

短程硝化启动运行中功能菌群变化研究

陈晓轩 刘春 杨景亮* 张润 杨辉娜

(河北科技大学 环境科学与工程学院 河北 石家庄 050018)

摘要: 【目的】短程硝化-厌氧氨氧化是可实现的最短生物脱氮工艺,短程硝化是实现该工艺的重要环节和必要条件。【方法】采用序批式反应器(SBR)来实现短程硝化过程的启动和稳定运行,并对该过程中的相关功能菌群变化进行检测分析。【结果】通过控制低 DO 浓度($< 1 \text{ mg/L}$)和逐步提高氨氮进水负荷,可抑制氨氧化细菌(NO_B)菌群增殖并促进亚硝酸氧化菌(AOB)菌群规模显著扩大,实现短程硝化过程的启动和稳定运行。在氨氮进水负荷为 $0.055 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 时,平均氨氮去除容积负荷和污泥负荷可达到 $0.043 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 和 $0.16 \text{ kg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$,平均亚硝酸盐积累率可达到 83.4%。在短程硝化启动和稳定运行过程中,NO_B 菌群密度从 $2.0 \times 10^5 \text{ CFU/mL}$ 降至 $1.5 \times 10^4 \text{ CFU/mL}$,相对丰度从 5.51% 降至 2.14%;AOB 菌群密度从 $4.5 \times 10^4 \text{ CFU/mL}$ 增加至 $1.5 \times 10^7 \text{ CFU/mL}$,相对丰度从 0.18% 增加至 7.25%。【结论】AOB 菌群规模的扩大是实现短程硝化和氨氮去除能力提高的主要原因,同时较高的进水氨氮浓度和负荷也会造成亚硝化活性的抑制。

关键词: 短程硝化, AOB 菌群, NO_B 菌群

Variation of functional bacteria during start-up and operation of partial nitrification process

CHEN Xiao-Xuan LIU Chun YANG Jing-Liang*
ZHANG Run YANG Hui-Na

(School of Environmental Science and Engineering, Hebei University of Science and Technology,
Shijiazhuang, Hebei 050018, China)

Abstract: [Objective] Partial nitrification-anammox is considered as the shortest process for

基金项目: 国家自然科学基金项目(No. 50878072, 51008111); 河北省自然科学基金项目(No. E2009000709)

*通讯作者: Tel: 86-311-88632359; 信箱: yangjingliang@hebust.edu.cn

收稿日期: 2011-10-10; 接受日期: 2011-12-12

biological nitrogen removal and partial nitrification is the important part of this process. **[Methods]** The variation of functional bacteria during start-up and stable operation of partial nitrification process was investigated in a SBR bioreactor in this study. **[Results]** The results indicated that ammonia-oxidizing bacteria (AOB) population was expanded significantly and nitrite-oxidizing bacteria (NOB) population was inhibited when DO concentration was controlled lower than 1 mg/L and ammonia loading of the influent increased gradually. As a result, start-up and stable operation of partial nitrification process was realized. When ammonia volumetric loading of the influent was 0.055 kg/(m³·d), the average ammonia removal volumetric loading and sludge loading were 0.043 kg/(m³·d) and 0.16 kg/(kg·d), respectively. In addition, the average nitrite accumulation rate was 83.4% at this time. AOB population density and relative abundance increased from 4.5×10⁴ CFU/mL to 1.5×10⁷CFU/mL and from 0.18% to 7.25%, respectively, during start-up and stable operation of partial nitrification process. At the same time, NOB population density and relative abundance decreased from 2.0×10⁵ CFU/mL to 1.5×10⁴ CFU/mL and from 5.51% to 2.14%, respectively. **[Conclusion]** The expansion of AOB population was responsible for realization of partial nitrification and ammonia removal. High ammonia concentration and loading also caused the activity inhibition of partial nitrification.

Keywords: Partial nitrification, AOB population, NOB population

短程硝化-厌氧氨氧化是可实现的最短生物脱氮工艺,与传统的生物硝化/反硝化相比,该工艺可减少反应器的体积和占地面积,节省动力消耗,且不需要外加碳源。短程硝化提供亚硝酸盐的稳定积累,是厌氧氨氧化反应器稳定运行的前提。因此,实现短程硝化过程的启动和稳定运行是短程硝化-厌氧氨氧化生物脱氮工艺的重要环节。在氨氮向硝酸盐氮转化的硝化过程中,两类不同细菌共同发挥作用:一类是氨氧化细菌(AOB),又叫亚硝酸细菌,把氨氮转化为亚硝酸盐;另一类是亚硝酸氧化菌(NO₂-oxidizing bacteria),又叫硝酸细菌,把亚硝酸盐氧化为硝酸盐。硝化过程中,可利用亚硝化菌群和硝化菌群对环境的不同要求^[1],强化亚硝化能力,抑制硝化能力,将硝化过程控制在亚硝化阶段,可以实现短程硝化。

