

DOI:10.11918/201905130

曝气强度对 SBR 亚硝化工艺运行影响试验

张 杰^{1,2}, 劳会妹¹, 李 冬¹, 魏子清¹

(1. 水质科学与水环境恢复工程北京市重点实验室(北京工业大学), 北京 100124;

2. 城市水资源与水环境国家重点实验室(哈尔滨工业大学), 哈尔滨 150090)

摘 要: 曝气强度是调控间歇曝气 DO 的重要参数, 为明晰总曝气强度相同、曝气强度不同对间歇曝气 SBR 亚硝化工艺的影响, 在 25 ~ 28 °C 下, 接种亚硝化性能良好的活性污泥于间歇曝气 SBR 反应器中, 结合响应面分析研究间歇曝气下曝气强度对亚硝化系统稳定性的影响。结果表明, 控制曝气强度为 1.2 L/(h·L), 亚硝态氮积累率可达 93%, 但氨氮去除率仅为 80%。增加曝气强度到 1.58 L/(h·L), 随着运行周期增加, 亚硝化性能逐渐恶化。控制曝气强度为 1.93 L/(h·L), 系统的平均氨氧化率和亚硝酸盐积累率为 90% 和 91.6%, 实现了较高的氨氧去除和亚硝酸盐积累。批次实验及响应面分析表明, 曝气强度及曝气时长对氨氮去除及亚硝酸盐的积累均有显著影响, 曝气时间越短亚硝酸盐积累率越高, 曝气强度越大氨氮去除率越高。但低曝气强度下 AOB 的活性受到抑制, 通过延长曝气时长并不能保持良好的氨氮去除。在过高曝气强度下, AOB 的活性不能得到相应的增强, 氨氮去除率及亚硝酸盐积累率只受曝气时长的影响, 因此, 在总曝气强度相同下, 可采取较高的曝气强度配合短曝气时长来实现高氨氮去除及亚硝酸盐积累。

关键词: 间歇曝气; 亚硝酸盐积累率; 曝气强度; 曝气时长; 响应面分析

中图分类号: X703.1

文献标志码: A

文章编号: 0367-6234(2020)11-0001-09

A study of the effect of aeration intensity on nitrosation process operated in SBRs

ZHANG Jie^{1,2}, LAO Huimei¹, LI Dong¹, WEI Ziqing¹

(1. Key Laboratory of Beijing for Water Quality Science and Water Environment Recovery Engineering (Beijing University of Technology), Beijing 100124, China; 2. State Key Laboratory of Urban Water Resource and Environment (Harbin Institute of Technology), Harbin 150090, China)

Abstract: Aeration intensity is an important parameter to control intermittent aeration DO. To clarify the effects of same total aeration intensities and different aeration intensities on the intermittent aeration SBR nitrosation process, activated sludge with good nitrification abilities was inoculated in reactors at 25 – 28 °C. Effect of aeration intensity under intermittent aeration on the stability of nitrosation system was studied using response surface analysis in an intermittent aeration SBR reactor. Results show that the controlled aeration intensity of 1.2 L/(h·L) could inhibit the activity of NOB, where the nitrite nitrogen accumulation rate could reach 93%, while the ammonia nitrogen removal rate was only 80%. When the aeration intensity was increased to 1.58 L/(h·L), the nitrosation performance was deteriorated with the increase of the operating cycle. When the aeration intensity was 1.93 L/(h·L), and the ammonia oxidation rate and nitrite accumulation rate were 90% and 91.6%, higher ammonia oxygen removal and nitrite accumulation were achieved. Batch experiments and response surface analysis showed that aeration intensity and aeration time had significant effects on ammonia nitrogen removal and nitrite accumulation. The shorter the aeration time was, the higher the nitrite accumulation rate would be achieved, and the higher the aeration intensity was, the higher the ammonia nitrogen removal efficiencies would be achieved. However, the activity of AOB was suppressed under low aeration intensity, and the high ammonia nitrogen removal efficiency could not be maintained by prolonging the aeration time. Under high aeration intensity, the activity of AOB could not be enhanced accordingly. The ammonia nitrogen removal rate and the nitrite accumulation rate were only affected by the aeration time. Therefore, under the same total aeration intensities, higher aeration intensity should be adopted with the combination of short aeration time to achieve high ammonia nitrogen removal and nitrite accumulation.

Keywords: intermittent aeration; nitrite accumulation rate; aeration intensity; aeration time; response surface analysis

收稿日期: 2019-05-20

基金项目: 北京市青年拔尖团队项目(2014000026833TD02)

作者简介: 张 杰(1938—), 男, 博士生导师, 中国工程院院士;

李 冬(1976—), 女, 教授, 博士生导师

通信作者: 李 冬, lidong2006@bjut.edu.cn

传统生物脱氮工艺是通过氨氧化菌(AOB)和亚硝酸盐氧化菌(NO_B)将氨氮转化为硝态氮, 然后再在反硝化菌的作用下将硝态氮转化为氮气。与传

统脱氮工艺相比,亚硝化厌氧氨氧化工艺具有节约曝气、节省外加碳源、减少污泥产量等优点^[1-4],作为该工艺的前端工艺,亚硝化的稳定运行十分重要^[5].

实现亚硝化的关键在于 AOB 的富集以及 NOB 的抑制和淘洗^[6]. 目前,已建立了一些可行的控制手段和策略,主要包括对 DO、温度、SRT、FA(游离氨)、运行方式及曝气时间控制等^[7-8]. 有研究表明^[9-10],由于氧饱和常数差异,AOB 对氧的亲和力更强,故常采用低 DO 进行 NOB 的淘洗^[11-12]. 然而,长期低 DO 不利于亚硝化工艺的的稳定运行和易发生丝状菌膨胀^[13]. 有研究报道指出^[14-15],在高 DO(1.5 mg/L 左右)配合瞬态缺氧条件下,也可以实现亚硝酸盐的积累^[16-17]. 间歇曝气被认为是实现亚硝化工艺稳定的一种有效策略,从缺氧到好氧 AOB 较 NOB 能较快地恢复活性^[18-19]. 目前,亚硝化工艺多采用间歇曝气方式运行,曝气强度是调控 DO 的重要参数,因此,需明晰间歇曝气中不同曝气强度下亚硝化工艺的的稳定运行.

