

污水处理与回用

郝家福, 刘彦旭, 刘建勇. 异位游离氨抑制实现连续流城市污水短程硝化的试验[J]. 净水技术, 2026, 45(9): 82-91, 100.

Xi J F, Liu Y X, Liu J Y. Experiment of *ex-situ* free ammonia inhibition for achieving partial nitrification in continuous-flow urban wastewater treatment [J]. Water Purification Technology, 2026, 45(9): 82-91, 100.

异位游离氨抑制实现连续流城市污水短程硝化的试验

郝家福¹, 刘彦旭², 刘建勇^{1,*}

(1. 上海大学环境与化学工程学院, 上海 200444; 2. 上海环保<集团>有限公司, 上海 200433)

摘 要 【目的】针对连续流城市污水处理中原位亚硝酸盐氧化菌(NO_B)抑制不足、短程硝化(PN)难以稳定实现的问题, 本文旨在探究异位游离氨(FA)抑制策略实现连续流PN的可行性及其微生物学机制。【方法】通过批次试验考察FA质量浓度和抑制时间对氨氧化菌(AOB)和NO_B活性的差异化影响,并在连续流完全混合反应器(CSTR)中,以模拟城市污水为进水,采用异位FA抑制策略运行74 d,结合16S rRNA高通量测序分析群落演替特征。【结果】FA质量浓度为350 mg/L、抑制24 h时,NO_B活性降至检测限以下,AOB仍保留(7.91±0.47) mg N/(g VSS·h)的活性(VSS为挥发性悬浮固体),NO_B/AOB活性比降为0,表明该条件下的选择性抑制效果较好。低溶解氧(DO)单独运行35 d未形成亚硝酸盐氮积累;引入异位FA抑制并将氮负荷率提高至0.4 kg N/(m³·d)后,系统建立了PN,并在本试验考察周期内保持相对稳定运行,亚硝酸盐氮积累率 N_{NAR} 稳定在50%±3%,最高在57%±3%,阶段Ⅱ后期出水亚硝酸盐氮与氨氮质量浓度比约为1.37,可满足后续主流厌氧氨氧化工艺对亚硝酸盐氮稳定供给的基本要求。运行74 d后,AOB活性由13.87 mg N/(g VSS·h)升至66.14 mg N/(g VSS·h),NO_B/AOB活性比由0.75降至0.16,硝化螺菌属(*Nitrospira*)相对丰度由6.45%降至1.78%,微杆菌科(*unclassified_f_Microbacteriaceae*)(由1.02%升至14.63%)和糖单孢菌目(*norank_f_norank_o_Saccharimonadales*)(由1.05%升至11.81%)显著富集,可能协同维持了系统的氨氧化能力。【结论】异位FA抑制选择性降低了NO_B活性,改变了AOB与NO_B对有限DO的竞争格局;配合负荷提升,两者共同促进了连续流PN的建立,并在本试验考察周期内维持了阶段性运行效果;残存*Nitrospira*是限制 N_{NAR} 进一步提升的主要因素,长期运行条件下其动态变化仍需进一步研究。

关键词 短程硝化; 游离氨; 亚硝酸盐氧化菌; 连续流反应器; 城市污水

中图分类号: X703 文献标志码: A 文章编号: 1009-0177(2026)09-0082-11

DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2026.09.009

Experiment of *Ex-Situ* Free Ammonia Inhibition for Achieving Partial Nitrification in Continuous-Flow Urban Wastewater Treatment

Xi Jiafu¹, Liu Yanxu², Liu Jianyong^{1,*}

(1. School of Environmental and Chemical Engineering, Shanghai University, Shanghai 200444, China;

2. Shanghai Environmental Protection Group Co., Ltd., Shanghai 200433, China)

Abstract [Objective] Aiming at the challenges of insufficient *in-situ* inhibition of nitrite-oxidizing bacteria (NO_B) and the difficulty in maintaining stable partial nitrification (PN) during continuous-flow municipal wastewater treatment, this paper investigates the feasibility and microbiological mechanisms of an *ex-situ* free ammonia (FA) inhibition strategy to achieve stable PN. [Methods] Batch experiments were conducted to evaluate the differential effects of FA mass content and exposure time on the activities of ammonia-oxidizing bacteria (AOB) and NO_B. Subsequently, a continuous-flow completely stirred tank reactor (CSTR)

[收稿日期] 2026-04-06

[基金项目] 国家重点研发计划(2022YFE0112900)

