

固定化氨氧化细菌短程硝化稳定性研究

李正魁^{1,2}, 赖鼎东¹, 杨竹攸^{1,2}, 张晓姣¹, 李芳捷¹

(1. 南京大学环境学院, 污染控制与资源化研究国家重点实验室, 南京 210093; 2. 南京大学水处理与水环境修复教育部工程研究中心, 南京 210093)

摘要:以高分子聚合物为载体, 采用细胞增殖技术固定氨氧化细菌, 研究了氨氮负荷、HRT、初始游离氨(FA)和有机物等因素对短程硝化过程稳定性的影响. 实验结果表明, 当进水氨氮负荷分别为 100、150 和 200 mg/L 时, 出水氨氮浓度均小于 10 mg/L; 当进水氨氮浓度为 25.8、51.1 和 93.3 mg/L 时, 分别经历 3、6、12 h 后, 出水氨氮浓度低, 亚硝化效果好, 可以根据进水氨氮浓度的变化, 适当地调整系统水力停留时间(HRT)并优化系统的运行; 当游离氨(FA)浓度 > 9 mg/L 时, 对氨氧化细菌会产生抑制; 低分子有机物的存在对氨氧化细菌的活性具有一定的促进作用, 有机物浓度对亚硝化率基本不产生影响, 实验过程中在有机物存在的条件下, 发生了短程硝化反硝化反应, 使得系统总氮减少.

关键词:固定化; 氨氧化细菌; 短程硝化; 稳定性

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2008)10-2835-06

Stability of Short-cut Nitrification Using Immobilized Ammonia-oxidizing Bacteria

LI Zheng-kui^{1,2}, LAI Ding-dong¹, YANG Zhu-you^{1,2}, ZHANG Xiao-jiao¹, LI Fang-jie¹

(1. State Key Laboratory of Pollutant Control and Resources Reuse, School of Environment, Nanjing University, Nanjing 210093, China; 2. Engineering Center of Water Treatment and Environment Remediation, Ministry of Education, Nanjing University, Nanjing 210093, China)

Abstract: The ammonia-oxidizing bacteria were immobilized by copolymer with cell proliferation technology. The effects of NH_4^+ -N load, HRT, free ammonia(FA) and organic matter on short-cut nitrification process were studied. The results showed that when influent NH_4^+ -N load were 100 mg/L, 150 mg/L and 200 mg/L respectively, effluent NH_4^+ -N concentration was less than 10 mg/L. When the system run for 3 h, 6 h and 12 h, corresponding to influent NH_4^+ -N concentration of 25.8 mg/L, 51.1 mg/L and 93.3 mg/L respectively, NH_4^+ -N concentration was low in effluent with high short-cut nitrification efficiency. The HRT could be adjusted to optimize the system operation with variation of influent NH_4^+ -N concentration. The results also indicated that the ammonia-oxidizing bacteria were restrained while free ammonia concentration was over 9 mg/L. The activity of the ammonia-oxidizing bacteria could be enhanced under existence of low-molecular-weight organic compounds, but the short-cut nitrification efficiency was little affected. In addition, the short-cut nitrification and denitrification could be realized with existence of organic compounds during the experiment.

Key words: immobilized; ammonia-oxidizing bacteria; short-cut nitrification; stability

在短程硝化-反硝化的 2 个主要反应步骤中, 反硝化技术相对容易控制, 而如何在硝化过程中稳定持久地获得高比例 NO_2^- -N 成为研究重点. 目前, 国内外学者大多是在活性污泥等悬浮生长系统中通过改变温度、DO、pH 值等实验条件, 实现氨氧化细菌的竞争优势, 有效地抑制亚硝酸盐氧化细菌活性或降低其数量来实现 NO_2^- -N 的积累^[1~14]. 但这样的方式仍存在问题. 如在 SHARON 工艺中采用了恒化器为反应器, 其泥龄(solid residence time, SRT)和水力停留时间(hydraulic retention time, HRT)相等, 这样就可能出现以下 2 种情况: 一方面如果水力停留时间短于最小水力停留时间, 氨氧化细菌就会流失, 使反应系统面临崩溃的危险; 另一方面水力停留时间过长, 使得世代时间长的亚硝酸盐氧化细菌得以在系统中生长, 容易出现短程硝化向全程硝化转化的可能性^[15]. 此外, 进水中如果有机物浓度高, 会使

得系统中的异养微生物大量繁殖而抑制硝化细菌的生长, 不利于硝化反应的进行.