基于此,本实验接种具有良好亚硝化性能的活性污泥于 SBR 反应器中,控制曝气强度,通过比较反应器各阶段中的亚硝化性能、氨氧化率、亚硝态氮积累率等参数,结合响应面分析研究了间歇曝气下曝气强度对亚硝化系统稳定性的影响,进一步丰富间歇曝气运行方式的基础理论知识,为实际运行提供理论支持.

1 实 验

1.1 实验装置

实验采用由有机玻璃制成的 SBR 反应器,高 60 cm,内径 16 cm,有效容积 8.04 L,换水比为 3/4,底部设有曝气装置,采用鼓风曝气,转子流量计控制曝气强度. SBR 反应器在(25 ~ 28 ℃)下运行培养,实验装置示意如图 1 所示.

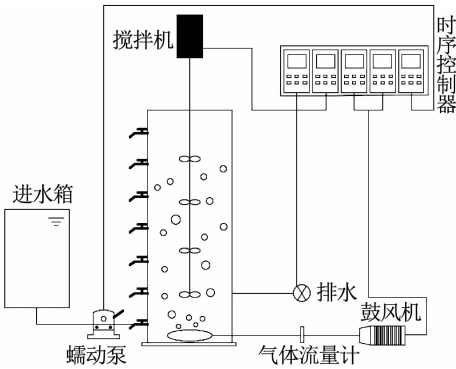


图 1 SBR 反应器装置示意

Fig. 1 Schematic diagram of the SBR reactor

1.2 接种污泥与实验用水

SBR 反应器接种亚硝化性能良好的活性污泥作为种泥. 其 MLSS 为 2 800 mg/L,SVI 为 61 mL/g. 采用人工配水运行反应器,主要进水水质参数包括以丙酸钠为有机碳源(COD 为 50 mg/L),硫酸铵提供氨氮($\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N}) = 60 \text{ mg/L}$),碳酸氢钠提供进水碱度,碱度与氨氮质量比为 10:1,pH 维持在 7.6 ~ 8.1,温度维持在 25 ~ 28 ℃,每升水中还含有 0.136 g KH_2PO_4 、0.02 g $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 、0.136 g CaCl_2 及微生物生长必需的微量元素^[20].

1.3 运行方式

采用 SBR 反应器,每天运行 2 个周期,包括 10 min 进水,根据不同的曝气时长(290,220,220,180 min)调整各阶段搅拌及闲置时间,7 min 沉降,10 min 排水,每周期 12 h,其中曝气强度为反应器内单位水量单位时间下的曝气量,总曝气强度为反应器单个周期内曝气强度、曝气时长和反应器体积之积. SBR 反应器运行参数见表 1.

表 1 不同阶段反应器运行参数

Tab. 1 Reactor operating parameters at different stages				
阶段	曝气: 停曝/ min	曝气强度/ ($\text{L} \cdot (\text{h} \cdot \text{L})^{-1}$)	曝气时长/ min	总曝气 强度/L
第 I 阶段 (第 0 ~ 40 天)	10: 10	1.20	290	46.5
第 II 阶段 (第 41 ~ 70 天)	10: 10	1.58	220	46.5
第 III 阶段 (第 71 ~ 100 天)	10: 10	1.20	220	35.2
第 IV 阶段 (第 101 ~ 140 天)	10: 10	1.93	180	46.5

1.4 分析方法

定期检测反应器内混合液 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 等参数,通过 WTW (pH/Oxi 340i) 便携式多参数测定仪监控 pH、DO 及温度. 水样分析中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 测定采用纳氏试剂分光光度法, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 采用 N-(1-萘基)-乙二胺分光光度法, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 采用紫外分光光度法. 氨氧化率和亚硝酸盐积累率分别按照式(1),(2)计算:

$$\text{亚硝酸盐积累率}(R_{\text{NA}}) = \frac{\rho(\text{NO}_2^- - \text{N})}{\rho(\text{NO}_2^- - \text{N}) + \rho(\text{NO}_3^- - \text{N})} \times 100\%, \quad (1)$$

$$\text{氨氧化率}(R_{\text{AR}}) = \frac{\rho_{\text{in}}(\text{NH}_4^+ - \text{N}) - \rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})}{\rho_{\text{in}}(\text{NH}_4^+ - \text{N})} \times 100\%. \quad (2)$$

式中: $\rho_{\text{in}}(\text{NH}_4^+ - \text{N})$ 为进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 质量浓度,

mg/L, $\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})$ 为出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 质量浓度, mg/L, $\rho(\text{NO}_2^- - \text{N})$, $\rho(\text{NO}_3^- - \text{N})$ 为进出水中 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的质量浓度差, mg/L.

1.5 批次实验

为比较不同曝气强度下活性污泥中 AOB 对氨氮的利用速率及 4 种运行模式下活性污泥中 NOB 的被抑制程度, 参照李冬等^[21] 氨利用速率和硝酸盐氮生成速率的测定方法进行批次试验.

氨利用速率(R_{AU}): 配制氨氮溶液, 以硫酸铵作为氮源(氨氮质量浓度 80 mg/L), 碳酸氢钠为碱度, 碱度与氨氮质量比为 10: 1. 将污泥清洗后与混合液混合, 连续曝气 2 h, 温度 25 ℃, 每隔 20 min 取样测定氨氮质量浓度. 根据氨氮质量浓度随时间的变化曲线, 利用斜率 r 和混合液 MLVSS 值, 通过公式 $R_{\text{AU}} = r/\rho_{\text{MLVSS}}$ 求得单位 VSS 氨利用速率 (mg/(g · h)). 为减小误差, 进行 3 组平行试验^[21].

硝酸盐氮生成速率(R_{NP}): 在氧充足的条件下表征 4 个阶段反应器污泥中 NOB 相对活性的大小.

具体操作方法为: 在反应结束后的反应器中分别取 1 L 泥水混合液置于烧杯内, 进行连续且充足曝气, 维持 DO 质量浓度大于 1.5 mg/L. 为消除误差, 配制相同质量浓度的亚硝酸盐溶液在相同条件下曝气进行空白对照. 每隔 20 min 取样测定 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 质量浓度, 计算硝酸盐氮生成速率, 即单位时间单位污泥质量浓度的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 生成量^[21].

1.6 响应面分析

在间歇曝气 SBR 亚硝化工艺中, 曝气强度和曝气时长会对氨氮去除率有影响, 因而作为考察对象. 实验中控制温度为 25 ℃, 使用 Design-Expert 软件 Central Composite 响应面设计的正交实验表进行实验, 实验结果见表 2.

