



文章栏目: 水污染防治

DOI 10.12030/j.cjee.201912006

中图分类号 X703

文献标识码 A

王桃, 邵兆伟, 刘安迪, 等. 交替曝气对短程硝化启动及脱氮特性的影响[J]. 环境工程学报, 2020, 14(12): 3399-3407.

WANG Tao, SHAO Zhaowei, LIU Andi, et al. Effect of alternate aeration on the startup and nitrogen removal characteristics of short-cut nitrification[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2020, 14(12): 3399-3407.

## 交替曝气对短程硝化启动及脱氮特性的影响

王桃<sup>1,2</sup>, 邵兆伟<sup>1,2</sup>, 刘安迪<sup>1,2</sup>, 刘宏<sup>1,2</sup>, 陈永志<sup>1,2,\*</sup>

1. 兰州交通大学环境与市政工程学院, 兰州 730070

2. 甘肃省污水处理行业技术中心, 兰州 730070

第一作者: 王桃(1995—), 女, 硕士研究生。研究方向: 污水脱氮除磷处理技术。E-mail: 1837553828@qq.com

\*通信作者: 陈永志(1969—), 男, 博士, 教授。研究方向: 污水处理理论与技术。E-mail: 476411589@qq.com

**摘要** 采用序批式活性污泥反应器(SBR)处理低C/N生活污水,在25℃和2种交替曝气运行模式下,分析了启动和稳定运行时短程硝化及脱氮特性、比亚硝酸盐氧化速率、游离氨(FA)浓度的变化、氨氧化菌(AOB)活性的影响及 Boltzmann 模型对 AOB 活性的拟合。结果表明:在缺氧/好氧时间比为 30 min/30 min,单周期交替运行 4 次的条件下,运行 46 个周期后,出水亚硝酸盐由 4.19 mg·L<sup>-1</sup>增至 20.86 mg·L<sup>-1</sup>,亚硝酸盐积累率稳定至 97.03%,比氨氧化速率和 AOB 活性分别稳定至 0.30 g·(g·d)<sup>-1</sup>和 110%,AOB 活性增长时间段的中间值为第 10 个周期;在好氧/缺氧时间比为 30 min/30 min,单周期交替运行 4 次的条件下,运行 50 个周期后,亚硝酸盐出水浓度和亚硝酸盐积累率分别稳定至 17.94 mg·L<sup>-1</sup>和 95.04%,比氨氧化速率和 AOB 活性分别稳定至 0.30 g·(g·d)<sup>-1</sup>和 110%,AOB 活性增长时间段的中间值为第 24 个周期。因此,采用缺氧/好氧交替运行模式,可提高氨氮去除率和亚硝酸盐积累率,氨氧化菌活性更佳,以上研究结果为实现并维持稳定的短程硝化提供参考。

**关键词** 交替曝气模式;短程硝化;SBR;低C/N生活污水; Boltzmann 模型

近年来,由于传统生物脱氮工艺存在碳源不足,氨氮去除率低等缺陷<sup>[1]</sup>,而短程硝化工艺是将硝化过程控制在亚硝态氮阶段,从而实现亚硝酸盐的稳定积累,其具有节省 25% 的曝气量、减少 40% 的有机碳源、提高 63% 反硝化速率、缩短水力停留时间及减少剩余污泥量等优势<sup>[2]</sup>,已受到越来越多的关注。因此,实现短程硝化已成为目前脱氮工艺研究的热点<sup>[3]</sup>。有研究<sup>[4]</sup>表明,温度、pH、游离氨(FA)、溶解氧(DO)、污泥龄和交替模式等的控制能够抑制亚硝化菌(NO<sub>B</sub>)的活性,使氨氧化菌(AOB)成为优势菌种,从而实现了短程硝化。在采用交替模式时,DO在缺好氧环境中周期性的交替,AOB的“饱食饥饿”特性<sup>[5-6]</sup>使其氨氧化活性升高,更有利于AOB的富集,进而抑制了NO<sub>B</sub>的活性。高春娣等<sup>[7]</sup>的研究发现,交替好氧/缺氧运行模式的比氨氧化速率(SAOR)为普通好氧/缺氧模式的1.8~2倍,能更持久稳定的实现短程硝化。梅翔等<sup>[8]</sup>的研究发现,在连续进水交替曝气条件下,生物滤池的亚硝酸盐积累率和氨氮去除率均达到90%以上。

但以上研究多集中于单一交替模式下温度、pH、DO等条件对短程硝化的影响<sup>[9]</sup>,对不同交替模式下短程硝化的研究较少。基于此,本研究以低C/N生活污水为处理对象,研究了交替好氧/缺

收稿日期: 2019-12-01; 录用日期: 2020-06-18

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(51668033); 甘肃省自然科学基金资助项目(18JR3RA126); 甘肃省高等学校特色专业项目(101004); 大学生创新实验项目(2019065)

氧和缺氧/好氧模式下 SBR 启动过程, 考察了污染物的去除特性、比亚硝态氮产生速率 (SNiPR)、FA 浓度、AOB、NOB 活性、Boltzmann 模型对 AOB 活性的拟合及污泥性能。旨在为实现稳定的短程硝化提供更优交替模式。

## 1 材料与方法

### 1.1 实验装置

实验采用 2 个规格相同的序批式反应器, 实验装置见图 1。反应器由有机玻璃柱制成, 上部为圆柱形, 底部为圆锥体, 直径为 15 cm, 高为 40 cm, 有效容积为 5 L。在反应器的侧壁设置 3 个取样口, 用以取样和排水, 底部设有排泥口、反应器内设置搅拌器, 用加热棒控制反应器温度、曝气泵供气、空气流量计控制曝气量, 全天可编程定时器实现好氧/缺氧和缺氧/好氧模式。

### 1.2 实验用水及接种污泥

实验用水取自兰州交通大学家属区生活污水, 主要水质参数为 COD 139.9~298.2 mg·L<sup>-1</sup>、氨氮 51.8~73.4 mg·L<sup>-1</sup>、亚硝酸盐 <1 mg·L<sup>-1</sup>、硝氮 0~2.5 mg·L<sup>-1</sup>、pH 7.09~7.91。