[作者简介] 郝家福(1997—),男,博士研究生,研究方向为污水、污泥处理,E-mail: 2910348060@qq.com。

[通信作者] 刘建勇(1973—),男,教授,研究方向为污水生物脱氮、污泥颗粒化、磷的回收利用,E-mail: liujianyong@shu.edu.cn。

treating simulated wastewater was operated for 74 days using the *ex-situ* FA inhibition strategy. Community succession characteristics were analyzed using 16S rRNA high-throughput sequencing. [**Results**] Under the conditions of 350 mg/L FA and 24 h of exposure, NOB activity decreased below the detection limit, while AOB maintained an activity of (7.91 ± 0.47) mg N/(g VSS·h) (VSS is the volatile suspended solids). The NOB/AOB activity ratio dropped to zero, indicating an effective selective inhibition. No nitrite nitrogen accumulation was observed during the initial 35 days of operation under low dissolved oxygen (DO) alone. However, after introducing the *ex-situ* FA inhibition and increasing the nitrogen loading rate to $0.4 \text{ kg N}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$, PN was established and maintained in a relatively stable state within the investigated period. The nitrite accumulation rate N_{NAR} stabilized at $50\% \pm 3\%$, reaching a maximum of $57\% \pm 3\%$. In the late stage of phase II, the effluent mass concentration ratio of nitrite nitrogen to ammonia nitrogen was approximately 1.37, satisfying the basic requirement for a stable nitrite supply for subsequent mainstream anaerobic ammonium oxidation (Anammox) processes. After 74 days of operation, AOB activity increased from $13.87 \text{ mg N}/(\text{g VSS} \cdot \text{h})$ to $66.14 \text{ mg N}/(\text{g VSS} \cdot \text{h})$, and NOB/AOB activity ratio decreased from 0.75 to 0.16. The relative abundance of *Nitrospira* decreased from 6.45% to 1.78%, while unclassified_f__Microbacteriaceae (increasing from 1.02% to 14.63%) and norank_f__norank_o__Saccharimonadales (increasing from 1.05% to 11.81%) became significantly enriched, potentially contributing to the maintenance of the system's ammonia oxidation capacity. [**Conclusion**] *Ex-situ* FA inhibition selectively reduces NOB activity and alters the competitive dynamics between AOB and NOB for limited DO. Together with the increased nitrogen loading, these factors promote the establishment of PN in the continuous-flow system and maintain its stagewise performance within the investigated period. Residual *Nitrospira* remains an important factor limiting further improvement of N_{NAR} , and its long-term dynamics still require further investigation.

Keywords partial nitrification (PN); free ammonia (FA); nitrite-oxidizing bacteria (NOB); continuous-flow reactor; urban wastewater

城市污水生物脱氮是保障水环境质量的关键环节,传统硝化-反硝化工艺虽然运行稳定,但其高曝气能耗和外加碳源需求与当前污水处理低碳化转型的目标存在矛盾^[1-2]。短程硝化(PN)-厌氧氨氧化(Anammox)组合工艺(PN/A)因可节省约60%曝气能耗和100%外加碳源而被视为城市污水处理碳中和的关键技术路径^[3]。作为PN/A工艺的前置步骤,PN过程需要将部分氨氮氧化为亚硝酸盐氮,并使出水亚硝酸盐氮与氨氮的比例尽量接近后续Anammox反应的理论需求值1.32,同时有效抑制亚硝酸盐氧化菌(NO₂-OB)活性以阻止亚硝酸盐氮进一步转化为硝酸盐氮^[4]。

我国现有城市污水处理设施中,连续流反应器在数量和处理规模上分别占71%和67%,而序批式反应器(SBR)分别仅占10%和11%^[5]。SBR因具备间歇进料和间歇曝气等运行特征,可在反应初期形成高氨氮、低亚硝酸盐氮的底物环境,有利于氨氧化菌(AOB)相对于NO₂-OB竞争优势的建立^[6]。连续流反应器则因持续曝气和底物含量均匀分布的特点,缺乏上述原位NO₂-OB抑制条件,城市污水连续流PN的稳定实现面临严峻挑战^[7]。