在间歇曝气 SBR 亚硝化工艺中, 曝气强度和曝气时长会对亚硝酸盐积累率有影响, 因而作为考察对象. 实验中控制温度为 25 ℃, 使用 Design-Expert 软件 Central Composite 响应面设计的正交实验表进行实验, 结果见表 3.

表 2 响应面 Central Composite 设计及结果
Tab. 2 Response surface Central Composite design and results

组别	曝气强度/(L · (h · L) ⁻¹)	曝气时长/min	氨氮去除率	组别	曝气强度/(L · (h · L) ⁻¹)	曝气时长/min	氨氮去除率
1	0.96	300	0.60	8	1.64	180	0.90
2	1.93	150	0.80	9	1.58	220	0.95
3	1.50	205	0.90	10	1.75	180	0.90
4	1.20	290	0.75	11	2.18	130	0.80
5	1.33	290	0.80	12	2.30	120	0.78
6	1.58	190	0.88	13	1.93	180	0.90
7	1.42	180	0.75				

表 3 响应面 Central Composite 设计及结果
Tab. 3 Response surface Central Composite design and results

组别	曝气强度/(L · (h · L) ⁻¹)	曝气时长/min	亚硝酸盐积累率	组别	曝气强度/(L · (h · L) ⁻¹)	曝气时长/min	亚硝酸盐积累率
1	0.96	300	0.95	8	1.64	180	0.90
2	1.93	250	0.50	9	1.58	220	0.60
3	1.50	205	0.80	10	1.75	180	0.89
4	1.20	250	0.93	11	2.18	250	0.48
5	1.33	290	0.90	12	2.30	120	0.91
6	1.58	190	0.88	13	1.93	180	0.89
7	1.42	180	0.95				

2 结果与讨论

2.1 不同曝气强度下亚硝化性能的变化

间歇曝气 SBR 系统的亚硝化性能变化如图 2 所示. 可以看出, 运行第 1 天, 由于交替缺氧、好氧环境形成的间歇曝气抑制了 AOB 及 NOB 的活性, 初

始出水的氨氮、亚硝态氮和硝态氮分别为 25, 27 和 4 mg/L, 氨氮去除率仅为 57.6%. 由于 NOB 受到的影响更大, 故亚硝酸盐积累率较高为 87%. 随着实验的进行, AOB 逐渐适应缺氧、好氧交替的环境, 从第 6 天, 氨氮的去除率逐渐上升到 80% 并且随后保持稳定.

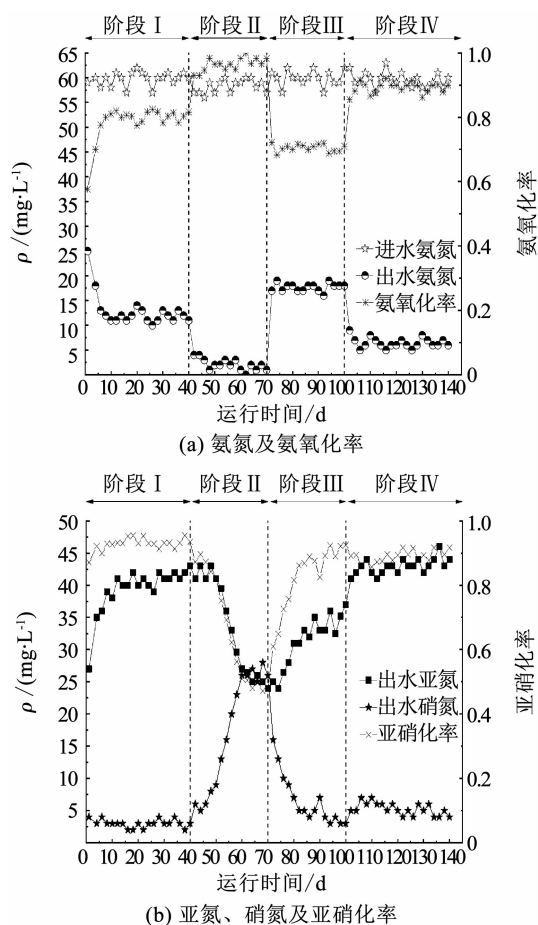


图 2 运行期间氨氮、亚硝态氮、硝态氮、氨氧化率及亚硝化率变化

Fig. 2 Variations of ammonia nitrogen, nitrite nitrogen, nitrate nitrogen, ammonia oxidation rate, and nitrosation rate

第 I 阶段 (第 1 ~ 40 天), 调整曝气强度为 $1.2 \text{ L}/(\text{h} \cdot \text{L})$, 反应器内 DO 为 $0.2 \sim 0.5 \text{ mg/L}$. 运行阶段, 由于低曝气强度导致的低 DO 和间歇曝气的控制可以很好地抑制 NOB 的活性, 维持了良好的亚硝化性能. 在运行期间, 出水氨氮、亚硝态氮和硝态氮分别为 12, 40 和 3 mg/L, 亚硝酸盐积累率稳定保持在 93% 以上, 氨氮不能完全去除, 氨氮去除率维持在 80%. 分析原因, 众多研究表明, AOB 和 NOB 对从“缺氧环境”到好氧环境时的反应动力学不同^[22-24], AOB 能较快恢复活性, 且低曝气强度下的低 DO 也对 AOB 与 NOB 的生长做出了选择. 在低 DO 时, AOB 和 NOB 的增殖速率均会下降, AOB 的增殖速率可以达到 NOB 增殖速率的 2.6 倍^[25], 因此, 在低曝气强度时, NOB 生长将受到抑制, AOB 将逐渐成为优势菌种从而实现良好的亚硝化性能. 但由于低曝气强度引起的代谢活性降低, 使得氨氧化过程受到显著影响, 在有效抑制了 NOB 的同时也在一定程度上削弱了氨氮的高效转化.