反应器接种污泥来自兰州市七里河安宁区污水处理厂的二沉池, 污泥浓度约为 3 000 mg·L<sup>-1</sup> 左右。污泥 MLVSS/MLSS(*f*值) 为 0.3~0.5; SV<sub>30</sub>=28%~30%。

### 1.3 运行方式

SBR 由进水、缺氧搅拌、好氧曝气、沉淀和排水 5 个阶段组成。交替缺氧/好氧反应器采用先缺氧搅拌 30 min, 再好氧曝气 30 min, 单周期交替运行 4 次。交替好氧/缺氧反应器采用好氧 30 min, 缺氧 30 min, 单周期交替运行 4 次。进水 5 min、沉淀 30 min、排水 5 min。每个周期为 280 min, 每天运行 2 个周期, 其余时间为闲置期, 曝气量为 80 L·h<sup>-1</sup>, 排水比为 75%。

### 1.4 分析方法

COD 采用重铬酸钾法测定; 氨氮采用纳氏试剂分光光度法; 亚硝酸盐采用 N-1-(萘基)-乙二胺光度法; 硝酸盐采用麝香草酚分光光度法; pH 采用 WTW-Multi 3420 测定仪监测; 混合液悬浮固体浓度 (MLSS) 和混合液挥发性悬浮固体浓度 (MLVSS) 采用滤纸重量法。比氨氮氧化速率 (SAOR)、比亚硝酸盐氮产生速率 (SNiPR) 和比硝酸盐氮产生速率 (SNaPR) 的计算参考孙洪伟等<sup>[10]</sup>的公式进行计算。

AOB 和 NOB 的活性<sup>[11]</sup>按照式 (1) 和式 (2) 进行计算。

$$\eta_A = \frac{v_n}{v} \times 100\% \quad (1)$$

式中:  $\eta_A$  为 AOB 活性;  $v_n$  为第  $n$  周期曝气结束时的 SAOR, g·(g·d)<sup>-1</sup>;  $v$  为整个运行阶段 SAOR 的平均值, g·(g·d)<sup>-1</sup>。

$$\eta_B = \frac{S_n}{S} \times 100\% \quad (2)$$

式中:  $\eta_B$  为 NOB 活性;  $S_n$  为第  $n$  周期曝气结束时 SNaPR, g·(g·d)<sup>-1</sup>;  $S$  为整个运行阶段 SNaPR 的平均值, g·(g·d)<sup>-1</sup>。

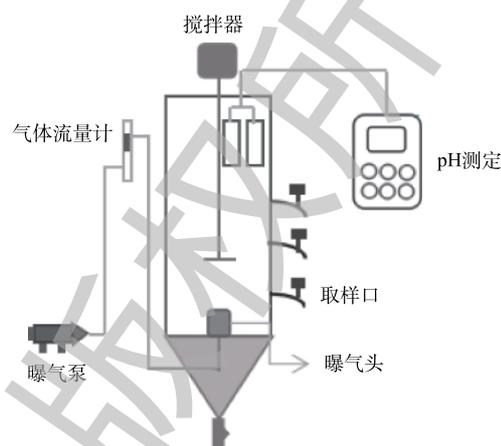


图 1 SBR 实验装置示意图

Fig. 1 Schematic diagram of SBR reactor

FA 的计算如式 (3)<sup>[12]</sup> 所示。

$$F = \frac{17}{14} \frac{10^{\text{pH}} C_N}{\exp\left(\frac{6334}{273+t}\right) + 10^{\text{pH}}} \quad (3)$$

式中： $F$  为 FA 浓度， $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ； $C_N$  为氨氮浓度， $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ； $t$  为温度， $^{\circ}\text{C}$ 。

利用 Boltzmann 模型对整个运行过程中的 AOB 活性进行拟合，拟合方程<sup>[13]</sup> 如式 (4) 所示。

$$y = A_2 + \frac{(A_1 - A_2)}{1 + \exp((x - x_0)/dx)} \quad (4)$$

式中： $y$  为 AOB 活性； $A_2$  为活性增加段最大活性； $A_1$  为活性增加段最小活性； $x$  为运行周期； $x_0$  为活性增长时间段的周期中间值； $dx$  为增长周期常数。

## 2 结果与讨论

### 2.1 不同交替模式对氮形态和 COD 去除特性的影响

图 2 为交替缺氧/好氧模式下氮素的变化及 COD 的去除特征。在整个运行过程中，进水氨氮浓度为  $59.18 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。第 1~26 个周期，氨氮出水浓度由  $38.24 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  降至  $3.94 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，去除率由 39.09% 升高至 93.38%；出水亚硝酸盐由  $4.19 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  增加至  $12.14 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，出水硝氮由  $4.91 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  逐渐增为  $22.03 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，此阶段亚硝酸盐积累率维持在一个较低值，平均值为 49.71%，硝氮产生率也在 50.29% 上下波动。这是因为实验接种污泥为硝化性污泥，在反应初期，大部分的氨氮被氧化为硝氮，只有少量转化为亚硝酸盐。第 27~45 个周期，出水氨氮稳定在  $2.76 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，氨氮去除率为 95.44%；出水亚硝酸盐由  $8.51 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  不断升高至  $12.58 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ；出水硝氮由  $9.60 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  减至

