升高, NO_3^- -N 浓度逐渐降低。当 SBR 反应器运行 30 个周期后, 出水中 NO_2^- -N 浓度升高至 58.94 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, NO_3^- -N 浓度降至 6.13 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 亚硝酸盐积累率突破 90%, 此后反应器出水中亚硝酸盐积累率一直保持在 90% 以上。这就表明缺氧 FNA 处理后的活性污泥中 NOB 的活性并未得到恢复, 因此通过缺氧 FNA 抑制 NOB 有望突破城市污水难以稳定实现短程硝化的难题。

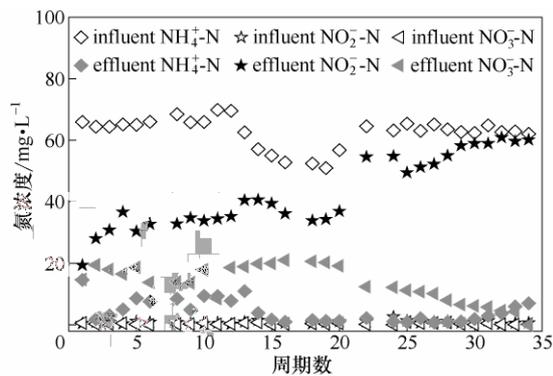


图 2 恢复试验中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的变化规律
Fig.2 Variations of ammonia, nitrite and nitrate in recovery experiment

2.3 过曝气对硝化系统 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 积累的影响

Gao 等^[11]研究表明过曝气，即氨氧化反应结束后仍然进行曝气，运行 13 个周期后亚硝酸盐积累率由 96% 下降至 29%。而本研究中 SBR 反应器采用定时控制，且处理的实际生活污水水质会有所波动，这就会造成运行过程中很可能出现过曝气现象，那么过曝气是否也会导致亚硝酸盐积累率下降呢？为了解答此问题，对恢复试验过程中 SBR 典型周期（第 22 个周期）内氮化合物浓度变化及过曝气情况进行了考察。

本周期前 4 h 内 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度呈线性下降趋势，由 $39.59 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 降至 $2.63 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ，与此同时 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度由 $25.65 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 增至 $56.74 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ，而 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 由 $5.39 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 上升至 $10.36 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ，此时的亚硝酸盐积累率为 84.56%（图 3）。而后的 2 h 内，氨氧化反应基本停止，而亚硝酸盐氧化反应仍然在进行，这 2 h 可认为是过曝气阶段。过曝气

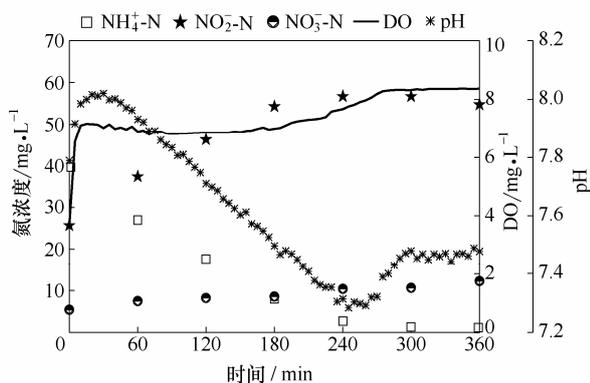


图 3 恢复试验中典型周期内 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、DO 和 pH 的变化规律

Fig.3 Variations of ammonia, nitrite, nitrate, DO and pH of a typical cycle in recovery experiment

的 2 h 内，亚硝酸盐积累率由 84.56% 降至 81.77%。同时发现在氨氧化反应基本结束（4 h）时，pH 变化趋势由下降变为上升，即出现“氨谷点”。

3 讨 论

本研究表明缺氧条件下 $0.27 \text{ mg HNO}_2^-\text{-N} \cdot \text{L}^{-1}$ 的 FNA 作用使得 NOB 的活性降低了 83.57%，而 AOB 的活性却仅下降 22.34%，因此可以实现活性污泥氨氧化速率大于亚硝酸盐氧化速率，从而实现硝化过程中亚硝酸盐积累。本研究表明缺氧条件下 FNA 处理过的活性污泥，即使在曝气的情况下仍能实现稳定的亚硝酸盐积累。这说明处理后的活性污泥中 NOB 已经很少，即使每个周期过曝气 2 h，给 NOB 提供增长的条件，短程硝化仍未被破坏，反而是亚硝酸盐积累率越来越高。这说明缺氧条件下 FNA 对 NOB 的抑制可能是灭活，而不是简单地抑制其活性。

FNA 对 AOB 与 NOB 产生抑菌效应，可能是因为亚硝态氮在酸性环境中形成 FNA 过程中产生了一些对微生物具有损害的衍生物[式(1)]^[12]：(1) 亚硝酐 (N_2O_3)、二氧化氮 (NO_2) 和一氧化氮 (NO) 等小分子物质会穿过细胞膜与还原态硫醇反应形成亚硝基硫醇，该物质会对微生物产生严重的灭活效应^[13]。(2) N_2O_3 作为一种强亚硝基化体系的中间产物能够引起蛋白质变性^[12]。(3) NO_2 的脂质过氧化作用会导致细胞膜的破坏^[14]。此外还可能是 FNA 引起微生物 DNA 碱基配对改变，破坏了 DNA 合成，最终导致微生物致死^[15]。上面针对缺氧条件下 FNA 抑菌作用的可能原因进行了分析，但为什么对 NOB 的抑制作用大于对 AOB 的抑制还有待进一步研究。