第 II 阶段 (第 41 ~ 70 天), 增大曝气强度为

$1.58 \text{ L}/(\text{h} \cdot \text{L})$, 反应器中的 DO 为 $0.7 \sim 1.0 \text{ mg/L}$. 运行第 1 天, 系统达到了很好的效果, 出水的亚硝态氮积累为 87.23%, 氨氮去除为 92.98%, 说明即使较高曝气强度的条件下, 交替缺氧好氧的间歇曝气环境也很好抑制了 NOB 的活性. 但随着反应器的运行, 亚硝化性能逐渐恶化, 亚硝酸盐积累率随运行天数增加逐渐降低. 运行第 60 天仅为 50.94%. 分析原因, 低 DO 有利于 NOB 菌中的 *Nitrospira* 的富集^[26], 而高 DO 有利于 *Nitrobacter* 的生长繁殖, 在第 I 阶段长期低 DO 条件运行下, 污泥当中的主要 NOB 菌可能为 *Nitrospira*, 提高曝气强度后 DO 为 $0.7 \sim 1.0 \text{ mg/L}$, 阶段初期, 较高的 DO 抑制了 NOB 的活性, 并且为 AOB 提供了充足的 DO, 故达到了很好的亚硝化及氨氮去除效果. 随着反应器的运行, 氨氮去除率保持稳定, 但 R_{NA} 逐渐下降, 阶段末出水的氨氮、亚硝态氮以及硝态氮分别为 1, 24 及 26 mg/L, 亚硝酸盐积累率仅为 48%. 分析原因, 运行中后期, 较高曝气强度使 AOB 的活性大大增强, 氨氮大部分去除, 但周期末充足且较高的 DO 对 NOB 产生的抑制较小, NOB 的增殖速率变快, 亚硝化系统遭到了破坏.

第 III 阶段 (第 71 ~ 100 天), 采用低曝气强度恢复亚硝化性能, 调整曝气强度 $1.2 \text{ L}/(\text{h} \cdot \text{L})$. 阶段第 1 天, 出水的氨氮、亚硝态氮和硝态氮分别为 17, 25 和 16 mg/L. 随着反应的进行, 在第 82 天, 氨氮的去除率上升到 71.66% 并且随后保持稳定. 硝态氮生成量很小, 并在之后的运行天数内维持在 4 mg/L 以下. 故间歇曝气和曝气强度限制策略可用于亚硝化性能的恢复, 并在运行期间内为 AOB 提供竞争优势. 但由于 AOB 会受到间歇曝气和低曝气强度的长期影响, 活性被抑制, 低曝气强度不足以维持系统长期稳定性.

第 IV 阶段 (第 101 ~ 140 天), 继续提高曝气强度 $1.93 \text{ L}/(\text{h} \cdot \text{L})$, 缩短第 IV 阶段曝气时长, 溶解氧质量浓度为 $1.2 \sim 1.5 \text{ mg/L}$. 阶段运行初期, 出水的氨氮、亚硝态氮及硝态氮分别为 9, 41 和 5 mg/L, 亚硝化性能良好, 随着反应器的运行, 出水氨氮在 $5 \sim 8 \text{ mg/L}$, 氨氮去除率良好. 在第 140 天, 出水氨氮、亚硝态氮分别为 6, 44 mg/L, 氨氮去除率为 90%, 亚硝酸盐积累率为 91.6%. 有研究表明, 由于不能确保足够的 AOB 丰度和活性, 低 DO 和低氨条件并不适合亚硝酸盐积累^[27-28], 相对高的 DO 及保持出水残余氨氮将有利于实现亚硝化^[29-30]. 分析原因, 在阶段运行期间, 缺氧环境及短曝气时间下水氨氮在 5 mg/L 以上, 导致 NOB 不能及时利用基质而受到了抑制, 并且提供给 AOB 充足的 DO, 使得 AOB 的

活性较高,故达到了很好的亚硝化性能及氨氮去除.

2.2 不同曝气强度下亚硝化污泥特性

在不同阶段的稳定运行期间测定亚硝化污泥的氨利用速率,不同阶段的 R_{AU} 如图 3 所示. 在阶段 I ~ V, 单位 VSS 氨利用速率分别为 10. 506, 16. 439, 11. 473, 17. 021 $\text{mg}/(\text{g}\cdot\text{h})$. 根据图 3 可知, II、IV 阶段的氨利用速率数值接近,故在运行周期内,短曝气时间下出水氨氮也略高,并且阶段 II、IV 的氨利用速率均大于 I、III 阶段. 分析原因,由于在高曝气强度环境下,AOB 的活性也较高,随着 AOB 菌群活性相对增加,相应地对于氨氮的利用能力也得到了提升,故阶段 I、III 氨利用率较低,而阶段 II、IV 的氨利用速率相对较高.

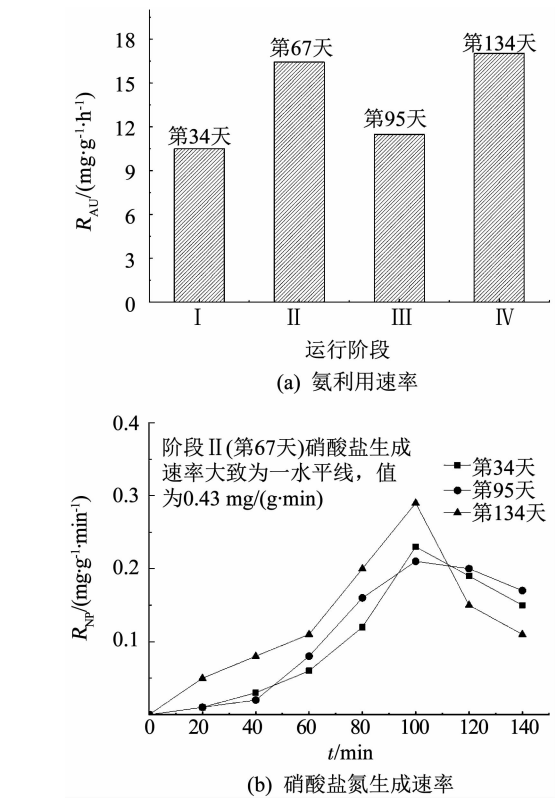


图 3 运行期间氨利用速率、硝酸盐氮生成速率的变化
Fig. 3 Variations of R_{AU} and R_{NP} during operation

运行中,为了比较不同曝气强度阶段下系统中 NOB 相对活性,通过批次实验研究了不同阶段的 R_{NP} ^[21]. 如图 3 所示,阶段 I、III、IV 的硝酸盐生成速率呈现先上升后下降的趋势,在前 40 min,阶段 I、III、IV 单位 VSS R_{NP} 均小于 0.08 $\text{mg}/(\text{g}\cdot\text{min})$,这体现了此 3 个阶段对于 NOB 的抑制作用较为成功. 比较图 3 中各阶段发现,阶段 I、III、IV 分别在第 80 分钟有较大上升,说明在连续曝气情况下,NOB 的活性被激活,开始氧化亚硝态氮生成硝态氮. 在第 100 分钟时,阶段 I、III、IV 批次实验的 R_{NP} 达到最大值,为 0.23, 0.21 和 0.29 $\text{mg}/(\text{g}\cdot\text{h})$,并且 I、III 阶段的 R_{NP} 均小于 IV 阶段,说明低曝气强度更能抑制 NOB 的活性.