本研究以高分子聚合物为载体, 采用固定化细胞增殖技术将氨氧化细菌包埋固定, 研究氨氮负荷、HRT、初始游离氨(FA)和有机物等因素对短程硝化过程稳定性的影响, 实现了硝化出水中 NO_2^- -N 高比例和硝化过程中稳定持久地获得 NO_2^- -N, 为短程硝化-反硝化作了有益的实验尝试.

1 材料与方法

1.1 化学试剂

收稿日期: 2007-10-10; 修订日期: 2008-01-24

基金项目: 国家重点基础研究发展规划(973)项目(2008CB418003); 国家科技支撑计划项目(2006BAJ08B01-02); 江苏省建设厅项目(JS2004ZB02); 教育部水处理与水环境修复工程研究中心项目(WTWER0707)

作者简介: 李正魁(1959~), 男, 博士, 教授, 主要研究方向为水污染控制和生态修复技术与应用, E-mail: zhkuili@nju.edu.cn

甲基丙烯酸 β -羟乙酯 (2-Hydroxyethyl methacrylate, HEMA, 瑞典 Fluka 公司产品, 聚合级)、丙烯酸羟乙酯 (2-Hydroxyethyl acrylate, HEA, 瑞典 Fluka 公司产品, 聚合级). 实验所用其他试剂均为国产分析纯.

1.2 实验仪器

主要仪器包括 PHS-3C 型精密 pH 计(上海今迈仪器仪表有限公司)、T52N 紫外可见分光光度计(上海精密科学仪器有限公司)、THZ-82A 恒温振荡器(江苏常州国华电器有限公司)、 ^{60}Co - γ 射线辐射源(江苏省农业科学院原子能研究所)、5000A 型 TOC 仪(日本岛津).

1.3 氨氧化细菌及其培养基

实验所用的氨氧化细菌采用课题组专利技术富集培养. 氨氧化细菌的培养基组成为: $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 2.0 g、 K_2HPO_4 0.5 g、 MgSO_4 0.5 g、 $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 0.4 g、 NaCl 0.5 g、 Na_2CO_3 1.0 g, 蒸馏水 1 000 mL, pH 调至 7.2.

1.4 载体的制备

采用亲水性玻璃态甲基丙烯酸 β -羟乙酯 (HEMA)、丙烯酸羟乙酯 (HEA), 加入一定量的蒸馏水, 用振荡器充分混合, 充氮气后在 -78°C (乙醇-干冰) 低温条件下, 用 1×10^4 Gy 剂量 ^{60}Co - γ 射线辐照形成生物相容性聚合物载体, 取出后制备成 $5 \text{ mm} \times 5 \text{ mm} \times 5 \text{ mm}$ 小块, 用蒸馏水浸泡 1 周使之充分膨胀^[16,17].

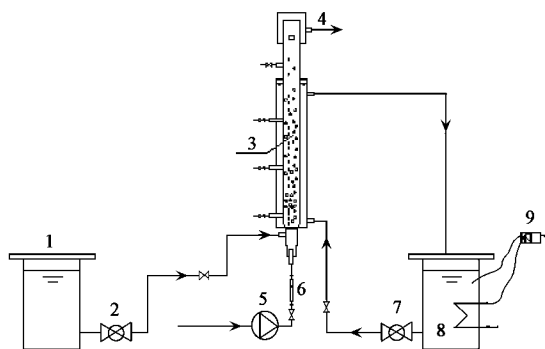
1.5 菌种的固定化与富集

将氨氧化细菌接种至装有富集培养基的锥形瓶中, 在 28°C 恒温摇床中培养, 经多次富集并测定生物量为 3.5×10^8 个/mL (MPN 法) 后待用, 用氨氧化细菌富集培养基浸泡固定化载体, 在 28°C 条件下振荡 24 h 并交换 3 次, 使培养基进入膨胀后的固定化载体内部, 加入上述氨氧化细菌菌液 500 mL, 使之吸附于固定化载体表面并通过增殖进入具有良好微孔生长环境的聚合物载体内部, 使之被固定化.