现有NO₂-OB抑制策略如低溶解氧(DO)控制、游离亚硝酸(FNA)异位抑制、化学抑制剂投加及高盐

度冲击等,在城市污水连续流PN应用中均存在明显局限^[8]。游离氨(FA)作为NO₂-OB抑制剂,具有独特的工程可行性优势,与FNA异位抑制和外加化学抑制剂相比,FA更便于通过含氨侧流液和碱度调节进行构建,操作过程也相对简单^[9]。不过,在主流城市污水处理中,FA异位抑制的药剂消耗和碱度需求仍会受到进水水质和运行规模的影响,其工程经济性在不同污水处理厂应用场景下有所差异。已有研究证实,FA异位抑制可在SBR中有效实现城市污水PN^[10],但其在连续流反应器中的适用性及微生物响应机理尚未得到系统研究。基于此,本文通过批次试验确定FA抑制的适宜质量浓度与时间,在连续流完全混合反应器(CSTR)中验证异位FA抑制实现城市污水PN的效果,并结合高通量测序解析微生物群落变化与PN性能的内在关联,以期异位FA抑制策略在连续流PN中的工程应用提供参考。

1 试验材料和方法

1.1 试验装置

本文采用CSTR进行连续流PN试验,反应器有效容积为25 L。废水由蠕动泵从左侧进水口泵入,经搅拌器完全混合后从右侧出水口溢流排出。反应器内设自动控温装置,温度控制在 $(23 \pm 1)^\circ\text{C}$ 。反

反应器外部包裹黑色海绵以避免光照影响和减少热量散失。装置水力停留时间(HRT)在3~6 h时,对应处理流量为100~200 L/d。试验装置示意图如图1所示。曝气采用微孔曝气盘进行底部曝气,DO质

量浓度通过调节曝气量控制在0.2 mg/L以下,以调控氨氧化率 N_{AOR} ,使出水氨氮质量浓度稳定在总氮质量浓度的43%左右,为后续Anammox过程提供合适的底物基质比。

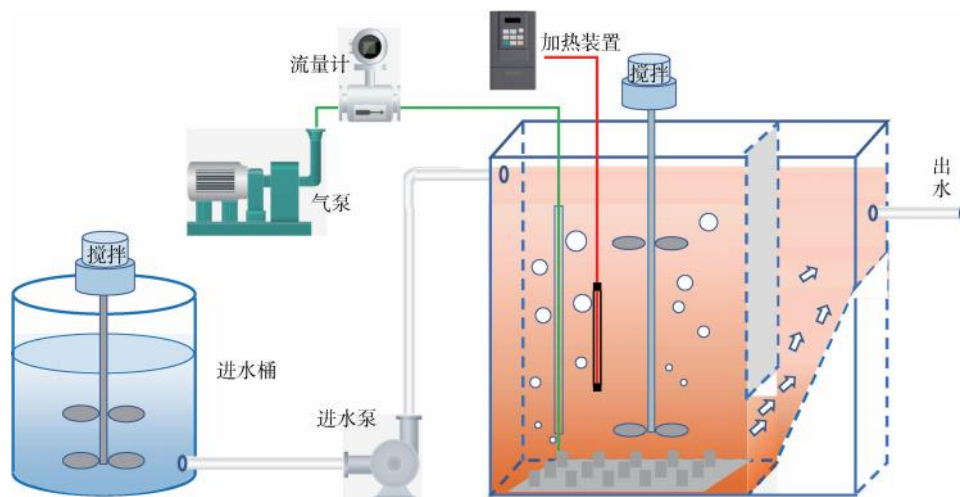


图1 连续流CSTR装置示意图

Fig. 1 Schematic Diagram of Continuous-Flow CSTR

1.2 接种污泥与进水水质

接种污泥取自某城市污水处理厂二沉池回流污泥,初始混合液悬浮固体质量浓度约为4 000 mg/L。反应器进水为人工配水,模拟废水的组成包括: NH_4Cl (50 mg/L,以氨氮计)作为基质, KHCO_3 (0.71 g/L)用于提供无机碳源和碱度,此外还添加了 KH_2PO_4 (0.018 g/L)、 $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ (0.090 g/L)、 CaCl_2 (0.011 g/L)和微量元素。进水总磷(TP)质量浓度约为4.1 mg/L,初始碱度约为580 mg/L(以

CaCO_3 计)。由于未额外投加有机碳源,进水化学需氧量(COD)质量浓度接近0 mg/L。

1.3 运行策略与批次试验

反应器运行74 d,共分为3个阶段,如表1所示。阶段I为基质比例调试阶段,采用低DO策略运行,不进行FA抑制;阶段II开始实施异位FA抑制策略,同时逐步减少HRT以提高氮负荷率(NLR);阶段III进一步提高FA抑制质量浓度,探究亚硝酸盐积累率 N_{NAR} 的提升空间。