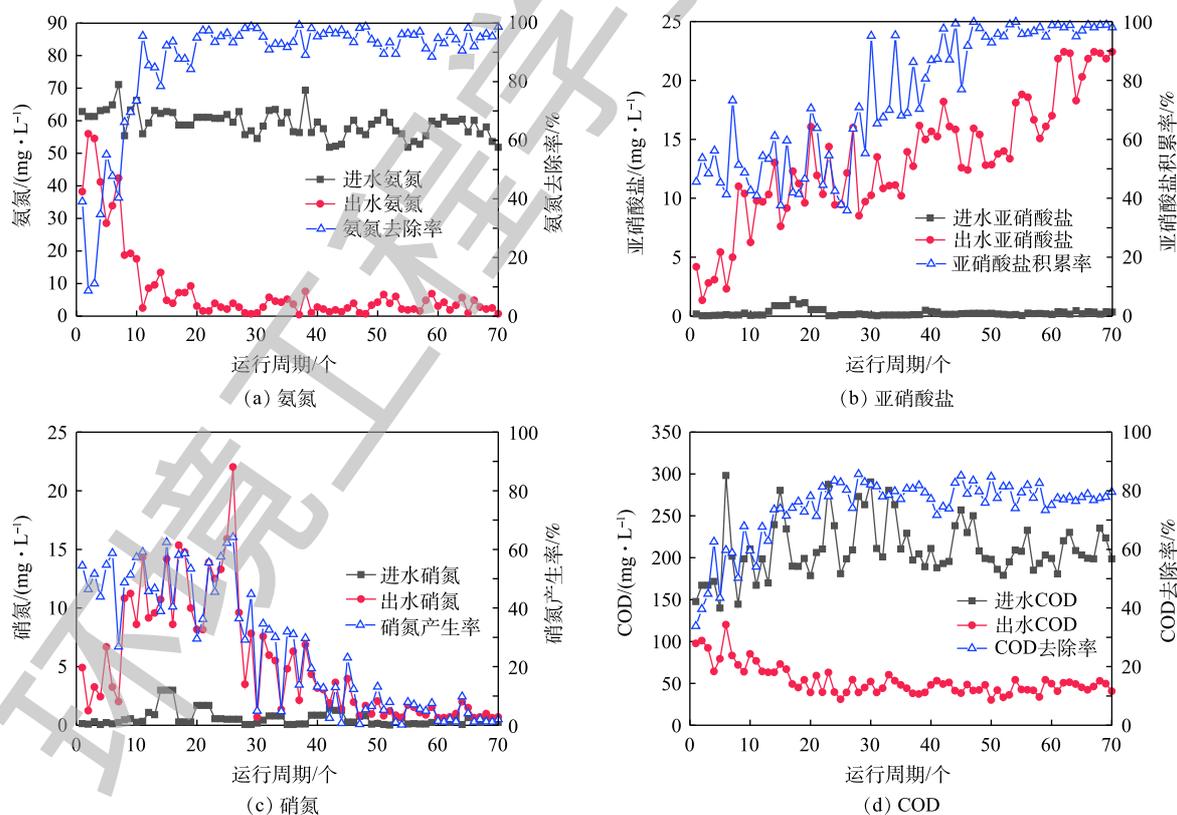


图 2 交替缺氧/好氧模式下氮形态的转化及 COD 的去除效果

Fig. 2 Nitrogen transformation and COD removal efficiency under alternate anoxic/aerobic mode

3.97 mg·L<sup>-1</sup>, 亚硝酸盐积累率由 63.57% 增至 99.30%, 硝氮产生率在 21.48% 上下波动。有研究<sup>[14]</sup>表明, 在缺氧环境中, AOB 和 NOB 活性均受到溶解氧浓度的限制, 当恢复曝气后, 经历长期“饥饿”的 AOB 能够利用氨产能大量增值, 而 NOB 适应溶解氧变化的能力较低, 不能快速恢复活性, 随着周期数的增加, 出水亚硝酸盐逐渐增加。在 46 个周期后, 出水氨氮浓度维持在 2.53 mg·L<sup>-1</sup>, 氨氮去除率稳定为 94.43%, 亚硝酸盐和硝氮出水浓度分别为 20.86 mg·L<sup>-1</sup> 和 0.34 mg·L<sup>-1</sup>, 积累率稳定至 97.03% 和 4.50%, 此时, AOB 逐渐成为优势菌种, NOB 被淘汰, 成功实现短程硝化。吴鹏等<sup>[15]</sup>研究发现, 在连续流反应器中以缺氧/好氧模式运行, 亚硝酸盐积累率达到 90%, 成功实现短程硝化的快速启动。王琳等<sup>[16]</sup>以化肥废水为研究对象, 采用交替缺氧/好氧模式发现, 氨氮去除率达 93.80%, 亚硝酸盐积累率达 72.60%。

该反应器进水 COD 平均值为 209.89 mg·L<sup>-1</sup>, 在第 1~31 个周期, 出水 COD 由 97.73 mg·L<sup>-1</sup> 逐渐减少至 39.02 mg·L<sup>-1</sup>, COD 去除率由 33.82% 增加至 81.50%, 在 32 个周期后, 出水 COD 稳定在 44.93 mg·L<sup>-1</sup>, 去除率稳定在 78.60%, 即在该模式下 COD 去除率较高。李冬等<sup>[17]</sup>研究发现, 在单一缺氧/好氧模式下, COD 去除率达 76.80%, 这表明 COD 的去除效果与交替关联不大。

图 3 为交替好氧/缺氧模式下氮素的变化及 COD 的去除特征。由图 3 可知, 进水氨氮平均浓度为 59.01 mg·L<sup>-1</sup>, 进水亚硝酸盐浓度稳定在 0.5 mg·L<sup>-1</sup> 以下。在第 1~20 个周期, 出水氨氮浓度由 49.77 mg·L<sup>-1</sup> 降至 8.37 mg·L<sup>-1</sup>, 去除率由 17.21% 升高至 85.86%; 出水亚硝酸盐由 2.92 mg·L<sup>-1</sup> 增至 14.69 mg·L<sup>-1</sup>, 出水硝氮由 2.35 mg·L<sup>-1</sup> 升高至 9.86 mg·L<sup>-1</sup>, 亚硝酸盐积累率维持在 53.54% 左右, 硝氮产生速率在 46.46% 上下波动。这是因为在反应初期, 接种污泥中 NOB 数量多于 AOB, 即缺氧阶段被反硝化的硝态氮较多, 且随着反应器中 AOB 活性的增强, 氨氧化能力逐渐提高, 出水亚硝酸盐逐渐增加。在第 21~49 个周期, 出水氨氮由 13.70 mg·L<sup>-1</sup> 减至 6.30 mg·L<sup>-1</sup>, 去除率略有上升;