根据微生物生长动力学分析,NOB 被充分激活后,活性污泥中 NOB 的相对活性是硝酸盐生成速率增加的唯一限制因素. 由于大量的亚硝态氮被氧化,NOB 底物质量浓度降低,活性受到抑制,硝酸盐生成速率下降. 阶段 II 的 R_{NP} 为 0.43 $\text{mg}/(\text{g}\cdot\text{min})$,说明在阶段 II 中 NOB 的活性相对较高,而 I、III、IV 远远小于阶段 II 的 R_{NP} 最大值,说明两种运行方式可以在一定程度上降低亚硝化系统中 NOB 的相对活性.

2.3 曝气强度、曝气时长对氨氮去除率及亚硝酸盐积累率的影响

以氨氮去除率为响应值,回归方程为 $Y_1 = 0.92 + 0.30 \times A + 0.19 \times B + 0.36 \times A \times B$, $R^2 = 0.8639$,方差分析见表 4.

模型的 F 值为 19.05, P 值小于 0.05,该模型显著,其中曝气强度及曝气时长对该响应影响显著.

以亚硝酸盐积累率为响应值,回归方程为 $Y_2 = 0.79 - 0.3 \times A - 0.26 \times B - 0.26 \times A \times B$, $R^2 = 0.7747$,方差分析见表 5.

表 4 氨氮去除率方差分析						
Tab. 4 Analysis of variance of ammonia nitrogen removal rate						
项目	平方和	自由度	均方	F 值	P 值	备注
模型	0.092	3	0.031	19.05	0.000 3	显著
曝气强度(A)	0.028	1	0.028	17.20	0.002 5	
曝气时长(B)	0.015	1	0.015	9.59	0.012 8	
总曝气强度	0.076	1	0.076	46.77	<0.000 1	
残差	0.015	9	1.616E-003			
总和	0.110	12				

表 5 亚硝酸盐积累率方差分析

Tab.5 Analysis of variance of nitrite accumulation rate

项目	平方和	自由度	均方	F 值	P 值	备注
模型	0.270	3	0.089	10.31	0.002 9	显著
曝气强度(A)	0.130	1	0.130	15.26	0.003 6	
曝气时长(B)	0.120	1	0.120	13.82	0.004 8	
总曝气强度	0.053	1	0.053	6.08	0.035 9	
残差	0.078	9	8.676E-003			
总和	0.350	12				

模型的 F 值为 10.31, P 值小于 0.05, 该模型显著, 其中曝气强度及曝气时长对该响应影响显著.

本实验主要分析了曝气强度、曝气时长对间歇曝气 SBR 亚硝化系统中氨氮去除率及亚硝酸盐积累率的影响. 由表 4,5 可知, 曝气强度及曝气时长对氨氮去除及亚硝酸盐的积累均有显著影响. 分析图 4 可知, 随着曝气强度的降低, 亚硝酸盐积累率逐渐升高且受曝气时间的影响减小, 氨氮去除率随着曝气时长的增大逐渐升高. 原因是低曝气强度使 NOB 生长受到抑制, 而 AOB 逐渐成为优势菌种, 从而实现良好的亚硝化性能. 但过低的曝气强度, AOB 的活性也受到了严重影响, 即使延长曝气时间也无

法弥补 AOB 活性的降低, 氨氮去除率无法提高. 在较高曝气强度下, 随着曝气时长的增加, 氨氮去除率逐渐上升, 亚硝酸盐积累率逐渐下降. 分析原因, 较高的曝气强度下 AOB 的活性得到了较大增强, 短曝气时长下, NOB 因不能及时利用基质导致亚硝酸盐积累率升高. 而增加曝气时长, NOB 因 DO 和基质充足活性得到增强, 导致亚硝酸盐积累率下降. 进一步提高曝气强度, AOB 的活性不能相应增强, 氨氮去除率及亚硝酸盐积累率只受曝气时长的影响. 因而在总曝气强度相同下, 可采取较高的曝气强度配合短曝气时长来实现较高的氨氮去除率及亚硝酸盐积累率.