1.6 实验装置

本实验所用的反应器系统如图 1 所示. 实验在有效容积为 1.7 L (内径 8 cm, 高 50 cm) 并带有保温夹套(夹套内通 $30^\circ\text{C} \pm 1^\circ\text{C}$ 的水)的流化床反应器中进行, 模拟废水采用连续式或间歇式进水, 同时进行曝气, 调节空气流量, 反应器内固定化颗粒的填充率为 10%, 定时从反应器取出水样, 分析其中的 NH_4^+-N 、 NO_2^--N 和 NO_3^--N 的浓度.

1.7 实验废水、测定方法和计算公式



1. 进水箱; 2. 剂量泵; 3. 反应器; 4. 出水; 5. 空压机; 6. 气体流量计; 7. 循环水泵; 8. 循环水箱; 9. 加热元件和温度传感器

图 1 实验反应装置

Fig.1 Schematic diagram of experimental reactor

实验用水采用人工合成废水, 硫酸铵为氮源, 氨氮含量按实验需要投加, 添加 P、Fe、Mg、Ca、Co 等微量元素, 添加 NaHCO_3 维持碱度, 有机物含量按反应所需过量投加, 维持 pH 在 7.5 左右.

氨氮采用纳氏试剂分光光度法, 硝酸盐氮采用酚二磺酸分光光度法, 亚硝酸盐氮采用 N -(1-萘基)-乙二胺分光光度法^[18]. TOC 采用 TOC 仪 (TOC-5000A) 测定, pH 采用 PHS-3C 型精密 pH 计测定.

计算公式:

$$\text{氨氧化速率} = (\text{NH}_4^+-\text{N}_{\text{进水}} - \text{NH}_4^+-\text{N}_{\text{出水}}) / t \quad (1)$$

$$\text{亚硝化率} = \frac{\text{NO}_2^--\text{N}_{\text{出水}}}{\text{NO}_2^--\text{N}_{\text{出水}} + \text{NO}_3^--\text{N}_{\text{出水}}} \times 100\% \quad (2)$$

$$\text{TN} = \text{NH}_4^+-\text{N} + \text{NO}_2^--\text{N} + \text{NO}_3^--\text{N} \quad (3)$$

$$\text{氮亏损率} = \frac{\text{TN}_{\text{进水}} - \text{TN}_{\text{出水}}}{\text{TN}_{\text{进水}}} \times 100\% \quad (4)$$

式中, t 为实验时间.

2 结果与讨论

2.1 氨氮负荷对固定化氨氧化细菌短程硝化的影响

图 2 是流化床反应器稳定运行阶段, 系统连续进出水中 3 种形态氮的浓度变化. 图 3 是系统进水氨氮浓度、氨氮去除率和亚硝化率随时间的变化. 实验结果表明, 反应器进水氨氮负荷的提高经历了 3 个阶段 (100、150、200 mg/L), 反应器出水氨氮浓度始终保持在较低水平, $< 10 \text{ mg/L}$, 每次负荷提高之后, 反应器出水氨氮浓度出现短暂的上升, 但经过约 2 d 后, 出水氨氮浓度下降并维持在低水平. 从图 3 的氨氮去除率随时间变化也可以看出, 每次负荷提升后, 氨氮去除率出现短暂的下降, 然后很快上升,

稳定之后氨氮去除率达到 95% 以上,说明系统对氨氮负荷具有较好的抗冲击能力.从图 2 可知,3 种氨氮负荷条件下,系统出水硝酸盐浓度都很低,降解的氨氮大部分转化为亚硝酸盐氮,从图 3 也可以看出,3 种氨氮负荷条件下,亚硝化率都维持在 90% 以上,由于进水负荷的冲击影响,在第 1 次提升负荷时,亚硝化率出现了略微下降,但之后一直维持稳定状态,说明采用固定化氨氧化细菌实现短程硝化的抗氨氮负荷冲击的能力强、稳定性良好.