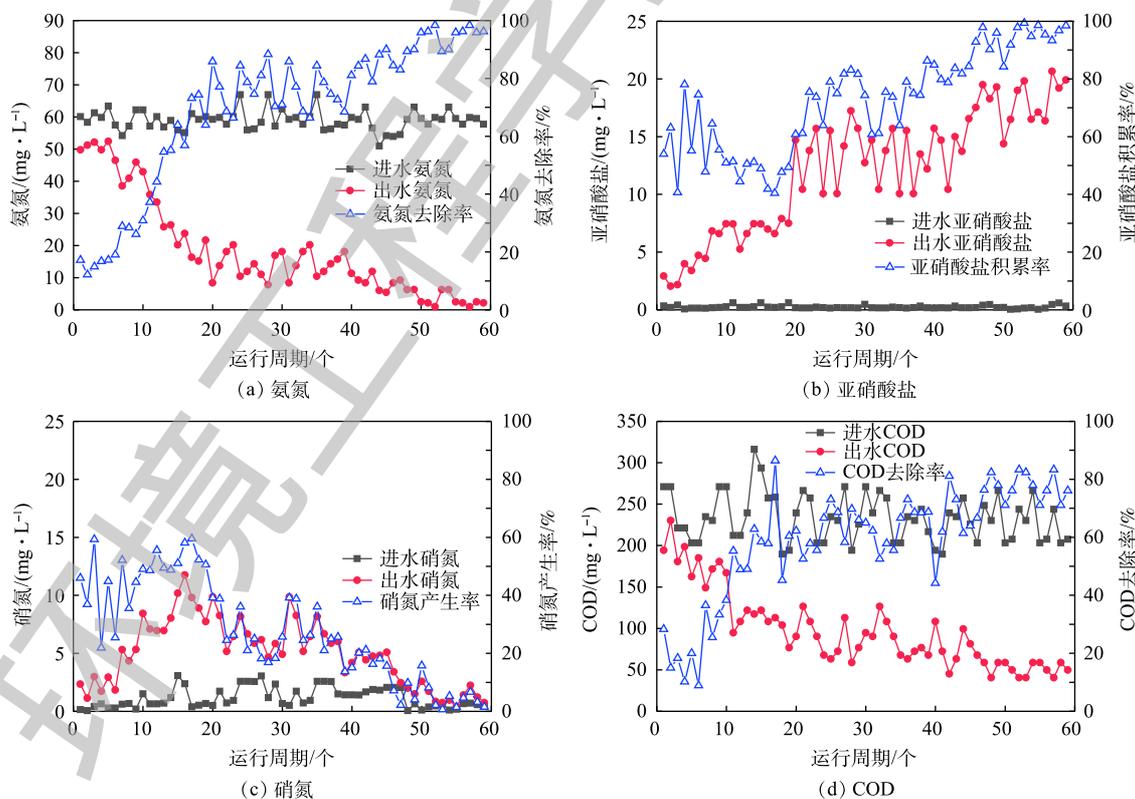


图 3 交替好氧/缺氧模式下氮形态的转化及 COD 的去除效果

Fig. 3 Nitrogen transformation and COD removal efficiency under alternate aerobic/anoxic mode

出水亚硝酸盐浓度由  $14.69 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  增至  $19.30 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，积累率由 61.18% 升高为 95.91%；出水硝氮由  $8.26 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  降至  $1.49 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，硝氮产生率由 38.82% 减至 4.09%。这是由于随着反应的进行，AOB 对 DO 变化的适应能力强于 NOB，即在交替好氧/缺氧运行模式下更有利于 AOB 的富集。又因为在交替好氧/缺氧模式中，AOB 的衰减系数低于 NOB<sup>[18]</sup>，因此，亚硝酸盐积累率升高，硝氮的积累速率减小。在运行 50 个周期后，出水氨氮浓度维持在  $2.85 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，氨氮去除率稳定至 95.24%；亚硝酸盐和硝氮出水浓度分别为  $17.94 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  和  $1.29 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，积累率稳定至 95.04% 和 4.96%。张立成等<sup>[18]</sup>以城市生活污水为研究对象，在好氧 2 h/缺氧 1 h 交替运行 4 次后，发现在 58 个周期后亚硝酸盐积累率达 95%。张昭等<sup>[19]</sup>的研究发现在采用交替好氧/缺氧模式下，亚硝酸盐积累率超过 95%，氨氮去除效果稳定。

该反应器中进水 COD 平均值为  $233.34 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，第 1~47 个周期，出水 COD 由  $194.20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  逐渐降至  $58.69 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，去除率由 28.33% 逐渐增至 76.36%，48 个周期后，出水 COD 稳定至  $50.42 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，去除率达 77.41%，这说明 COD 的去除效果良好。

综上所述，2 种运行模式均能实现氨氮的高效去除和稳定的短程硝化。但相比交替好氧/缺氧模式，缺氧/好氧模式在第 26 个周期时对氨氮的去除率就已高达 93.38%，且后期稳定在 94.43%，在第 46 个周期后亚硝酸盐积累率达 97.03%，能够用更短时间实现稳定的短程硝化。这是由于 AOB 的氧饱和系数为 0.2~0.5，NOB 的氧饱和系数为 1.4~1.6<sup>[20-21]</sup>，即在缺氧/好氧模式中，原水先进入缺氧段，此时在低溶解氧条件下，NOB 细菌合成和启动亚硝酸盐氧化酶及电子传递体系受到严重抑制，导致 NOB 数量和活性处于较低水平<sup>[22]</sup>。且该环境中 AOB 生长速率较高，长期的交替使氨氮大量转化为亚硝酸盐后部分转化为硝氮，使得亚硝酸盐大量累积。又因好氧环境中硝化菌与异养菌存在竞争<sup>[23]</sup>，缺氧/好氧模式中，原水中的易降解 COD 先在缺氧段被异养菌降解吸收，导致好氧段异养菌碳源不足而活性受到抑制<sup>[24]</sup>，经过长期交替运行，原水中氨氮大量转化为亚硝酸盐。因此缺氧/好氧模式中亚硝酸盐达到稳定积累所需时间短于好氧/缺氧模式。