研究表明,影响短程硝化的因素主要有 DO、pH、温度和污泥龄(SRT)等^[2-6]。DO 对活性污泥系统短程硝化性能以及其种群结构有着显著影响。AOB 菌群对氧的亲合力是 NOB 菌群的 5 倍,当 DO 在 0.7-1.4 mg/L 时,氨氮的转化和亚硝态氮的积累都能达到 90% 以上^[2-4]。此外,NOB 菌群

适宜的 pH 为 6.0-7.5; 而 AOB 菌群适宜的 pH 为 7.0-8.5^[5]。高 pH 有利于促进短程硝化启动和稳定运行:一方面适合 AOB 菌群生长的 pH 环境较高;另一方面由于高 pH 下游离氨和碱度较高,对 NOB 菌群的活性有一定的抑制作用,如 pH 值从 7.5 提高到 8.5 将会加重游离氨对 NOB 菌群的抑制作用^[6]。传统的硝化菌数量的监测采用 MPN 法。目前, FISH 技术也被广泛地应用于活性污泥系统、膜生物反应器和硝化流化床反应器等污水处理系统硝化细菌的检测^[7]。孙红芳等^[8]通过 MPN 法测定 SBR 中 AOB 与 NOB 的数量之比为 10³:1。郑亚楠等^[9]通过 FISH 检测出 SBR 中 AOB 的相对丰度为 8%-9%, NOB 的相对丰度为低于 0.5%。

短程硝化是通过抑制 NOB 菌群、富集 AOB 菌群来实现的,通过控制一定的运行条件,保持 AOB 菌群的快速富集和较高的活性,可以实现短程硝化过程的启动和稳定运行^[10-12]。本研究在 SBR 中通过控制 DO 浓度和氨氮进水负荷,抑制 NOB 菌群增殖并促进 AOB 菌群规模扩大,实现短程硝化的启动和稳定运行,为短程硝化/厌氧氨氧化工艺提供技术参考。

1 材料与amp;方法

1.1 实验装置及运行条件

本研究采用的SBR反应器有效容积12 L, 运行周期为12 h, 其中进水0.5 h, 曝气10 h, 沉降1 h, 出水0.5 h。接种污泥是取自石家庄市某污水处理厂的二沉池污泥, 初始接种污泥浓度为4.44 g/L, 污泥VSS/SS为0.67。实验用水为人工模拟废水^[13], 由硫酸铵提供氮源, 碳酸氢钠提供碳源和碱度, 运行温度为室温。

反应器运行118 d, 分为4个阶段, 具体情况见表1。

1.2 分析项目及检测方法

1.2.1 功能菌群检测: (1) FISH法

取250 μL的污泥样品置于1.5 mL离心管中, 加入3倍体积的4%多聚甲醛固定。4 °C静置1 h, 10 000 r/min离心5 min, 弃去上清液, 再用1×PBS缓冲液清洗样品3次, 然后将污泥样品涂在载玻片上, 分别用50%、80%和100%的梯度乙醇进行脱水, 每个系列3 min。

将1 μL浓度为0.1 nmol/μL的探针(表2)与9 μL杂交缓冲液(0.9 mol/L NaCl, 0.01% SDS, 0.02 mol/L Tris-HCl, 一定浓度的甲酰胺, pH 7.2)充分混合, 然后将探针与杂交缓冲液均匀展开在污泥样品上, 再把载玻片放入预先平衡好温度和湿度的分子杂交箱(UVP, HB-1000, 美国)中, 46 °C杂交4 h。

杂交好的污泥样品用46 °C的杂交清洗液(0.01% SDS, 0.02 mol/L Tris-HCl, 一定浓度的NaCl, pH 7.2)清洗未杂交的探针和杂交缓冲液, 再用46 °C的灭菌ddH₂O漂洗3次, 然后自然风干。

杂交后的污泥样品置于荧光显微镜(Motic, BA200, 中国)下观察, 每个样品取30个视野获得FISH杂交图像(Moticam2206)。使用Motic Fluo 1.0 荧光分析软件对图像进行分析, 确定目标菌群的分布形态, 并计算荧光杂交区域面积, 根据公式(1)计算目标菌群的相对丰度^[14]。

$$\text{菌群相对丰度(\%)} = \frac{\text{特异性探针杂交区域面积}}{\text{通用探针杂交区域面积}} \times 100\% \quad (1)$$