表1 PN反应器运行条件

Tab. 1 Operational Conditions of PN Reactor

阶段	运行时间/d	HRT/h	NLR/[$\text{kg N} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$]	FA抑制质量浓度/($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	操作目的
I	1~35	6	0.2	0	基质比例调试
II-1	36~41	6	0.2	350	异位FA抑制启动PN
II-2	42	4	0.3	350	提高系统负荷
II-3	43~54	3	0.4	350	稳定PN
III	55~74	3	0.4	430	提高FA质量浓度强化抑制

异位FA抑制的具体操作方式为:每24 h从反应器中取出约1/3体积的污泥,置于FA抑制装置中抑制24 h后返回反应器。FA抑制液采用 NH_4Cl 和NaOH配制,使FA抑制质量浓度达到目标值。抑制时间依据批次试验结果确定,即350 mg/L FA抑制24 h可实现NOB完全失活而AOB仍保留一定

活性;每次取出1/3体积的污泥则是在维持反应器正常运行与施加持续选择压力之间的合理折中。

批次试验旨在明确FA抑制质量浓度和抑制时间对AOB及NOB活性的影响规律,为反应器试验提供参数依据。设置FA抑制质量浓度梯度为0、13、48、74、111、162、230、350 mg/L,抑制时间梯度为

12、24、36、48 h。取反应器硝化污泥调节混合液挥发性悬浮固体质量浓度至约 1 500 mg/L 后,暴露于不同 FA 条件下,抑制结束后用去离子水充分洗涤以去除残留 FA,随后测定 AOB 和 NOB 的比活性。FA 质量浓度按式(1)计算。

$$C_{FA} = \frac{17}{14} \times \frac{C_{\text{氨氮}}}{C_H \times e^{\left(\frac{6334}{273+T}\right)} + 1} \quad (1)$$

其中: C_{FA} ——FA 质量浓度,mg/L;
 $C_{\text{氨氮}}$ ——氨氮质量浓度,mg/L;
 T ——水温,℃;
 C_H ——溶液中氢离子浓度,mol/L。

1.4 分析检测方法

氨氮、亚硝酸盐氮、硝酸盐氮、混合液悬浮固体质量浓度和混合液挥发性悬浮固体质量浓度按照《水和废水监测分析方法(第四版)》^[11]测定。pH 采用便携式 pH 计测定,DO 采用便携式溶氧仪测定。

AOB 比活性(SAOR)的测定方法为:以氨氮为底物,通过测定单位时间内氨氮的消耗速率计算 AOB 比活性,单位为 mg N/(g VSS·h)(VSS 为挥发性悬浮固体)。NOB 比活性(SNOR)通过测定单位时间内亚硝酸盐氮的消耗速率计算,单位为 mg N/(g VSS·h)。

亚硝酸盐积累率 N_{NAR} 按式(2)计算。

$$N_{NAR} = \frac{C_{\text{NO}_2^- \text{N, eff}}}{C_{\text{NO}_2^- \text{N, eff}} + C_{\text{NO}_3^- \text{N, eff}}} \times 100\% \quad (2)$$

其中: $C_{\text{NO}_2^- \text{N, eff}}$ ——出水亚硝酸盐氮质量浓度,mg/L;
 $C_{\text{NO}_3^- \text{N, eff}}$ ——出水硝酸盐氮质量浓度,mg/L。

氨氧化率 N_{AOR} 按式(3)计算。

$$N_{AOR} = \frac{C_{\text{氨氮, inf}} - C_{\text{氨氮, eff}}}{C_{\text{氨氮, inf}}} \times 100\% \quad (3)$$

其中: $C_{\text{氨氮, inf}}$ ——进水氨氮质量浓度,mg/L;
 $C_{\text{氨氮, eff}}$ ——出水氨氮质量浓度,mg/L。

反应器内 FNA 质量浓度按式(4)计算。

$$C_{FNA} = \frac{47}{14} \times \frac{C_H \times C_{\text{NO}_2^- \text{N}}}{e^{\left(\frac{2300}{273+T}\right)}} \quad (4)$$

其中: C_{FNA} ——FNA 质量浓度,mg/L;
 $C_{\text{NO}_2^- \text{N}}$ ——亚硝酸盐氮质量浓度,mg/L。

分别于反应器运行第 1 d 和第 74 d 采集污泥样品。以通用引物 338F(5'-ACTCCTACGGGAGGCA-

GCAG-3') 和 806R(5'-GGACTACHVGGGTWTCTAA-T-3') 扩增细菌 16S rRNA 基因 V3-V4 区,在 Illumina MiSeq PE300 平台进行测序。采用 QIIME2 平台进行质控和操作分类单元(OTU)聚类(相似度阈值为 97%),采用 Mothur 软件计算 α 多样性指数。本试验仅设置了起始和结束 2 个采样点,因此测序结果主要用于比较长期运行前后菌群结构差异。