## 2.2 不同交替模式对速率变化特性的影响

图 4 为在 2 种交替模式下 SAOR、SNiPR、SNaPR 的变化。由图 4 可以看出，在交替缺氧/好氧运行模式中，在第 1~11 个周期，SAOR 由  $0.04 \text{ g}\cdot(\text{g}\cdot\text{d})^{-1}$  增至  $0.34 \text{ g}\cdot(\text{g}\cdot\text{d})^{-1}$ ；在好氧/缺氧运行模式中，在第 1~48 个周期，SAOR 由  $0.04 \text{ g}\cdot(\text{g}\cdot\text{d})^{-1}$  增至  $0.28 \text{ g}\cdot(\text{g}\cdot\text{d})^{-1}$ ，随着反应的进行，2 种模式下的 SAOR 均逐渐稳定至  $0.30 \text{ g}\cdot(\text{g}\cdot\text{d})^{-1}$ 。这表明在交替模式中，AOB 的活性均不断升高，这与刘宏等<sup>[25]</sup>的研究结果相似。李俊等<sup>[26]</sup>在探究温度对短程硝化的影响中发现，在 18~27 °C 的条件下的

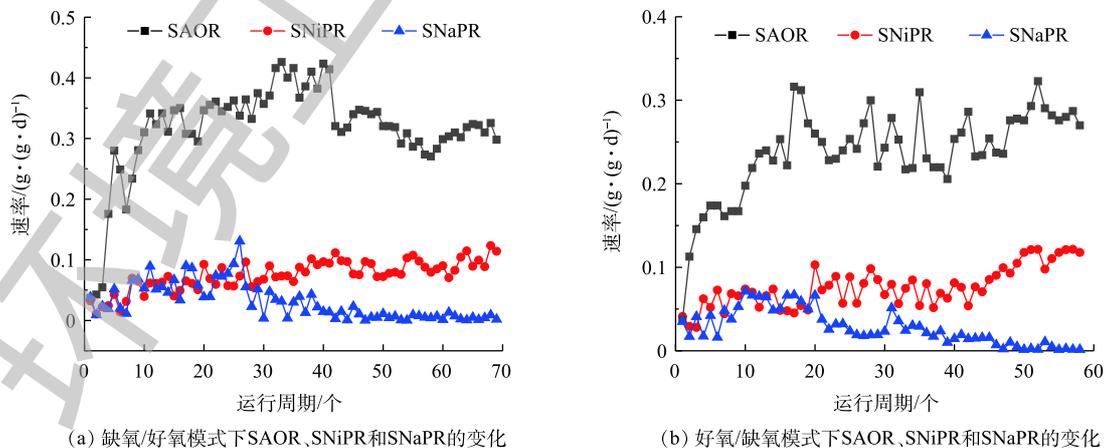


图 4 SAOR、SNiPR 和 SNaPR 的变化

Fig. 4 Changes of SAOR, SNiPR and SNaPR

SAOR 为  $0.03 \text{ g} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$ ，这与本实验所得结果一致。究其原因可能是，随着硝化污泥的交替运行，系统内的 AOB 大量富集，硝化能力不断增强，污泥密度变大，使得 SAOR 不断升高<sup>[25]</sup>，而后随着 AOB 活性的稳定而逐渐稳定。在 2 种模式下，反应开始时 S<sub>Ni</sub>PR 基本为  $0 \text{ g} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$ ，S<sub>Na</sub>PR 分别为  $0.04 \text{ g} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$  和  $0.03 \text{ g} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$ ，随着反应的运行，S<sub>Ni</sub>PR 均呈逐渐上升趋势，S<sub>Na</sub>PR 呈逐渐下降趋势，在 38 个和 47 个周期，S<sub>Ni</sub>PR 均稳定至  $0.10 \text{ g} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$ 。S<sub>Na</sub>PR 在 42 个和 49 个周期时减小为  $0 \text{ g} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$ 。即在 2 种模式下，NOB 在与 AOB 活性的竞争中，所受抑制作用逐渐增强，最终被完全抑制<sup>[27]</sup>。这是因为运行初期接种污泥为成熟的硝化型污泥，即 S<sub>Na</sub>PR 较高。实验采用交替模式时，AOB 的饱食饥饿特性使其活性增强，NOB 活性被抑制，即 S<sub>Ni</sub>PR 逐渐升高，S<sub>Na</sub>PR 逐渐降低。2 种运行模式中的 SAOR 和 S<sub>Ni</sub>PR 的变化趋势一致，缺氧/好氧模式达到稳定时间更短，因此，交替缺氧/好氧运行模式能更快实现稳定短程硝化。

### 2.3 不同交替模式对 AOB、NOB 活性变化的特性分析

图 5 为反应过程中 AOB 和 NOB 活性的变化。在交替缺氧/好氧和好氧/缺氧模式中，AOB 活性均呈现先增加后稳定的趋势，第 1 个周期时分别为 11.61%、14.72%，在 21 个和 48 个周期后均稳定至 110%。NOB 活性均呈现先增加后减少的趋势，第 1 个周期时分别为 25.06% 和 42.06%，增至 26 个和 17 个周期时达到最大，分别为 438.75% 和 238.94%，此时，随着反应的进行，NOB 活性逐渐减小，最终在 47 个和 49 个周期时稳定至 15.63% 和 11.65%。2 种模式下达到稳定运行所需时间不同，即交替缺氧/好氧模式中 AOB 成为优势菌种所需时间较短。主要可能是反应初期，AOB、NOB 均处于适应期，未能很快适应新环境，随着反应进行，AOB 和 NOB 都逐渐适应新的环境，代谢活力增强，生长旺盛，接着由于环境中营养物质的限制，AOB 和 NOB 活性保持稳定<sup>[28]</sup>。又由图 5 可知，交替缺氧/好氧模式在 32 个周期时 AOB 活性增至 130.66%，NOB 活性为 116.05%，交替好氧/缺氧模式在 48 个周期时 AOB 活性增至 100.60%，NOB 活性为 36.07%，此时 AOB 活性大于 NOB 成为优势菌种。引起该变化的原因是 AOB 具有“饱食饥饿”特性，与好氧/缺氧模式相比，先进入缺氧环境时，AOB 活性受到抑制，恢复曝气后经历长期饥饿的 AOB 能够大量增值，因此缺氧/好氧模式中 AOB 活性优于好氧/缺氧模式。高春娣等<sup>[29]</sup>采用交替缺氧/好氧运行模式，以生活污水为研究对象，根据微生物的动力学研究发现，采用交替缺氧/好氧运行模式更有利于筛选出氨利用速率较快的 AOB，使得氨氮能够较快被氧化，进而可节省能耗。