表1 SBR中各阶段的运行条件

Table 1 Operation conditions of each running stage in SBR

运行阶段 Running phase	运行时间 Running time (d)	进水平均氨氮浓度 Average influent ammonia concentration (mg/L)	进水平均氨氮负荷 Average influent ammonia load [kg/(m ³ ·d)]	碱度 Alkalinity (mg/L)
Run-1	1-61	53.6	0.009	300
Run-2	62-81	83.4	0.017	500
Run-3	82-96	120.1	0.024	700
Run-4	97-118	275.2	0.055	1 500

表2 FISH中用到的探针

Table 2 Probes used in FISH

探针 Probe	目标微生物 Target population	序列 Sequence (5'→3')	标记种类 Marker type	文献 Reference
UNIV1392	细菌和古菌	ACGGGCGGTGTGTAC	5'FITC	[15]
NSO190	氨氧化细菌	CGATCCCCTGCTTTTCTCC	5'HEX	[16]
NIT3	亚硝酸氧化菌	CCTGTGCTCCATGCTCCG	5'FITC	[17]

(2) MPN 法

污泥中 AOB 菌群和 NOB 菌群密度采用 MPN 法测定^[8,18]。

1.2.2 其他污染指标检测: 氨氮、亚硝酸盐、硝酸盐、MLSS 等指标的测定采用国家的标准方法^[19]。根据出水亚硝酸盐和硝酸盐浓度,按照公式(2)计算亚硝酸盐积累率。

$$\text{亚硝酸盐积累率} = \frac{C_{\text{NO}_2}}{C_{\text{NO}_2} + C_{\text{NO}_3}} \quad (2)$$

其中, C_{NO_2} 为出水亚硝酸盐的浓度, mg/L; C_{NO_3} 为出水硝酸盐的浓度, mg/L。

2 结果与讨论

2.1 短程硝化启动和稳定运行

SBR 反应器中短程硝化过程的启动和稳定运行共分为 4 个阶段,其中 Run-1 为启动阶段,Run-2-Run-4 为稳定运行及氨氮负荷提高阶段,共计运行 118 d。短程硝化过程的启动和稳定运行中氨氮去除率、亚硝酸盐积累率和进水平均负荷的变化如图 1 所示,进、出水 pH 变化如图 2 所示。

启动阶段,氨氮平均进水负荷为 $0.009 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$, DO 浓度控制在 $< 2 \text{ mg}/\text{L}$ 。在 0-40 d,氨氮的平均去除率仅为 8.2%,且波动较大,而亚硝酸盐积累率基本为 0,表明此阶段污泥亚硝化活性和硝化活性均较低,且硝化活性持续保持;进、出水的 pH 差别不大,分别为 7.32 和 7.03,也反映了氨氮转化率较低。此后,亚硝酸盐积累率开始明显上升,而氨氮去除率仍然较低,表明硝化活性逐渐受到抑制,而亚硝化活性逐渐占优势。运行至 46 d,氨氮去除率和亚硝酸盐积累率均开始逐步稳定提高;至 61 d,氨氮去除率接近 100%,而亚硝酸盐积累率接近 80%,且均保持稳定,表明亚硝化活性达到较高水平,且

占据主导地位,短程硝化过程完成启动。

Run-2 阶段运行从 62 d 至 81 d,提高氨氮进水负荷至 $0.017 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$,同时增加进水 NaHCO_3 浓度,将进水平均 pH 提高至 8.63,以保证氨氮硝化过程中的碱度要求。此阶段运行中,氨氮平均去除率为 97.3%,平均去除容积负荷为 $0.016 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$,出水 pH 平均为 7.14,但平均亚硝酸盐积累率降低至 68.1%,表明此运行阶段硝化活性有所恢复,而亚硝化活性的相对优势有所降低,原因可能是提高氨氮进水负荷后,进水碱度波动较大,造成系统 pH 值控制不稳定,此外反应器 DO 浓度相对较高,不利于对硝化活性的抑制。

Run-3 阶段运行从 82 d 至 96 d,提高氨氮进水负荷至 $0.024 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$,同时进水平均 pH 提高至 9.02,并降低 DO 控制浓度至 $< 1 \text{ mg}/\text{L}$ 。此阶段运行中,氨氮平均去除率保持为 97.3%,平均去除容积负荷为 $0.023 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$,出水 pH 平均为 7.25,且平均亚硝酸盐积累率恢复至 76.0%,表明此运行阶段亚硝化活性进一步提高,且相对优势得到恢复。