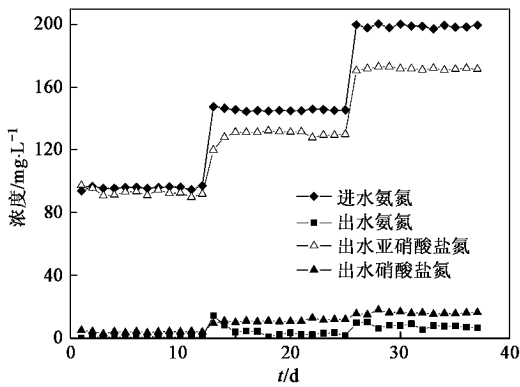


图 2 不同氨氮负荷下进出水无机氮浓度变化

Fig.2 Variation of inorganic nitrogen concentration of influent and effluent at different ammonia nitrogen load

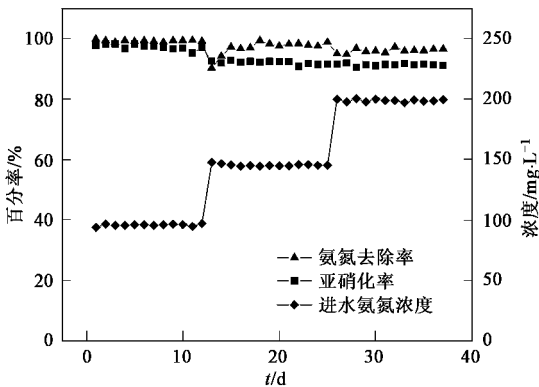


图 3 不同氨氮负荷下的氨氮去除率和亚硝化率

Fig.3 Ammonia nitrogen removal efficiency and short-cut nitrification efficiency at different ammonia nitrogen load

2.2 氨氮浓度对短程硝化 HRT 的影响

对 3 个不同进水氨氮浓度分别进行随时跟踪检测,根据进水氨氮浓度的变化,确定合适的水力停留时间以达到系统的优化.图 4 是不同进水氨氮浓度下 3 种无机氮在水力停留时间范围内的变化历时曲线.可以看出,当进水氨氮浓度分别为 25.8、51.1 和 93.3 mg/L,为了使出水中氨氮浓度低、亚硝酸盐含

量高且亚硝化效果好,其水力停留时间至少分别需要 3、6 和 12 h.当进水氨氮浓度分别为 25.8、51.1 和 93.3 mg/L 时,其氨氧化速率分别为 7.43、7.57 和 7.77 mg/(L·h),系统保持一定的稳定性.采用微生物固定化后,反应器的水力停留时间 HRT 和泥龄 SRT 实现了分离,在低的 HRT 条件下,仍能保证长的 SRT,维持系统中一定菌量以保证反应进行.因此,采用固定化氨氧化细菌实现短程硝化,可以根据