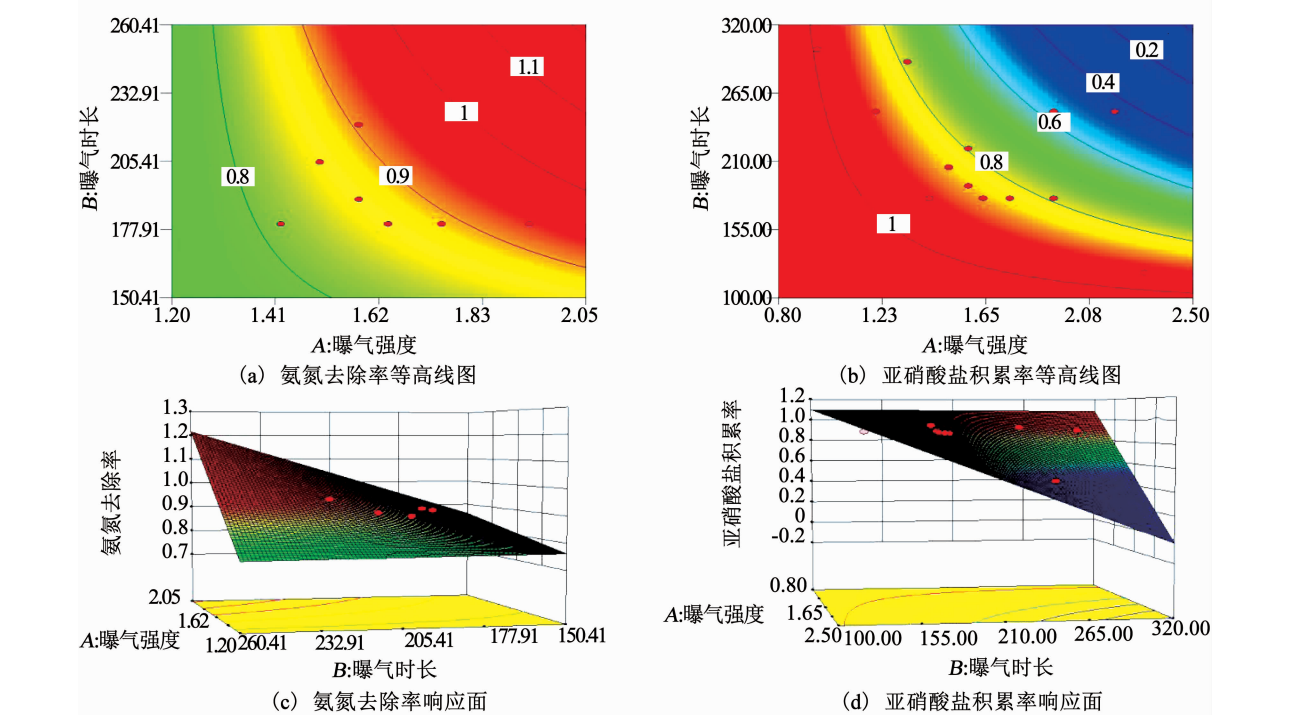


图 4 氨氮去除率和亚硝酸盐积累率的等高线图及响应面

Fig.4 Contour map and response surface of ammonia nitrogen removal rate and nitrite accumulation rate

2.4 典型周期内污染物质量浓度变化

图 5,6 分别为阶段 I、II、IV 在不同时期一个典型周期内氨氮、亚硝态氮、硝态氮、pH 及 DO 的变化. 可以看出, 阶段反应周期缺氧段 DO 接近于零,

而好氧段 DO 分别在 0.2 ~ 0.5, 0.7 ~ 1.0, 1.2 ~ 1.5 mg/L 变化, pH 呈现先上升后下降的趋势, 推测原因是进水少量的 COD 及反应初期的厌氧时间为反硝化菌提供条件导致了 pH 的上升, 开始曝气时,

pH 开始下降. 阶段 I 进水氨氮为 61.64 mg/L, 由于溶解氧的限制, 氨氮下降缓慢, 出水氨氮、亚硝态氮、硝态氮分别为 12.11, 40.73 及 3.56 mg/L, 亚硝化性能良好, 但氨氮去除率不高. 阶段 II 提高了曝气强度, 进水氨氮为 58.94 mg/L, 出水氨氮、亚硝态氮、硝态氮分别为 1.10, 24.79 及 29.16 mg/L.

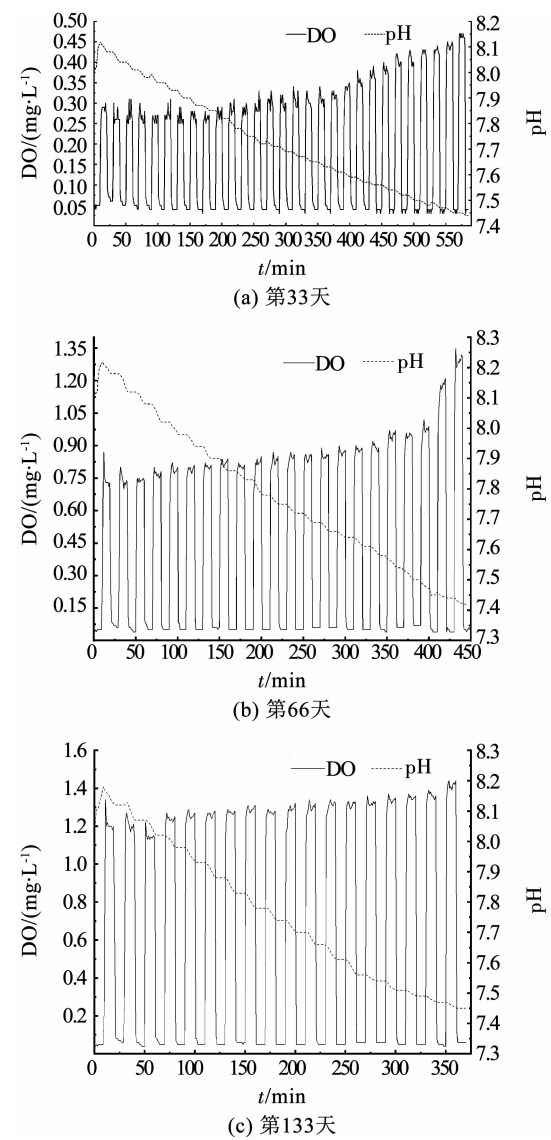


图 5 不同阶段的典型周期内 DO、pH 的变化

Fig. 5 Variations of DO and pH in typical cycles during operation

由图 6(b)所示, 氨氮在前 420 min 内基本降解完成, DO 呈现了跳跃式的升高, 亚硝化性能呈现恶化的趋势. 原因可能是后续的曝气以及生成的亚硝态氮为 NOB 提供了充足的基质, 随着运行天数的增加, NOB 的相对数量提高, 亚硝化系统破坏. 第 IV 阶段, 提高曝气强度的同时改变运行模式, 缩短曝气时间, 阶段 IV 进水氨氮为 61.77 mg/L, 出水氨氮、亚硝态氮及硝态氮为 6.28, 48.13 和 3.57 mg/L. 与阶段 I、II 不同的是, 阶段 IV 的氨氮去除率在 86.58%, 并且亚硝态氮积累率可达 90%. 原因可能是高曝气

强度下 AOB 的活性较高, 而间歇曝气以及短曝气时长导致 NOB 不能及时利用基质而受到抑制, 即使提高曝气强度, NOB 受到抑制得不到富集, 故实现了良好的亚硝化性能及氨氮去除效果.