Run-4 阶段运行从 97 d 至 118 d,大幅提高氨氮进水负荷至 $0.055 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$,同时进水平均 pH 保持在 9.08。由于氨氮进水负荷较高,此阶段运行中,氨氮平均去除率下降为 77.8%,平均去除容积负荷提高为 $0.043 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$,出水 pH 平均为 7.17,而平均亚硝酸盐积累率进一步升高至 83.4%,表明此运行阶段尽管氨氮去除容积负荷仍有提高,但污泥硝化、亚硝化活性相对于高进水氨氮负荷能力不足,导致氨氮转化率下降;同时,高氨氮负荷增加了游离氨浓度,而游离氨对 AOB、NOB 的抑制作用比较大^[20-22],也会造成氨氮去除率降低及亚硝酸盐积累率升高。

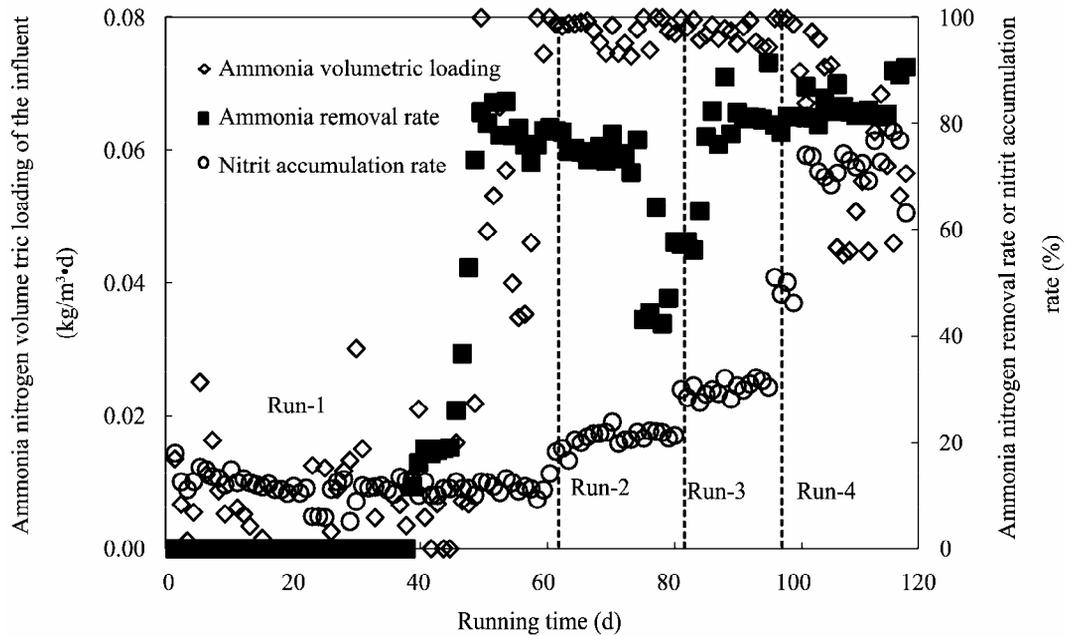


图 1 SBR 中短程硝化启动及运行过程

Fig. 1 Start-up and operation of partial nitrification process in a SBR

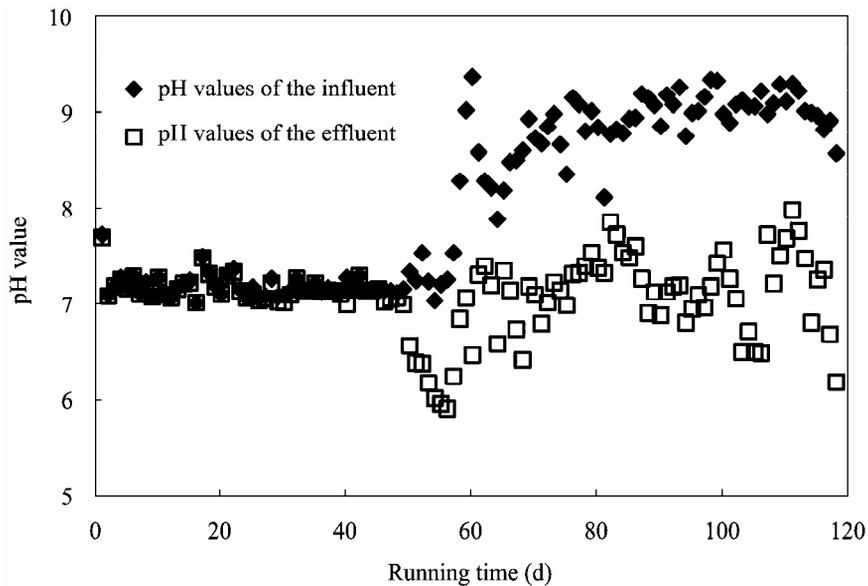


图 2 短程硝化启动及运行过程中进出水 pH 值变化

Fig. 2 Variation of pH values of influent and effluent during start-up and operation of partial nitrification process