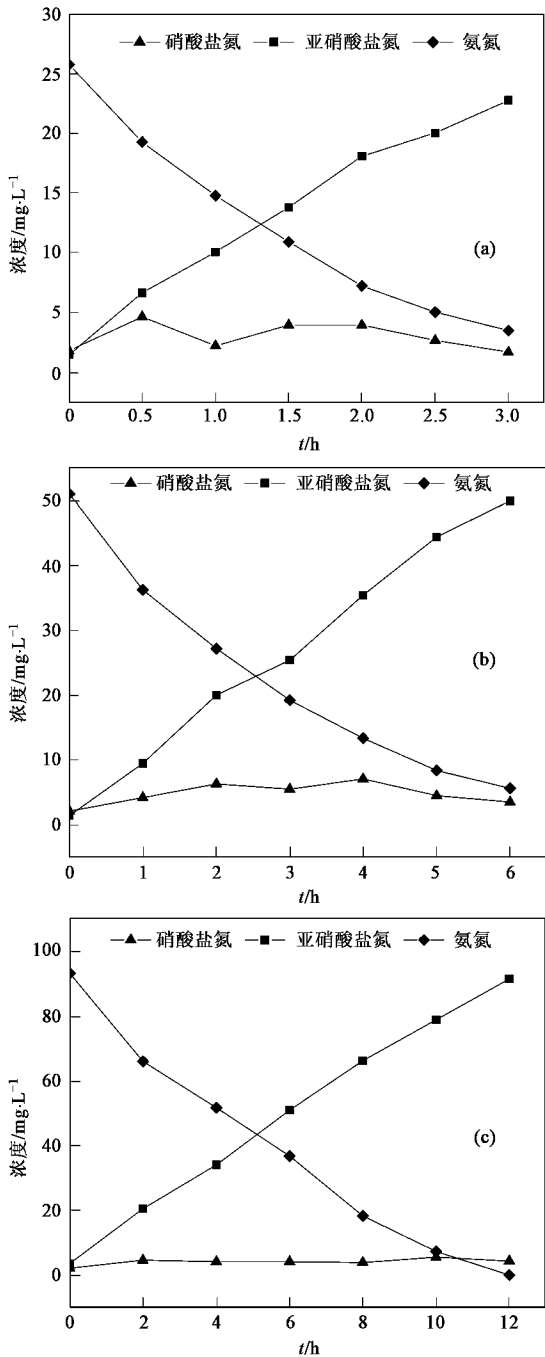


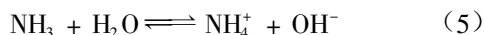
图 4 不同进水氨氮浓度下无机氮随 HRT 的变化

Fig.4 Variation of inorganic nitrogen with HRT at different ammonia nitrogen concentration of influent

进水氨氮浓度的变化,适当地调整系统的水力停留时间 HRT 以优化系统的运行.此外,采用固定化氨氧化细菌实现短程硝化,还可以克服如前所述的采用悬浮生长系统如 SHARON 工艺实现短程硝化过程中有可能出现的 HRT 和 SRT 相冲突的缺点.

2.3 初始游离氨(FA)对固定化氨氧化细菌短程硝化的影响

废水中的氨随 pH 值不同分别以分子态 NH_3 (FA)和离子态 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 形式存在. $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 与 FA 在溶液中存在式(5)的电离平衡^[5]:



FA 在溶液的浓度中受 pH 值和 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度的影响,可以采用 Anthonisen 等学者给出的方程计算^[5]:

$$\text{FA} = \frac{17}{14} \times \frac{\text{NH}_4^+ - \text{N} \times 10^{\text{pH}}}{\left(\frac{K_b}{K_w}\right) + 10^{\text{pH}}} \quad (6)$$

$$\frac{K_b}{K_w} = \exp\left[\frac{6334}{(273 + T)}\right] \quad (7)$$

式中, K_b 为 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 在水溶液中的平衡常数; K_w 为水的平衡常数.

考察初始游离氨(FA)对固定化氨氧化细菌短程硝化的影响时实验条件:温度(30 ± 1) $^{\circ}\text{C}$,进水氨氮浓度为 86.7 ~ 716.7 mg/L,调节进水 pH 值,始终控制 pH 值为 7.5 左右.因此根据式(5)和式(6)计算出此条件下游离氨(FA)的浓度为 2.71 ~ 15.8 mg/L.实验结果如图 5 所示,氨氧化速率随游离氨(FA)浓度的增加先上升,在 $\text{FA} = 9 \text{ mg/L}$ 时达到最大值后,开始下降.这是因为在短程硝化过程中,氨氧化细菌利用的真正底物是 NH_3 而不是 NH_4^+ ,而 NH_3 既能作为基质而加快氨氧化反应,在高浓度条件下也可作为抑制剂抑制氨氧化细菌的活性^[15].从图 5 可知,当游离氨(FA)浓度 $> 9 \text{ mg/L}$ 时会对固定化氨氧化细菌产生抑制作用.同时从图 5 可以看出,游离氨(FA)浓度对亚硝化率的影响不大,当游离氨浓度为 2.71 ~ 15.8 mg/L 时,亚硝化率在 85% ~ 95% 之间波动,变化不大.因此,采用固定化氨氧化细菌实现短程硝化,即使在高浓度游离氨(FA)条件下当氨氧化细菌活性受到抑制,仍能保证出水亚硝酸盐的高比例.