缺氧条件下 FNA 的这种选择性抑菌效应有望突破城市污水稳定实现短程硝化的难题，进而为短程硝化厌氧氨氧化脱氮提供基础。因此，在城市污水处理厂中，可在缺氧条件下处理部分回流污泥，而后再回流至城市污水处理系统，从而实现城市污水处理短程硝化。如何达到设定的 FNA 浓度呢？已有研究报道表明高氨氮污泥消化上清液处理系统可通过游离氨与 FNA 联合抑制实现稳定的短程硝化，即将氨氮转化为亚硝酸盐^[6]。因此，在城市污水处理厂中可以处理污泥消化上清液的短程硝化系统出水提供亚硝酸盐，维持 FNA 浓度。

4 结 论

(1) 缺氧条件下 FNA ($0.27 \text{ mg HNO}_2\text{-N} \cdot \text{L}^{-1}$) 可以对 AOB 和 NOB 产生抑菌效应, 且对 NOB 的抑制大于 AOB。

(2) 缺氧条件下 FNA 处理后的活性污泥, 即使在每个周期都过曝气 2 h 的条件下, 运行 34 个周期后, 活性污泥 NOB 活性仍未得到恢复, 且 $\text{NO}_2\text{-N}$ 积累率可达 90% 以上。

References

- [1] Tang Xiaoxue(唐晓雪), Wang Chuanxin(汪传新), Xu Zhubing(徐祝兵), Peng Yongzhen(彭永臻). Recovery of phosphorus and organic matter in a autotrophic nitrogen removal system [J]. *CIESC Journal* (化工学报), 2013, **64**(8): 3018-3022
- [2] Siegrist H, Salzgeber D, Eugster J, Joss A. Anammox brings WWTP closer to energy autarky due to increased biogas production and reduced aeration energy for N-removal[J]. *Water Science & Technology*, 2008, **57**(3): 383-388
- [3] Tang Xiaoxue(唐晓雪), Ma Bin(马斌), Xu Zhubing(徐祝兵), Peng Yongzhen(彭永臻). Precise separation of organic removal and nitrification process and real-time control method of autotrophic nitrogen removal process [J]. *CIESC Journal* (化工学报), 2012, **63**(11): 3667-3672
- [4] Peng Y Z, Zhang S J, Zeng W, Zheng S W, Mino T, Satoh H. Organic removal by denitrification and methanogenesis and nitrogen removal by nitrification from landfill leachate[J]. *Water Research*, 2008, **42**(4/5): 883-892
- [5] Vadivelu V M, Yuan Z G, Fux C, Keller J. The inhibitory effects of free nitrous acid on the energy generation and growth processes of an enriched *Nitrobacter* culture[J]. *Environmental Science & Technology*, 2006, **40**(14): 4442-4448
- [6] Sun Hongwei(孙洪伟), Wang Shuying(王淑莹), Wang Ximing(王希明), Shi Xiaoning(时晓宁), Peng Yongzhen(彭永臻). Advanced nitrogen removal from landfill leachate with highly concentrated ammonia nitrogen/nitrite in SBR[J]. *CIESC Journal* (化工学报), 2009, **60**(7): 1807-1811
- [7] Jiang G M, Gutierrez O, Yuan Z G. The strong biocidal effect of free nitrous acid on anaerobic sewer biofilms[J]. *Water Research*, 2011, **45**(12): 3735-3743
- [8] Anthonisen A, Loehr R, Prakasam T, Srinath E. Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid[J]. *Journal Water Pollution Control Federation*, 1976, **48**(5): 835-852
- [9] Smolders G, van der Meij J, van Loosdrecht M, Heijnen J. Stoichiometric model of the aerobic metabolism of the biological phosphorus removal process[J]. *Biotechnology and Bioengineering*, 1994, **44**(7): 837-848
- [10] Ma J, Yang Q, Wang S Y, Wang L, Takigawa A, Peng Y Z. Effect of free nitrous acid as inhibitors on nitrate reduction by a biological nutrient removal sludge[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2010, **175**(1/2/3): 518-523
- [11] Gao D W, Peng Y Z, Li B K, Liang H. Shortcut nitrification-denitrification by real-time control strategies[J]. *Bioresour Technol*, 2009, **100**(7): 2298-2300
- [12] Yoon S S, Coakley R, Lau G W, Lyman S V, Gaston B, Karabulut A C, Hennigan R F, Hwang S H, Buettner G, Schurr M J. Anaerobic killing of mucoid *Pseudomonas aeruginosa* by acidified nitrite derivatives under cystic fibrosis airway conditions[J]. *Journal of Clinical Investigation*, 2006, **116**(2): 436-446
- [13] Heaselgrave W, Andrew P W, Kilvington S. Acidified nitrite enhances hydrogen peroxide disinfection of *Acanthamoeba*, bacteria and fungi[J]. *Journal of Antimicrobial Chemotherapy*, 2010, **65**(6): 1207-1214
- [14] Halliwell B, Hu M-L, Louie S, Duvall T R, Tarkington B K, Motchnik P, Cross C E. Interaction of nitrogen dioxide with human plasma antioxidant depletion and oxidative damage[J]. *FEBS Letters*, 1992, **313**(1): 62-66
- [15] Mallig H V. History of the science of mutagenesis from a personal perspective[J]. *Environmental and Molecular Mutagenesis*, 2004, **44**(5): 372-386