短程硝化启动和稳定运行过程中不同阶段污泥浓度变化如图 3 所示。启动阶段, 由于进水中缺乏有机碳源, 异养细菌的生长和增殖受到抑制, 而进水氨氮负荷较低, 且自养细菌增殖速

率较慢, 所以污泥浓度持续下降, 由接种时的 4.44 g/L 降至启动完成时的 2.04 g/L。短程硝化启动完成后, 随着氨氮转化率的提高和进水氨氮负荷的增加, 自养细菌增殖效应逐渐显著, 污泥浓

度逐渐提高至 3.69 g/L, 并保持基本稳定。

根据污泥浓度和氨氮去除的变化情况, 计算氨氮转化的污泥负荷, 以反映污泥亚硝化能力的变化, 结果如图 4 所示。在短程硝化的启动阶段, 氨氮转化的平均污泥负荷从接近于 0 提高至 0.051 kg/(kg·d); 在短程硝化稳定运行的 Run-2-Run-4 阶段, 氨氮转化的平均污泥负荷分别为 0.12、0.14 和 0.16 kg/(kg·d), 表明随着进水氨氮负荷的增加, 污泥的亚硝化能力逐步提高。

2.2 短程硝化启动和稳定运行中功能菌群变化

2.2.1 AOB 和 NOB 菌群密度变化: 氨氮转化过程中的亚硝化活性和硝化活性是由 AOB 和 NOB 菌群决定的, 短程硝化启动和稳定运行是抑制硝化活性、提高亚硝化活性的过程, 必然造成 AOB 和 NOB 菌群变化。采用 MPN 法对短程硝化启动和稳定运行中 AOB 和 NOB 菌群的密度进行监测, 结果如图 5 所示。可以看到, 接种污泥中 NOB 菌群密度高于 AOB 菌群; Run-1 启动阶段, AOB 和 NOB 菌群密度缓慢变化, NOB 菌群密

度由 2.0×10^5 CFU/mL 降至 1.15×10^5 CFU/mL, AOB 菌群密度由 4.5×10^4 CFU/mL 增至 3.0×10^5 CFU/mL。Run-2 运行阶段, NOB 菌群密度继续降至 9.5×10^4 CFU/mL, AOB 菌群密度继续增至 1.15×10^6 CFU/mL。Run-3 运行阶段, 高碱度和低 DO 浓度环境条件强化了对 NOB 菌群的抑制效应, 而对 AOB 菌群相对适宜, 且进水氨氮负荷提高, 所以 AOB 和 NOB 菌群密度变化更为显

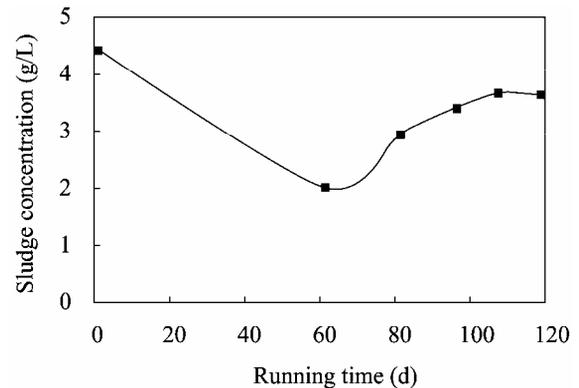


图 3 短程硝化启动及运行过程中污泥浓度变化
Fig. 3 Variation of sludge concentration during start-up and operation of partial nitrification process