2 结果与讨论

2.1 FA 抑制条件优化

2.1.1 FA 对 AOB 和 NOB 活性的影响

不同 FA 抑制条件下 AOB 和 NOB 活性的变化如图 2 所示。在 12 h 和 24 h 条件下,当 FA 质量浓度不高于 111 mg/L 时,AOB 活性整体波动较小,说明中低质量浓度 FA 对 AOB 的抑制并不显著。随着 FA 质量浓度进一步升高,AOB 活性开始下降,但下降幅度与暴露时间密切相关。以 24 h 为例,对照组 SAOR 为(13.87±1.71) mg N/(g VSS·h),230 mg/L 和 350 mg/L 下分别为(7.78±0.26)mg N/(g VSS·h)和(7.91±0.47)mg N/(g VSS·h),AOB 仍保留了较高活性。48 h 时,350 mg/L 下 AOB 活性降至(3.72±0.22)mg N/(g VSS·h),表明暴露时间延长会明显增强 FA 对 AOB 的影响。这一现象与 AOB 细胞膜的结构特性密切相关,AOB 细胞膜中饱和脂肪酸和环丙烷脂肪酸含量较高,可有效抵御高 FA 环境的毒性^[12]。

对 NOB 而言,FA 表现出更强的抑制作用。12 h 时,350 mg/L FA 已使 SNOR 由(14.56±0.12) mg N/(g VSS·h)降至(0.93±0.01) mg N/(g VSS·h)。24 h 时,230 mg/L FA 下 NOB 活性仍为(4.62±0.15) mg N/(g VSS·h),而 350 mg/L FA 下已降至检测限以下。36 h 和 48 h 时,230 mg/L FA 即可将 NOB 活性分别降至 0.49 mg N/(g VSS·h)和(0.45±0.01)mg N/(g VSS·h),350 mg/L 下则保持完全失活。

本试验得出的适宜 FA 抑制质量浓度与部分文献报道存在差异。这种差异可能与污泥来源、絮体结构及菌群生理状态有关^[13]。此外,本试验未进一步探究高于 350 mg/L 的 FA 质量浓度对 AOB 和 NOB 的影响,因此不能排除更高含量下 AOB 可能发生不可逆损伤的可能性,有待后续研究进一步验证。

2.1.2 适宜 FA 抑制质量浓度的确定

NOB/AOB 活性比是决定 PN 过程中能否实现

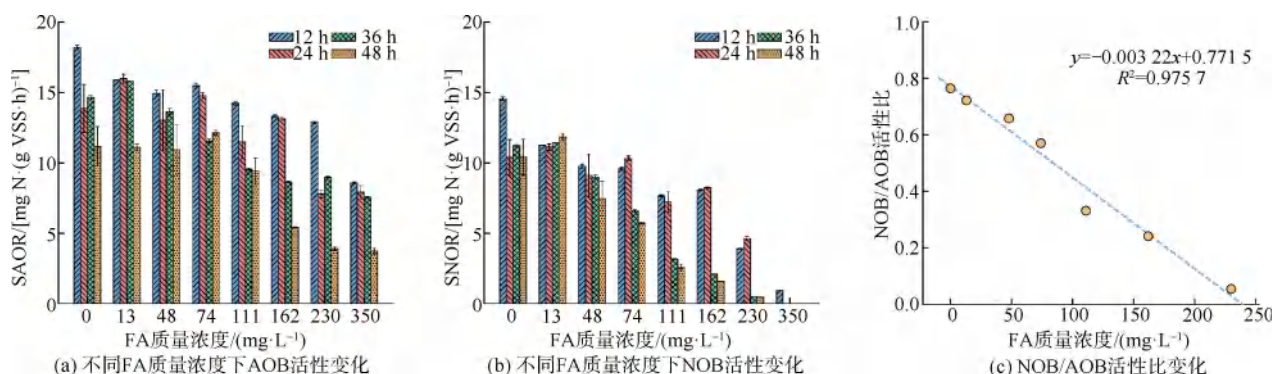


图2 不同FA质量浓度抑制条件下AOB、NOB活性及NOB/AOB活性比变化

Fig. 2 Changes of AOB, NOB Activity and NOB/AOB Activity Ratio under Different FA Mass Concentration Inhibition Conditions