2.4 有机物对固定化氨氧化细菌短程硝化的影响

考察有机物对固定化氨氧化细菌短程硝化的影响时实验条件:进水氨氮浓度 100 mg/L,水力停留时间 12 h,以葡萄糖作为进水中的有机物,葡萄糖投加

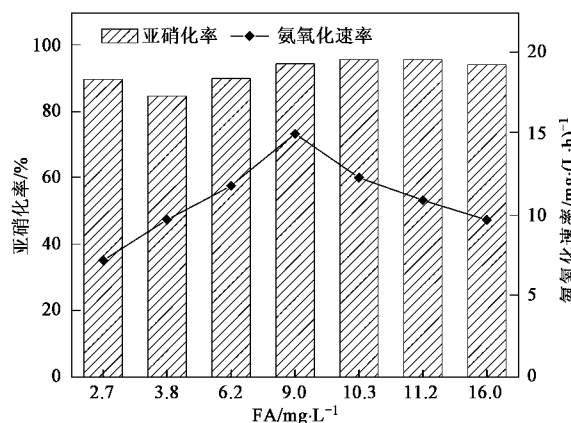


图 5 不同游离氨浓度下的氨氧化速率和亚硝化率

Fig.5 Ammonia nitrogen oxidation rate and short-cut nitrification efficiency at different FA concentration

量按反应所需过量投加^[23].实验结果如图 6 所示,表明进水中不同有机物质(以 TOC 表示)对氨氧化速率和亚硝化率的影响.从图 6 可以看出,当 TOC 为 25、30、60 和 100 mg/L 时的氨氧化速率分别为 8.51、9.18、9.03 和 9.04 mg/(L·h),比未添加有机物时的氨氧化速率 8.37 mg/(L·h)分别增长了 1.70%、9.45%、7.23% 和 7.48%,由此说明低分子有机物的存在对氨氧化细菌的活性具有一定的促进作用.

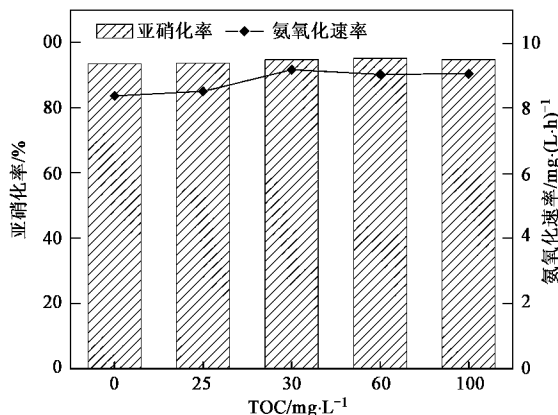


图 6 不同有机物浓度下的氨氧化速率和亚硝化率

Fig.6 Ammonia nitrogen oxidation rate and short-cut nitrification efficiency at different organic matter concentration

图 7 表明了反应过程中有机物减少量与总氮减少率之间的关系.可以看出,总氮减少率随有机物减少量的增加而增大.氮在反应器中去除途径主要包括:挥发、细胞合成和反硝化作用.挥发主要去除氨态氮,其挥发量与水中 pH 值关系密切. $\text{pH} < 8.5$ 时,氨氮的挥发是可以忽略的^[19-21].实验过程中 pH 值基本维持在 8.0 左右,因此氨氮的挥发量可以忽略.

进水氨氮氧化成亚硝态氮,会产生少量生物量(约 1.8%的进水氨氮转化为细胞物质)^[22,23].如图 7 所示随着有机物减少量的增加,总氮减少率也增大,甚至可达约 65%,远远大于由于细胞合成造成的 1.8%的氮亏损.由此可以说明系统总氮的减少主要是由于反硝化作用,即在系统发生短程硝化的同时,也存在反硝化.系统所采用的氨氧化细菌既能以氨为电子供体,以氧为电子受体进行好氧呼吸;在低溶解氧条件下(固定化载体内部缺氧环境)以亚硝酸盐作为电子受体,有机物作为电子供体进行厌氧呼吸. Abeliovich 等^[24,25]研究结果表明:某些氨氧化细菌(如 *Nitrosomonas eutropha*)以氨为电子供体,以氧为电子受体进行好氧呼吸;在氧浓度较低时,同时利用氧和亚硝酸盐作为电子受体;在无氧条件下,单独以亚硝酸盐作为电子受体进行厌氧呼吸;以亚硝酸盐为电子受体时, *Nitrosomonas eutropha* 能利用有机物、氨和氢等多种电子供体.因此,需要对系统中采用的氨氧化细菌作生理生化特性和分子生物学研究,并对实验结论作进一步解释.