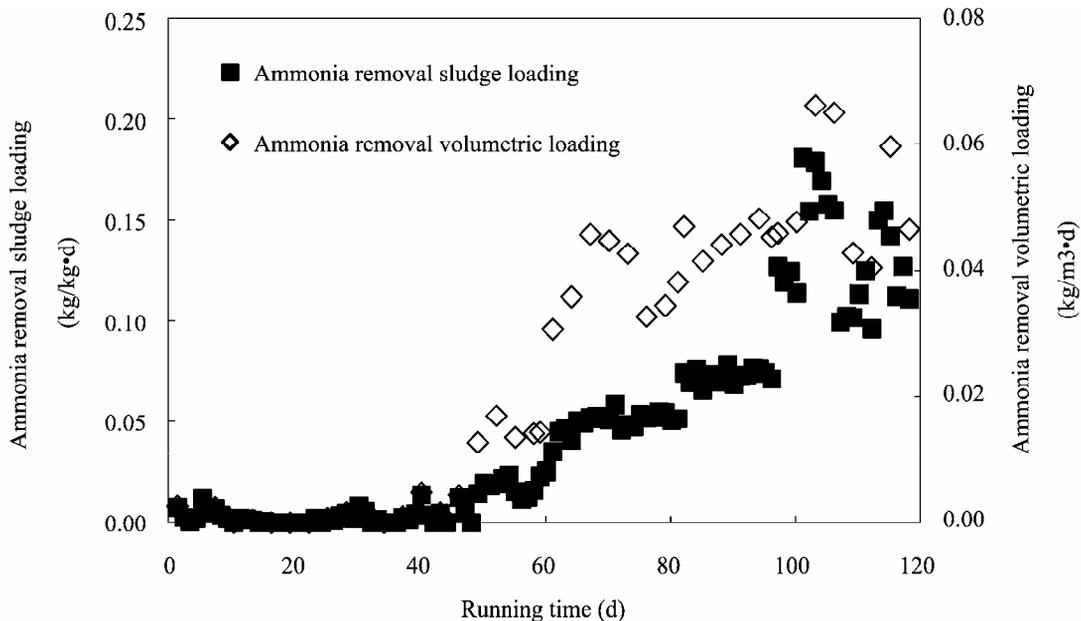


图 4 短程硝化启动及运行过程中氨氮去除污泥负荷变化

Fig. 4 Variation of ammonia removal sludge loading during start-up and operation of partial nitrification process

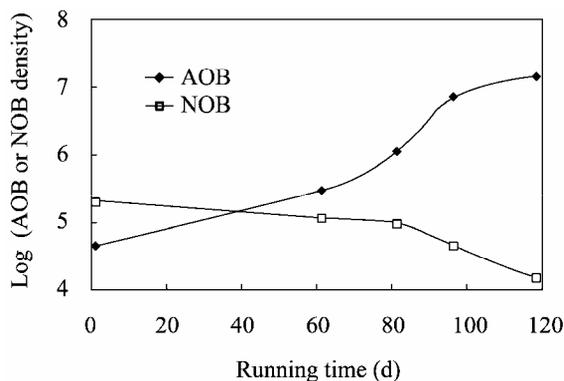


图5 短程硝化启动及运行过程中 AOB 与 NOB 菌群密度变化

Fig. 5 Variation of AOB and NOB density during start-up and operation of partial nitrification process

著, NOB 菌群密度降至 4.5×10^4 CFU/mL, AOB 菌群密度增至 7.5×10^6 CFU/mL。至 Run-4 运行阶段, NOB 菌群密度降至 1.5×10^4 CFU/mL, AOB 菌群密度增至 1.5×10^7 CFU/mL。总体来看, 短程硝化启动和稳定运行中, AOB 菌群密度增长幅度较大, 特别是在氨氮负荷提高阶段。相对而言, NOB 菌群密度变化幅度较小, 而高碱度和低 DO 浓度运行条件对 NOB 菌群抑制效应显著。

2.2.2 AOB 和 NOB 菌群相对丰度变化: 在短程硝化启动和运行过程中, 采用 FISH 技术对 AOB 和 NOB 菌群在污泥中的分布变化情况进行了检测, 并估算了 AOB 和 NOB 菌群的相对丰度。图

6 所示为 AOB 菌群在污泥中的分布变化情况。可以看到, 接种污泥中(1 d) AOB 菌群极为匮乏, 仅有零星分布; 启动完成后(61 d), AOB 菌群在污泥中的分布明显增加, 表明 AOB 菌群在污泥中逐渐富集; Run-2 阶段(81 d), AOB 菌群在污泥中的分布持续小幅增加; 在 Run-3 阶段(96 d)提高氨氮进水负荷及降低 DO 浓度后, AOB 菌群在污泥中的分布迅速扩张, 表明此阶段 AOB 菌群增殖速率较快; 在 Run-4 阶段(118 d)进一步提高氨氮进水负荷后, AOB 菌群在污泥中的分布与 Run-3 阶段类似, 分布范围仍有所提高。FISH 检测 AOB 菌群在污泥中的分布变化反映了短程硝化启动和运行过程中 AOB 菌群的增殖和富集情况。