由图 5 中 2 种模式下 AOB 的活性变化动力学可以看出，Boltzmann 模型能较为准确的拟合

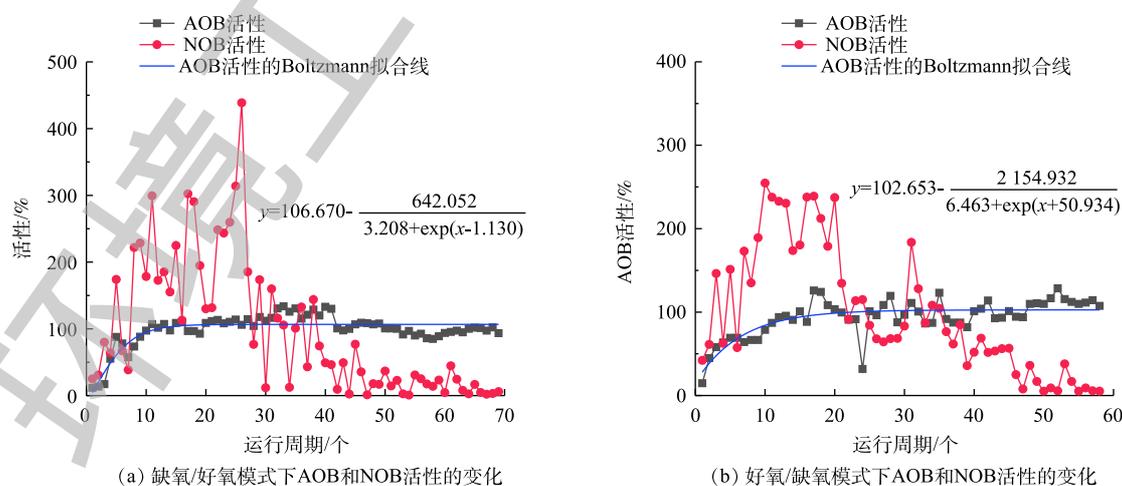


图 5 AOB 和 NOB 活性的变化

Fig. 5 Changes of AOB and NOB activity

AOB 的活性变化与运行时长的关系。2 种模式下的 AOB 活性均能在较短时间内达到稳定，交替缺氧/好氧模式中 AOB 活性增长时间段的中间值为第 10 个周期，交替好氧/缺氧模式中 AOB 活性增长时间段的中间值为第 24 个周期，2 种模式的活性增长时间段的中间值 ( $t_c$ ) 相差了 14 个周期。其原因可能是 AOB 为严格好氧菌，先缺氧饥饿后的 AOB 在后续好氧环境中对底物的利用速率要大于先进入好氧环境的 AOB，且 AOB 在缺氧/好氧模式中的衰减速率低于好氧/缺氧模式，NOB 的衰减速率保持不变<sup>[30]</sup>。即 AOB 活性在缺氧/好氧模式下高于好氧/缺氧模式，对氨氮的氧化能力提高，而 NOB 对亚硝酸盐的氧化能力不变，导致亚硝酸盐积累更多。

图 6 为典型周期下 pH、氨氮和 FA 浓度的变化。在 2 种交替模式下：缺氧环境中 pH 均呈上升趋势，氨氮浓度保持不变；好氧环境中 pH 不断减小，氨氮浓度逐渐减少。FA 浓度在整个反应周期中均呈下降趋势，在交替缺氧/好氧模式中 FA 由  $7.91 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  降至  $0.34 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ；在交替好氧/缺氧模式中 FA 浓度由  $1.08 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  降至  $0.03 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。由此可见，在典型周期内，缺氧/好氧模式中的 FA 浓度高于好氧/缺氧模式。这是因为低浓度的 FA 不会对 AOB 产生抑制作用，且可作为 AOB 的基质底物被完全利用。因此，在低浓度的 FA 环境中，AOB 具有较高活性<sup>[31]</sup>。董宝刚<sup>[32]</sup>的研究发现，当  $0.02 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1} < \text{FA} < 10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  时，只有 NOB 的活性受到抑制，该研究结果与本实验所得结论一