亚硝酸盐氮积累的关键参数^[14]。当该比值小于1时,AOB活性占优,为PN的实现创造了必要条件;比值越低,亚硝酸盐氮积累的潜力越大。不同抑制条件下的NOB/AOB活性比如图2所示。以反应器采用的24 h异位处理周期为例,对照组NOB/AOB活性比为0.75,230 mg/L下仍为0.59,而350 mg/L时降为0.00,说明只有350 mg/L能够在24 h工作窗口内建立最大的选择性活性差。在36 h条件下,NOB/AOB活性比随FA质量浓度的升高呈现持续下降趋势,说明延长暴露时间可在较低质量浓度下达到相似的抑制效果,但考虑到连续流系统24 h轮换处理的实际运行约束,350 mg/L是在本试验测试范围内与24 h处理周期相匹配的适宜FA的工作条件。

2.2 连续流PN反应器性能

2.2.1 阶段I运行结果

阶段I采用低质量浓度(<0.20 mg/L)DO策略运行35 d,反应器出水始终呈现全程硝化特征。如图3所示,在此期间出水亚硝酸盐氮质量浓度始终

为0.00 mg/L,而硝酸盐氮质量浓度维持在 (26.43 ± 3.45) mg/L,未观察到任何亚硝酸盐氮积累迹象。反应器运行前19 d气体流量计堵塞导致 N_{AOR} 逐渐降低,更换设备后 N_{AOR} 稳定在60%左右。

该结果表明,低DO单独作为调控手段不足以在本系统中建立PN。结合菌群分析,起始污泥中硝化螺菌属(*Nitrospira*)相对丰度为6.45%,该类群相较于硝化杆菌属(*Nitrobacter*)具有更强的低氧适应能力,文献报道其氧半饱和常数显著低于AOB,在低DO条件下反而具有竞争优势^[15],这可能是低DO策略失效的重要原因。由于本试验未直接测定其氧亲和和动力学参数,该推断仍需结合后续试验进一步验证。

2.2.2 阶段II异位FA抑制启动PN

第36 d开始实施异位FA抑制策略(350 mg/L, 24 h),同时根据反应器响应逐步调整HRT以提高NLR。如图3所示,异位FA抑制实施初期,反应器出水水质并未出现明显变化。第41 d将HRT由

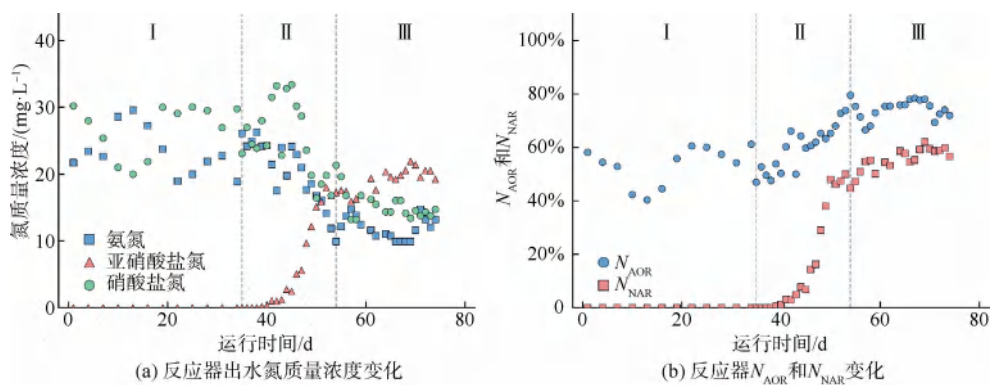


图3 PN反应器出水氮质量浓度变化和AOR、NAR变化

Fig. 3 Variations of Effluent Nitrogen Mass Concentrations, AOR and NAR of the PN Reactor

6 h 降至 4 h [NLR 提升至 $0.30 \text{ kg N}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$], 第 43 d 进一步降至 3 h [NLR 提升至 $0.40 \text{ kg N}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$]。第 46 d, 反应器首次出现亚硝酸盐氮积累 (5.05 mg/L)。此后 N_{NAR} 持续升高, 至第 53 d 出水亚硝酸盐氮质量浓度达 16.78 mg/L , N_{NAR} 达阶段最高值 50%。阶段 II 后期, 反应器稳定运行, N_{NAR} 维持在 $50\% \pm 3\%$, N_{AOR} 在 $73\% \pm 4\%$ 。