图 7 所示短程硝化启动和运行过程中 AOB 和 NOB 菌群相对丰度的变化, 与图 5 所示菌群密度变化基本一致。可以看到, Run-3 阶段 AOB 和 NOB 菌群密度和相对丰度变化最为显著, 进水氨氮负荷的提高和 DO 浓度的降低, 可能是此阶段 AOB 菌群快速增殖和富集以及 NOB 菌群显著衰减的主要原因。Run-2 至 Run-4 氨氮进水负荷提高阶段, 污泥浓度及污泥中 AOB 菌群规模的扩大使得氨氮容积去除负荷从 $0.016 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 提高至 $0.043 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$; 而同时, 氨氮去除污泥负荷提高却并不显著, 仅从 $0.12 \text{ kg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$ 提高至

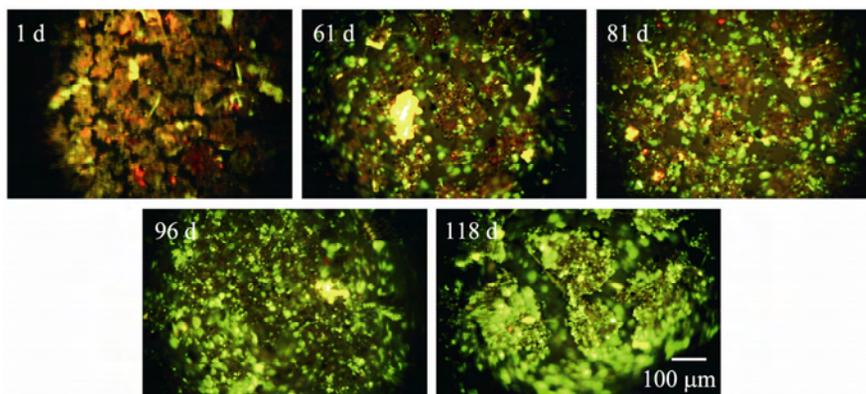


图6 短程硝化启动及运行过程中 AOB 菌群在污泥中的分布变化

Fig. 6 Variation of AOB distribution in the sludge during start-up and operation of partial nitrification process

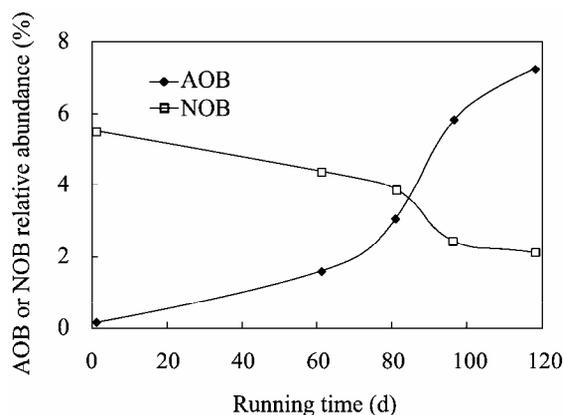


图7 短程硝化启动及运行过程中 AOB 与 NOB 菌群相对丰度变化

Fig. 7 Variation of AOB and NOB relative abundance during start-up and operation of partial nitrification process

0.16 kg/(kg·d), 表明 AOB 菌群的亚硝化活性呈现下降趋势。研究报道分子态游离氨对 AOB 菌群的抑制浓度为 10–150 mg/L^[23], 因此较高的氨氮浓度可能是造成亚硝化活性抑制的主要原因。

3 结论

(1) 在 SBR 反应器中, 通过控制低 DO 浓度 (<1 mg/L) 和逐步提高氨氮进水负荷, 可抑制 NOB 菌群增殖并促进 AOB 菌群规模扩大, 实现短程硝化过程的启动和稳定运行。在氨氮进水负荷为 0.055 kg/(m³·d) 时, 平均氨氮去除容积负荷和污泥负荷可达到 0.043 kg/(m³·d) 和 0.16 kg/(kg·d), 平均亚硝酸盐积累率可达到 83.4%。

(2) 在短程硝化启动和稳定运行过程中, NOB 菌群密度从 2.0×10⁵ CFU/mL 降至 1.5×10⁴ CFU/mL, 相对丰度从 5.51% 降至 2.14%; AOB 菌群密度从 4.5×10⁴ CFU/mL 增加至 1.5×10⁷ CFU/mL, 相对丰度从 0.18% 增加至 7.25%。AOB 菌群规模的扩大是实现短程硝化和氨氮去除能力提高的主要原因, 同时较高的进水氨氮浓度和负荷也会造成亚硝化活性的抑制。