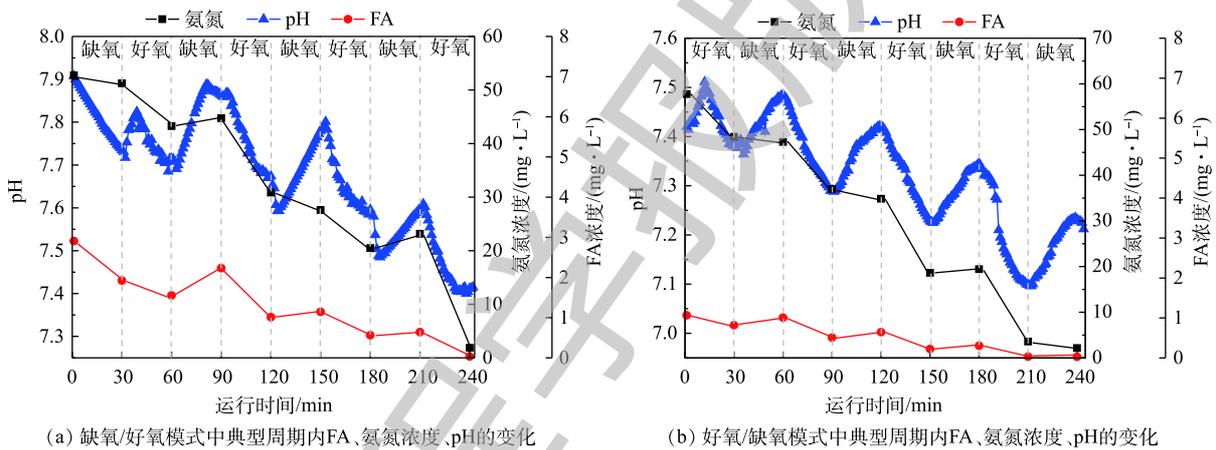


图 6 典型周期内 FA、氨氮浓度、pH 的变化

Fig. 6 Changes of FA, ammonia nitrogen concentration and pH in a typical cycle

致。张宇坤等<sup>[33]</sup>也认为，当  $0.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1} < \text{FA} < 83 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  时，NOB 的活性随 FA 浓度增大而显著减小。相比好氧/缺氧模式，缺氧/好氧模式中 FA 浓度较高，整个运行中 AOB 的基质底物多，活性高，而 NOB 活性较弱，因此，该模式中亚硝酸盐积累较高。

2.4 不同交替模式对污泥特性的影响

如图 7 所示，在整个运行过程中，MLSS 均维持在  $2\ 500\sim 3\ 000 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ， $f$  值均呈先增加后逐渐稳定在 0.8 的变化趋势，这说明 2 种模式下的污泥均具有较高活性。2 种模式下 SVI 值均稳定至  $100 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  左右，这说明污泥均有良好的沉降性能。

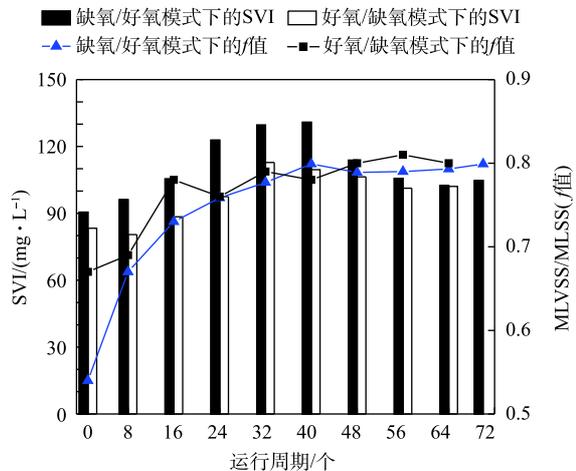


图 7 不同交替模式对污泥特性的影响

Fig. 7 Impact of different alternating mode on sludge characteristics

### 3 结论

1) 采用SBR处理低C/N生活污水,在交替缺氧/好氧和好氧/缺氧2种模式下氨氮去除率分别为94.43%和95.24%,COD去除率分别为78.60%和76.41%,亚硝酸盐积累率分别为97.03%和95.04%,分别运行46个和50个周期后可成功实现稳定短程硝化。

2) 在交替缺氧/好氧和好氧/缺氧模式下,SAOR经12个和49个周期后均稳定至 $0.30 \text{ g} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$ ,SNiPR在经38个和47个周期后均稳定至 $0.10 \text{ g} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$ ,SNaPR在42个和49个周期时减小为 $0 \text{ g} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$ ,因此,交替缺氧/好氧运行模式能够更快实现短程硝化。

3) 2种模式中的活性增长时间段的中间值分别为10个和24个周期,中间值相差了14个周期,且在32个和48个周期时,AOB活性增至130.66%和100.60%,此时AOB成为优势菌种。在典型周期中,缺氧/好氧模式FA浓度均高于好/缺氧模式,即在缺氧/好氧模式下AOB活性更高。

### 参考文献

- [1] 李圭白.水质工程学:上册[M].2版.北京:中国建筑工业出版社,2013.
- [2] 韩亚红,邱珊,马放,等.强化生物脱氮技术在污水处理中的研究进展[J].水处理技术,2018,44(10):6-10.
- [3] 郑亚楠,滝川哲夫,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.
- [4] 刘宏,彭永臻,卢炯元,等.间歇曝气比在短程硝化中对硝化活性的影响[J].环境污染与防治,2017,39(12):1317-1321.
- [5] 李亚峰,秦亚敏,谢新立,等.间歇曝气条件下短程硝化的实现及影响因素的研究[J].环境工程学报,2011,5(7):1518-1521.
- [6] 彭党聪.供氧模式对序批式活性污泥反应器硝化性能的影响[J].环境工程,1999,17(6):10-13.
- [7] 高春娣,李浩,焦二龙,等.交替好氧缺氧短程硝化及其特性[J].北京工业大学学报,2015,41(1):116-122.
- [8] 梅翔,占晶,谢玥,等.运行方式对曝气生物滤池实现短程硝化的影响[J].中国给水排水,2011,27(19):96-99.
- [9] 于德爽,殷金兰,王晓霞,等.控制DO及FA条件下短程硝化过程系统稳定性研究[J].环境工程学报,2011,5(12):2677-2680.
- [10] 孙洪伟,吕心涛,魏雪芬,等.游离氨(FA)耦合曝气时间对硝化菌活性的抑制影响[J].环境科学,2016,37(3):1075-1081.
- [11] 刘宏.间歇曝气SBR完全短程硝化+ASBR厌氧氨氧化脱氮性能研究[D].兰州:兰州交通大学,2017.
- [12] LIU Y W, NGO H H, GUO W S, et al. The roles of free ammonia (FA) in biological wastewater treatment processes: A review[J]. *Environment International*, 2019, 123: 10-19.
- [13] 杨超,陈红梅,龙腾锐,等.以羟胺为底物的自养脱氮微量热研究[J].环境工程学报,2012,6(4):1125-1128.
- [14] 李冬,李晓莹,杨杰,等.SBR中不同曝气方式下CANON工艺的启动与运行[J].哈尔滨工业大学学报,2017,49(9):109-116.
- [15] 吴鹏,张诗颖,宋吟玲,等.连续流反应器短程硝化的快速启动与维持机制[J].环境科学,2016,37(4):1472-1477.
- [16] 王琳,徐新阳,张铭川.间歇曝气对化肥废水的短程硝化性能影响[J].中国环境科学,2017,37(1):146-153.
- [17] 李冬,郭跃洲,劳会妹,等.进水碳氮比对缺氧/好氧SBR亚硝化系统的影响[J].哈尔滨工业大学学报,2019,51(2):1-7.
- [18] 张立成,党维,徐浩,等.SBR快速实现短程硝化及影响因素[J].环境工程学报,2015,9(5):2272-2276.
- [19] 张昭,李冬,曾辉平,等.交替好氧/缺氧下城市污水部分亚硝化的实现[J].中国给水排水,2013,29(23):18-22.
- [20] 赵志瑞,焦海华,崔丙健,等.内循环半短程亚硝化工艺运行条件与微生物群落研究[J].环境科学,2015,36(4):1399-1405.
- [21] HERMANSSON A, LINDGREN P E. Quantification of ammonia oxidizing bacteria in arable soil by real-time PCR[J].