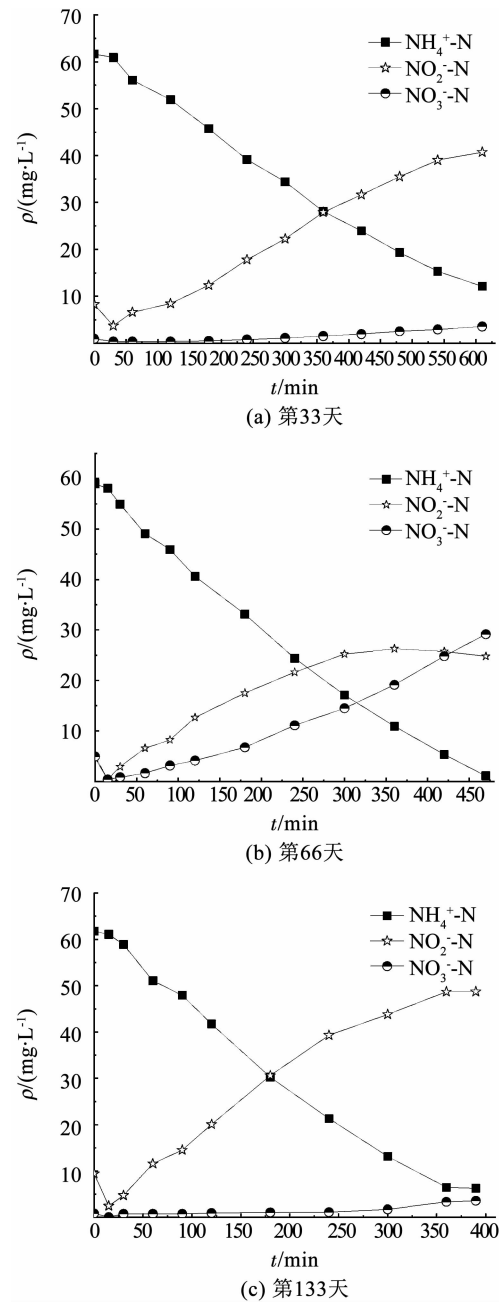


图 6 不同阶段的典型周期内氨氮、亚氮、硝氮的变化

Fig. 6 Variations of ammonia nitrogen, nitrite nitrogen, and nitrate nitrogen in typical cycles during operation

3 结 论

1) 在间歇曝气 SBR 反应器中, 曝气强度为 1.2 L/(h·L), 亚硝酸盐积累率可达 93%, 但较低的溶解氧抑制了 AOB 的活性, 氨氮去除率仅能达到 80%. 控制曝气强度为 1.58 L/(h·L), 亚硝化性能逐渐恶化, 周期末亚硝酸盐积累率仅能达到 48%. 控制曝气强度为 1.93 L/(h·L), 实现了较高氨氧化

率和亚硝酸盐积累率,分别为 90% 和 91.6%。

2) 等高线图及响应面分析可知,曝气强度及曝气时长对氨氮去除及亚硝酸盐的积累均有显著影响。随着曝气强度的降低,亚硝酸盐积累率逐渐升高且受曝气时间的影响减小。较高曝气强度下,随着曝气时长的增加,氨氮去除率逐渐上升,亚硝酸盐积累率逐渐下降。

3) 过低的曝气强度下 AOB 的活性受到严重影响,延长曝气时间无法弥补 AOB 活性的降低,氨氮去除率无法提高。较高的曝气强度下 AOB 的活性较强,进一步提高曝气强度,AOB 的活性不能相应增强,氨氮去除率及亚硝酸盐积累率只受曝气时长的影响。因而在总曝气强度相同下,可采取较高的曝气强度配合短曝气时长来实现较高的氨氮去除率及亚硝酸盐积累率。

参考文献

- [1] LI X, SUNG S. Development of the combined nitrification-anammox process in an upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor with anammox granules[J]. Chemical Engineering Journal, 2015, 281: 837. DOI: 10.1016/j.cej.2015.07.016
- [2] VLAEMINCK S E, DE CLIPPELEIR H, VERSTRAETE W. Microbial resource management of one-stage partial nitrification/anammox[J]. Microbial Biotechnology, 2012, 5(3SI): 433. DOI: 10.1111/j.1751-7915.2012.00341.x
- [3] 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(PH S0043-1354(02)00475-X6): 1371. DOI: 10.1016/S0043-1354(02)00475-X
- [4] FUX C, BOEHLER M, HUBER P, et al. Biological treatment of ammonium-rich wastewater by partial nitrification and subsequent anaerobic ammonium oxidation (anammox) in a pilot plant[J]. Journal of Biotechnology, 2002, 99(PH S0168-1656(02)00220-13): 295. DOI: 10.1016/S0168-1656(02)00220-1
- [5] LACKNER S, GILBERT E M, VLAEMINCK S E, et al. Full-scale partial nitrification/anammox experiences: An application survey[J]. Water Research, 2014, 55: 292. DOI: 10.1016/j.watres.2014.02.032
- [6] PARK H D, NOGUERA D R. Evaluating the effect of dissolved oxygen on ammonia-oxidizing bacterial communities in activated sludge[J]. Water Research, 2004, 38(14/15): 3275. DOI: 10.1016/j.watres.2004.04.047
- [7] 杨庆, 杨玉兵, 杨忠启, 等. 溶解氧对短程硝化稳定性及功能菌群的影响[J]. 中国环境科学, 2018, 38(9): 3328
YANG Qing, YANG Yubing, YANG Zhongqi, et al. Effect of dissolved oxygen on the stability and functional microbial communities of the partial nitrification[J]. China Environmental Science, 2018, 38(9): 3328
- [8] SIRIPONG S, RITTMANN B E. Diversity study of nitrifying bacteria in full-scale municipal wastewater treatment plants[J]. Water Research, 2007, 41(5): 1110. DOI: 10.1016/j.watres.2006.11.050
- [9] HANAKI K, WANTAWIN C, OHGAKI S. Nitrification at low-levels of dissolved-oxygen with and without organic loading in a suspended-growth reactor[J]. Water Research, 1990, 24(3): 297. DOI: 10.1016/0043-1354(90)90004-P
- [10] LAANBROEK H J, BODELIER P, GERARDS S. Oxygen-consumption kinetics of nitrosomonas-europaea and nitrobacter-hamaurgensis grown in mixed continuous cultures at different oxygen concentrations[J]. Archives of Microbiology, 1994, 161(2): 156. DOI: 10.1007/BF00276477
- [11] LI X, SUN S, BADGLEY B D, et al. Nitrogen removal by granular nitrification-anammox in an upflow membrane-aerated biofilm reactor[J]. Water Research, 2016, 94: 23. DOI: 10.1016/j.watres.2016.02.031
- [12] MIAO Y, ZHANG L, LI B, et al. Enhancing ammonium oxidizing bacteria activity was key to single-stage partial nitrification-anammox system treating low-strength sewage under intermittent aeration condition[J]. Bioresource Technology, 2017, 231: 36. DOI: 10.1016/j.biortech.2017.01.045
- [13] ZENG W, LI L, YANG Y, et al. Nitrification and denitrification of domestic wastewater using a continuous anaerobic-anoxic-aerobic (A^2O) process at ambient temperatures [J]. Bioresource Technology, 2010, 101(21): 8074. DOI: 10.1016/j.biortech.2010.05.098
- [14] GE S, PENG Y, QIU S, et al. Complete nitrogen removal from municipal wastewater via partial nitrification by appropriately alternating anoxic/aerobic conditions in a continuous plug-flow step feed process[J]. Water Research, 2014, 55: 95. DOI: 10.1016/j.watres.2014.01.058
- [15] REGMI P, MILLER M W, HOLGATE B, et al. Control of aeration, aerobic SRT and COD input for mainstream nitrification/denitrification[J]. Water Research, 2014, 57: 162. DOI: 10.1016/j.watres.2014.03.035
- [16] WETT B, OMARI A, PODMIRSEG S M, et al. Going for mainstream deammonification from bench to full scale for maximized resource efficiency[J]. Water Science and Technology, 2013, 68(2): 283. DOI: 10.2166/wst.2013.150
- [17] DE CLIPPELEIR H, VLAEMINCK S E, DE WILDE F, et al. One-stage partial nitrification/anammox at 15 A degrees C on pretreated sewage: Feasibility demonstration at lab-scale [J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2013, 97(23): 10199. DOI: 10.1007/s00253-013-4744-x
- [18] LACKNER S, GILBERT E M, VLAEMINCK S E, et al. Full-scale partial nitrification/anammox experiences: An application survey[J]. Water Research, 2014, 55: 292. DOI: 10.1016/j.watres.2014.02.032
- [19] GILBERT E M, AGRAWAL S, BRUNNER F, et al. Response of different nitrospira species to anoxic periods depends on operational DO[J]. Environmental Science & Technology, 2014, 48(5): 2934. DOI: 10.1021/es404992g
- [20] 张艳辉, 李冬, 梁瑜海, 等. 缺氧/好氧比对连续流半亚硝化稳定性的影响[J]. 中国环境科学, 2016, 36(6): 1724
ZHANG Yanhui, LI Dong, LIANG Yuhai, et al. Influence of anoxic/aerobic ratio on stability of partial nitrification in a continuous flow process[J]. China Environmental Science, 2016, 36(6): 1724. DOI: 10.3969/j.issn.1000-6923.2016.06.017