基于上述试验观察, 异位 FA 抑制降低了 NOB 的竞争能力, 而系统负荷的提升则是亚硝酸盐氮积累得以在连续流体系中显著表现的重要条件。对各阶段 AOB 与 NOB 的竞争格局变化进行分析, 反应器运行期间混合液挥发性悬浮固体质量浓度约为 1.20 g/L , 系统总生物质量约为 30 g 。每次异位 FA 抑制处理 1/3 系统污泥 (350 mg/L , 24 h 后 NOB 活性降至检测限以下), 未处理的 2/3 污泥 NOB 比活性约为 $10.38 \text{ mg N}/(\text{g VSS} \cdot \text{h})$, 因此系统加权 NOB 比活性约为 $6.92 \text{ mg N}/(\text{g VSS} \cdot \text{h})$ 。在 DO 充足的条件下, 该活性对应的系统 NOB 总氧化能力 (以 N 计) 约为 4.98 g/d 。然而, 在反应器 DO 质量浓度始终低于 0.20 mg/L 的条件下, AOB 和 NOB 均无法充分表达其最大比活性, 两者共同竞争极有限的可用 DO。

以阶段 II 第 39 d 为例, N_{AOR} 为 53.80%, 日处理量约为 100 L/d , 系统实际氨氮去除量 (以 N 计) 约为 2.58 g/d , 这些氨氮首先由 AOB 氧化为亚硝酸盐氮, 实际亚硝酸盐氮产生速率 (以 N 计) 约为 2.58 g/d 。与此同时, 受 DO 限速影响, NOB 实际可获得的 DO 有限, 其实际氧化速率远低于批次试验测得的最大活性; 但即使如此, 在低 NLR 和低 N_{AOR} 条件下, NOB 仍有能力将产生的亚硝酸盐氮基本消耗殆尽, 因此 N_{NAR} 仅为 0.61%。当 HRT 降至 3 h 后 (第 50 d), 处理量增至 200 L/d , N_{AOR} 为 65.30%, 系统氨

氮去除量升至约 6.65 g/d , AOB 产生的亚硝酸盐氮速率显著提高。在 DO 受限的竞争环境中, FA 抑制已将 NOB 的活性基础大幅削弱, 使 AOB 在 DO 竞争中占据更明显的优势, 更多 DO 被 AOB 利用于氨氮氧化, NOB 则因活性受限而无法按比例处理增加的亚硝酸盐氮, 最终出现显著的亚硝酸盐氮积累, N_{NAR} 升至 47.96%。

综合来看, 异位 FA 抑制通过选择性降低 NOB 活性, 从根本上改变了 AOB 和 NOB 对有限 DO 的竞争格局; 而负荷提升通过增加底物供应, 进一步放大了这种竞争优势差异, 使亚硝酸盐氮积累在出水中得以持续体现。两者的协同作用是连续流 PN 得以建立的关键, 单独依靠任何一种手段均不足以实现持续的亚硝酸盐氮积累, 这一认识与本试验阶段 I 和阶段 II 初期的运行结果完全一致。

阶段 II 后期平均出水氨氮质量浓度为 $(12.40 \pm 1.64) \text{ mg/L}$, 亚硝酸盐氮质量浓度为 $(17.00 \pm 0.60) \text{ mg/L}$, 对应亚硝酸盐氮/氨氮质量浓度比约为 1.37, 已接近后续 Anammox 对底物比的理论需求, 表明该阶段出水条件更适于与 Anammox 工艺耦合^[16]。

2.2.3 阶段 III 提高 FA 质量浓度的效果评估

为探索进一步提升 N_{NAR} 的可能性, 第 55 d 将 FA 抑制质量浓度由 350 mg/L 提高至 430 mg/L , 其余运行条件维持不变。如图 2 所示, 阶段 III 期间出水亚硝酸盐氮质量浓度略有升高, 达到 $(19.53 \pm 1.51) \text{ mg/L}$, 出水硝酸盐氮质量浓度相应降低至 $(14.74 \pm 1.07) \text{ mg/L}$ 。 N_{NAR} 小幅提升至 $57\% \pm 3\%$, 但稳定运行 20 d 后未能实现进一步突破。

如表 2 所示, 各阶段反应器平均性能表明异位 FA 抑制策略可在连续流反应器中实现城市污水 PN, 但单纯增加 FA 质量浓度对 N_{NAR} 的提升存在明显的边际递减效应。另外, 阶段 III 出水亚硝酸盐氮