*Applied and Environmental Microbiology*, 2001, 67(2): 972-976.

- [22] 张岩, 孙凤侠, 谢杭冀, 等. 四区一体反应器冬季启动脱氮特性及硝化菌群结构分析[J]. 环境科学, 2015, 36(9): 3339-3344.
- [23] 殷峻, 徐恒娟. 生物膜内自养硝化菌与异养菌竞争关系的研究进展[J]. 科技通报, 2013, 29(5): 181-185.
- [24] 卞伟, 李军, 赵白航, 等. 硝化污泥中 AOB/NOB 对硝化特性的影响[J]. 中国环境科学, 2016, 36(8): 2395-2401.
- [25] 刘宏, 南彦斌, 李慧, 等. 间歇曝气模式下曝气量对短程硝化恢复的影响[J]. 环境科学, 2018, 39(2): 865-870.
- [26] 李俊, 陈益明, 张健, 等. 环境温度下中试氧化沟短程硝化的启动及运行[J]. 中国给水排水, 2018, 34(3): 7-13.
- [27] 郭英. SBR 生物脱氮过程进水 C/N 及 FA 对微生物硝化特性影响试验研究[D]. 兰州: 兰州交通大学, 2013.
- [28] 周群英, 王士芬. 环境工程微生物学[M]. 3 版. 北京: 高等教育出版社, 2008.
- [29] 高春娣, 王惟肖, 李浩, 等. SBR 法交替缺氧好氧模式下短程硝化效率的优化[J]. 中国环境科学, 2015, 35(2): 403-409.
- [30] 蒋轶锋. 短程反硝化除磷工艺特征及运行效能研究[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2006.
- [31] 孙洪伟, 于雪, 高宇学, 等. 游离氨(FA)对氨氧化菌(AOB)活性抑制动力学试验[J]. 环境科学, 2018, 39(9): 4294-4301.
- [32] 董宝刚. 间歇曝气序批式反应器处理养猪沼液的特性研究[D]. 上海: 上海师范大学, 2016.
- [33] 张宇坤, 王淑莹, 董怡君, 等. 游离氨和游离亚硝酸对亚硝态氮氧化菌活性的影响[J]. 中国环境科学, 2014, 34(5): 1242-1247.

(本文编辑: 曲娜, 郑晓梅)

## Effect of alternate aeration on the startup and nitrogen removal characteristics of short-cut nitrification

WANG Tao<sup>1,2</sup>, SHAO Zhaowei<sup>1,2</sup>, LIU Andi<sup>1,2</sup>, LIU Hong<sup>1,2</sup>, CHEN Yongzhi<sup>1,2,\*</sup>

1. School of Environmental and Municipal Engineering, Lanzhou Jiaotong University, Lanzhou 730070, China

2. Wastewater Treatment Industry Technology Center of Gansu, Lanzhou 730070, China

\*Corresponding author, E-mail: 476411589@qq.com

**Abstract** The sequential batch activated sludge reactor(SBR) was used to treat low C/N domestic sewage. Under the conditions of 25 °C and two alternate aeration modes, the short-cut nitrification and nitrogen removal characteristics, nitrite oxidation rate, the variation of free ammonia(FA) concentrate, the effect of ammonia oxidizing bacteria (AOB) activity and the fitting of the Boltzmann model to AOB activity during start-up and stable operation period were analyzed. The results showed that at the aerobic/anoxic ratio of 30 min/30 min and 4 times of single cycle alternating operation, the nitrite content in effluent increased from 4.19 mg·L<sup>-1</sup> to 16.29 mg·L<sup>-1</sup> after 46 cycles. The nitrite accumulation rate reached a stable value of 97.03%, and the ammonia oxidation rate and AOB activity were stabilized at 0.30 g·(g·d)<sup>-1</sup> and 110%, respectively, and the median value of the AOB activity growth period was the 10 cycle. At the anoxic/aerobic ratio of 30 min/30 min and 4 times of single cycle alternating operation, the nitrite concentration in effluent and nitrous acid accumulation rate were stabilized at 17.94 mg·L<sup>-1</sup> and 95.04% after 50 cycles of operation, respectively. The ammonia oxidation rate and AOB activity were stabilized to 0.30 g·(g·d)<sup>-1</sup> and 110%, respectively, and the median value of the AOB activity growth period was the 24 cycle. Therefore, the anoxic/aerobic alternating operation mode could increase the nitrogen removal rate and the nitrite accumulation rate, which led to better AOB activity, this result provides a reference for achieving and maintaining stable short-range nitrification.

**Keywords** alternating aeration mode; short-cut nitrification; SBR; low C/N domestic sewage; Boltzmann model