参考文献

- [1] Garrido JM, Van Benthum WAJ, Van Loosdrecht MCM, 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.
- [2] Ruiz G, Jeison D, Chamy R. Nitrification with high nitrite accumulation for the treatment of wastewater with high ammonia concentration[J]. *Water Research*, 2003, 37(6): 1371–1377.
- [3] 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.
- [4] 谢庆林, 李小霞, 李艳红, 等. SBR 反应器内短程硝化系统快速启动及影响因素研究[J]. *环境科学与技术*, 2009, 32(2): 134–137.
- [5] 孙振世, 柯强, 陈英旭. SBR 生物脱氮机理及其影响因素[J]. *中国沼气*, 2001, 19(2): 16–19.
- [6] Pambrun V, Paul E, Spérandio M. Control and modelling of partial nitrification of effluents with high ammonia concentrations in sequencing batch reactor[J]. *Chemical Engineering and Processing: Process Intensification*, 2008, 47(3): 323–329.
- [7] Wagner M, Rath G, Koops HP, et al. *In situ* analysis of nitrifying bacteria in sewage treatment plants[J]. *Water Science and Technology*, 1996, 34(1/2): 237–244.
- [8] 孙红芳, 吕永涛, 白平, 等. 短程硝化/厌氧氨氧化联合工艺处理含氨废水的研究[J]. *中国给水排水*, 2009, 25(3): 37–41.
- [9] 郑亚楠, 淹川哲夫, 郭建华, 等. SBR 法常、低温下生活污水短程硝化的实现及特性[J]. *中国环境科学*, 2009, 29(9): 935–940.
- [10] 叶建锋. 废水生物脱氮处理新技术[M]. 北京: 化学工业出版社, 2006.
- [11] Ganigue R, López H, Balaguer MD, et al. Partial ammonium oxidation to nitrite of high ammonium content urban landfill leachates[J]. *Water Research*,

- 2007, 41(15): 3317–3326.
- [12] Gal A, Dosta J, van Loosdrecht MCM, et al. Two ways to achieve an anammox influent from real reject water treatment at lab-scale: partial SBR nitrification and SHARON process[J]. *Process Biochemistry*, 2007, 42(4): 715–720.
- [13] Xu ZY, Zeng GM, Yang ZH, et al. Biological treatment of landfill leachate with the integration of partial nitrification, anaerobic ammonium oxidation and heterotrophic denitrification[J]. *Bioresource Technology*, 2010, 101(1): 79–86.
- [14] Wallner G, Amann R, Beisker W. Optimizing fluorescent in situ hybridization with rRNA-targeted oligonucleotide probes for flow cytometric identification of microorganisms[J]. *Cytometry*, 1993, 14(2): 136–143.
- [15] Juprattasri W, Boonapatcharoen N, Cheevadhanarak S, et al. Use of an alternative Archaea-specific probe for methanogen detection[J]. *Journal of Microbiological Methods*, 2005, 61(1): 95–104.
- [16] Lorenzen J, Larsen LH, Kjaer T, et al. Biosensor determination of the microscale distribution of nitrate, nitrate assimilation, nitrification, and denitrification in a diatom-inhabited freshwater sediment[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 1998, 64(9): 3264–3269.
- [17] Amann RI, Krumholz L, Stahl DA. Fluorescent-oligonucleotide probing of whole cells for determinative, phylogenetic, and environmental studies in microbiology[J]. *Journal of Bacteriology*, 1990, 172(2): 762–770.
- [18] 明镇寰, 岳春梅. 生物硝化池污水中硝化细菌的快速定量研究[J]. *环境科学学报*, 2002, 22(6): 796–798.
- [19] 国家环境保护总局编. 水和废水监测分析方法[M]. 第4版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [20] 吴伟伟, 王舜和, 王建龙, 等. 短程硝化反应器的快速启动与运行特性[J]. *清华大学学报: 自然科学版*, 2006, 46(12): 2077–2080.
- [21] 高大文, 彭永臻, 王淑滢. 控制 pH 实现短程硝化反硝化生物脱氮技术[J]. *哈尔滨工业大学学报*, 2005, 37(12): 1664–1666.
- [22] 于德爽, 彭永臻, 宋学起, 等. 含海水污水的短程硝化反硝化[J]. *环境科学*, 2003, 24(3): 50–55.
- [23] Anthonisen AC, Loehr RC, Prakasam TBS, et al. Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid[J]. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 1976, 48(5): 835–852.

编辑部公告

《微生物学通报》英文刊名

《微生物学通报》之前使用的英文刊名“Microbiology”因在国际上有重名,造成了本刊在被国内外作者引用以及国外数据库收录时英文刊名的混乱,这大大影响了本刊在国际上的传播,也不利于对我刊引用数据的统计。经本届编委会讨论,以及主办单位批准,本刊英文刊名自 2010 年起变更为“Microbiology China”,请各位作者、读者和数据库引用时注意使用。