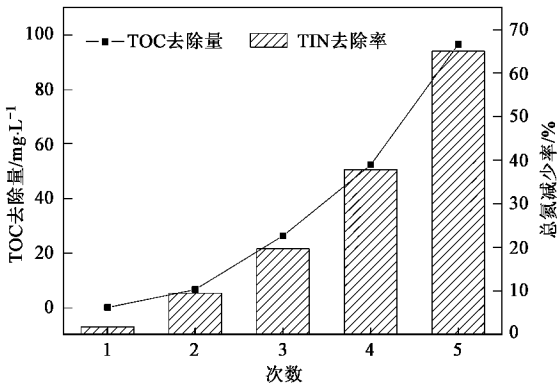


图 7 有机物的减少量与总氮减少率之间的关系

Fig.7 Relation between TN loss and organic matter decrement

3 结论

(1)采用固定化氨氧化细菌实现短程硝化的抗氨氮负荷冲击的能力强、稳定性良好.可以根据进水氨氮浓度的变化,适当调整系统水力停留时间 HRT 来优化系统的运行,克服了采用悬浮生长系统实现短程硝化过程的缺点.当游离氨(FA)浓度 > 9 mg/L 时,对氨氧化细菌会产生抑制,但游离氨(FA)浓度对亚硝化率的影响不大,在高浓度游离氨(FA)使得氨氧化细菌活性受到抑制情况下,仍能保证出水亚硝酸盐的高比例.

(2)低分子有机物的存在可能对氨氧化细菌的活性具有一定的促进作用,有机物对固定化氨氧化

细菌的短程硝化过程亚硝化率基本不发生影响.

参考文献:

[1] 吴学蕾,陈伦强,彭永臻,等.前置反硝化生物脱氮工艺实现亚硝酸盐氮积累的试验研究[J].环境科学,2006,27(12):2472-2476.

[2] 高大文,彭永臻,王淑莹.短程硝化生物脱氮工艺的稳定性[J].环境科学,2005,26(1):63-67.

[3] 徐冬梅,聂梅生,金承基.亚硝酸盐型硝化试验研究[J].给水排水,1999,25(7):37-39.

[4] Helliga C, Schellen A A J C, Mulder J W, et al. The SHARON Process an innovative method for nitrogen removal from ammonium rich wastewater[J].Wat Sci Tech,1998,37(9):135-142.

[5] 叶剑锋. 废水生物脱氮处理新技术[M].北京:化学工业出版社,2006. 39-64.

[6] Aktas Ö, Çeçen F. Nitrification inhibition in landfill leachate treatment and impact of activated carbon addition[J]. Biotechnol Lett, 2001, 23(19):1607-1611.

[7] Mosquera-Corral A, González F, Campos J L, et al. Partial nitrification in a SHARON reactor in the presence of salts and organic carbon compounds[J]. Process Biochemistry, 2005, 40(9):3109-3118.

[8] Rhee S K, Lee I I, Lee S T. Nitrite accumulation in a sequencing batch reactor during aerobic phase of biological nitrogen removal[J]. Biotechnol Lett, 1997, 19(2):195-198.

[9] Jeison D, Ruiz G, Acevedo F, et al. Simulation of the effect of intrinsic reaction kinetics and particle size on the behaviour of immobilised enzymes under internal diffusional restrictions and steady state operation[J]. Process Biochemistry, 2003, 39(3):393-399.

[10] Alleman J E. Elevated nitrite occurrence in biological wastewater treatment system[J]. Water Sci Technol, 1984, 17(2/3):835-852.

[11] Ciudad G, Rubilar O, Muñoz P, et al. Partial nitrification of high ammonia concentration wastewater as a part of a shortcut biological nitrogen removal process[J]. Process Biochemistry, 2005, 40(5):1715-1719.

[12] Lopez-Fiuza, Buys J, Mosquera-Corral B, et al. Toxic effects exerted on methanogenic, nitrifying and denitrifying bacteria by chemicals used in a milk analysis laboratory[J]. Enzyme Microb Technol, 2002, 31(2):976-985.