[21] 李冬, 郭跃洲, 劳会妹, 等. 基于部分硝化的不同曝停频率下脱氮性能的比较[J]. 哈尔滨工业大学学报, 2019, 51(8): 8
LI Dong, GUO Yuezhou, LAO Huimei. et al. Comparison of nitrogen removal performances based on partial nitrification at different frequency of alternating aerobic/anoxic [J]. Journal of Harbin Institute of Technology, 2019, 51(8): 8. DOI: 10.11918/j.issn.0367-6234.201805016

[22] KATSOGIANNIS A N, KORNAROS M, LYBERATOS G. Long-term effect of total cycle time and aerobic/anoxic phase ratio on nitrogen removal in a sequencing batch reactor [J]. Water Environment Research, 2002, 74(4): 324. DOI: 10.2175/106143002x140080

[23] KATSOGIANNIS A N, KORNAROS M, LYBERATOS G. Enhanced nitrogen removal in SBRs bypassing nitrate generation accomplished by multiple aerobic/anoxic phase pairs[J]. Water Science and Technology, 2003, 47(11): 53. DOI: 10.1016/S0043-1354(02)00272-5

[24] BOURNAZOU M N C, HOOSHIAR K, ARELLANO-GARCIA H, et al. Model based optimization of the intermittent aeration profile for SBRs under partial nitrification [J]. Water Research, 2013, 47(10): 3399. DOI: 10.1016/j.watres.2013.03.044

[25] TOKUTOMI T. Operation of a nitrite-type airlift reactor at low DO concentration[J]. Water Science and Technology, 2004, 49(5/6): 81. DOI: 10.1016/j.watres.2003.10.005

[26] 包鹏, 王淑莹, 马斌, 等. 不同溶解氧间歇曝气对亚硝酸盐氧化菌的影响[J]. 中国环境科学, 2016(9): 2696
BAO Peng, WANG Shuying, MA Bin, et al. Effect of dissolve oxygen on the microbial community of the nitrite-oxidizing bacteria in an intermittent aeration reactor [J]. China Environmental Science, 2016(9): 2696. DOI: 10.3969/j.issn.1000-6923.2016.09.024

[27] BELLUCCI M, OFITERU I D, GRAHAM D W, et al. Low-dissolved-oxygen nitrifying systems exploit ammonia-oxidizing bacteria with unusually high yields [J]. Applied and Environmental Microbiology, 2011, 77(21): 7787. DOI: 10.1128/AEM.00330-11

[28] FITZGERALD C M, COMEJO P, OSHLAG J Z, et al. Ammonia-oxidizing microbial communities in reactors with efficient nitrification at low-dissolved oxygen[J]. Water Research, 2015, 70: 38. DOI: 10.1016/j.watres.2014.11.041

[29] LIU W, YANG D. Evaluating the feasibility of ratio control strategy for achieving partial nitrification in a continuous floccular sludge reactor; Experimental demonstration [J]. Bioresource Technology, 2017, 224: 94. DOI: 10.1016/j.biortech.2016.11.100

[30] WU J, HE C, VAN LOOSDRECHT M C M, et al. Selection of ammonium oxidizing bacteria, (AOB) over nitrite oxidizing bacteria (NOB) based on conversion rates [J]. Chemical Engineering Journal, 2016, 304: 953. DOI: 10.1016/j.cej.2016.07.019

(编辑 刘 彤)

封面图片说明

封面图片来自本期论文“JH-2 模型参数确定及花岗岩重复侵彻数值分析”, 是基于非线性动力学软件 AUTODYN, 并应用 FEM-SPH 耦合算法开展花岗岩的侵彻模拟示意及与实验对比图。数值模拟中, 卵形弹丸采用 Lagrange 算法, 花岗岩靶板采用 SPH 算法。由图可见, 弹丸冲击初始阶段, 在迎冲面着弹点附近花岗岩的损伤由剪切应力引起的剪切损伤为主导; 随着冲击波向前传播, 损伤的产生机理为主拉应力, 裂纹通过拉伸应变萌生并向外扩展, 最终在花岗岩体中形成径向拉伸裂纹。数值模拟所得的靶板迎冲面弹坑的张角 α 、直径以及迎冲背面锥形冲击塞高度和最大直径值, 均与相应的实验值结果吻合度较高, 说明本文模拟方法能够较好地重现实验中花岗岩的真实破坏状态, 也证明了采用 JH-2 模型与拉伸断裂软化模型相结合来模拟花岗岩靶板侵彻的合理性及模型参数的可靠性。

(图文提供: 王志亮, 李允忠. 合肥工业大学土木与水利工程学院)