[13] Surmacz-Górska I, Cichon A, Miksch K. Nitrogen removal from wastewater with ammonia nitrogen concentration via shorter nitrification and denitrification[J]. Water Sci Technol, 1997, 36(10):73-78.

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

[15] 郑平,徐向阳,胡宝兰.新型生物脱氮理论与技术[M].北京:科学出版社,2004. 115-146.

[16] 李正魁,濮培民.固定化增殖氮循环细菌群 SBR 法净化富营养化湖水[J].核技术,2001,24(8):674-679.

[17] Li Z K, Pu P M, Hu W P, et al. Improvement of Taihu water quality by the technology of immobilised nitrogen cycle bacteria[J]. Nuclear Science and Techniques, 2002, 13(2):115-120.

- [18] 国家环境保护局.水和废水监测分析方法[M].北京: 中国环境科学出版社, 2002. 259-281.
- [19] Vymazal J, Brix H, Cooper P H, *et al.* Removal mechanisms and types of constructed wetlands [M]. Leiden: Backhuys Publishers, 1998. 17-66.
- [20] 张荣社,周琪,李旭东,等.自由表面人工湿地脱氮效果中试研究[J]. 环境污染治理技术与设备,2002,3(12): 9-11.
- [21] 庄源益,戴树桂,孟明顺.水中氨氮挥发影响因素探讨[J]. 环境化学,1995,14(4): 343-346.
- [22] Chen S L, Jiang L, Blancheton J P. Nitrification kinetics of biofilm as affected by water quality factors[J]. Aquacultural Engineering, 2006, 34(3): 179-197.
- [23] Young-Ho Ahn. Sustainable nitrogen elimination biotechnologies[J]. Process Biochemistry, 2006, 41(8): 1709-1721.
- [24] Abeliovich A, Vonshak A. Anaerobic metabolism of *Nitrosomonas europaea*[J]. Arch Microbiol, 1992, 158(4): 267-270.
- [25] Bock E, Schmidt, Stuvén R. Nitrogen loss caused by denitrifying *Nitrosomonas* cells using ammonium or hydrogen as electron donors and nitrite as electron acceptors[J]. Arch Microbiol, 1995, 163(1): 16-20.

欢迎订阅 2009 年《环境科学》

《环境科学》创刊于 1976 年,由中国科学院主管,中国科学院生态环境研究中心主办,是我国环境科学学科中最早创刊的学术性期刊。

《环境科学》自创刊以来,始终坚持“防治污染,改善生态,促进发展,造福人民”的宗旨,报道我国环境科学领域内具有创新性高水平,有重要意义的基础研究和应用研究成果,以及反映控制污染,清洁生产和生态环境建设等可持续发展的战略思想、理论和实用技术等。

《环境科学》在国内外公开发行人,并在国内外科技界有较大影响,被国内外一些重要检索系统收录,如美国医学索引 MEDLINE;美国工程索引 EI;美国化学文摘 CA;俄罗斯文摘杂志 AJ;美国生物学文摘预评 BP;美国医学索引 IM;日本科学技术情报中心数据库 JICST;英国动物学记录 ZR;剑桥科学文摘(CSA): Environmental Sciences;剑桥科学文摘(CSA): Pollution Abstracts;剑桥科学文摘(CAS): Life Sciences Abstracts 等;国内的检索系统有中国科技论文统计与引文数据库(CSTPCD);中文科技期刊数据库(维普);中国期刊全文数据库(CNKI);数字化期刊全文数据库(万方);中国科学引文数据库(CSCD);中国生物学文摘等。

全国各地邮局均可订阅,如有漏订的读者可直接与编辑部联系,办理补订手续。

《环境科学》2009 年为 16 开本,70 元/册,全年 12 期。

国内统一刊号: CN11-1895/X 国际标准刊号: ISSN 0250-3301

国外发行代号: M 0205 国内邮发代号: 2-821

编辑部地址: 北京市海淀区双清路 18 号(2871 信箱) 邮编: 100085

电话: 010-62941102; 传真: 010-62849343; E-mail: hjkx@rcees.ac.cn; 网址: www.hjkx.ac.cn