表 2 各阶段反应器平均性能
Tab. 2 Average Performance of PN Reactor at Each Stage

参数	阶段 I (1~34 d)	阶段 II 前期 (35~49 d)	阶段 II 后期 (50~54 d)	阶段 III (55~74 d)
氨氮/ $(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	23.65 ± 3.13	20.58 ± 3.54	12.40 ± 1.64	11.60 ± 1.50
亚硝酸盐氮/ $(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	0.00	6.01 ± 6.19	17.00 ± 0.60	19.53 ± 1.51
硝酸盐氮/ $(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	26.43 ± 3.45	25.76 ± 5.54	17.55 ± 2.78	14.74 ± 1.07
N_{NAR}	0	$18\% \pm 18\%$	$50\% \pm 3\%$	$57\% \pm 3\%$
N_{AOR}	$53\% \pm 6\%$	$61\% \pm 7\%$	$73\% \pm 4\%$	$75\% \pm 3\%$
亚硝酸盐氮与氨氮质量浓度比	0.00	0.29	1.37	1.68

与氨氮质量浓度比值升至 1.68,说明更高 N_{NAR} 并不等同于更适宜后续 Anammox 的出水条件。

本试验实现的最高 N_{NAR} 为 $57\% \pm 3\%$,与高效 PN 系统通常报道的 70% 以上仍存在差距^[14]。这主要与每次仅处理 1/3 系统污泥、NOB 难以被整体清除有关。若在异位 FA 周期性抑制前增加一次对全系统污泥的整体预处理,有望进一步降低 NOB 基线水平,从而突破当前 N_{NAR} 瓶颈,这是后续研究的重要方向^[17]。

需要指出的是,本试验反应器总运行时间为 74 d,而系统自第 50 d 后才进入亚硝酸盐氮明显积累且相对稳定的运行阶段,因此用于评价 PN 运行表现的观察窗口约为 25 d。该运行时长能够说明异位 FA 抑制在连续流体系统中建立 PN 并在本试验考察周期内维持其运行效果的可行性,但尚不

足以据此对工艺长期稳定性作出充分判断。本文更适合从工艺建立和阶段性运行效果的角度评价异位 FA 抑制策略。至于更长运行周期内 NOB 是否会逐步恢复,系统性能是否会下降,以及需要何种调控方式维持工艺持续有效,仍需在后续研究中进一步分析。

2.2.4 反应器内 FA 和 FNA 质量浓度分析

如图 4 所示,反应器运行期间进水 pH 值维持在 7.96 ± 0.09 ,出水 pH 值为 7.54 ± 0.09 ,pH 值的降低主要源于亚硝化过程消耗碱度产酸。根据进出水水质和式(1)、式(4)计算得到的反应器内 FA 质量浓度始终低于 1.00 mg/L,远未达到 FA 对 NOB 的原位抑制阈值(5.00~10.00 mg/L)^[18]。反应器内 FNA 质量浓度始终低于 0.01 mg/L,同样未达到 FNA 对 NOB 的抑制阈值(0.01~0.22 mg/L)^[19]。

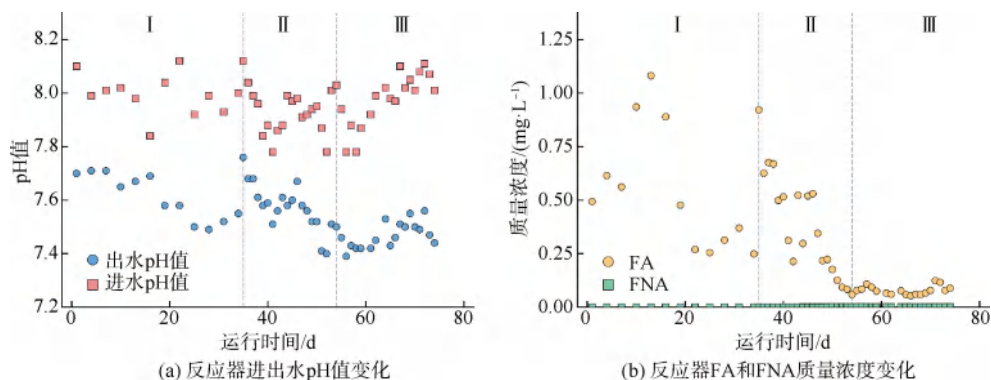


图 4 PN 反应器进出水 pH 值及反应器内 FA 和 FNA 质量浓度变化

Fig. 4 Changes of Influent and Effluent pH Values, FA and FNA Mass Concentrations in PN Reactor

这说明本试验中亚硝酸盐氮的积累完全来源于异位 FA 抑制策略的贡献,而非反应器内原位 FA 或 FNA 的作用,进一步验证了异位抑制策略对于城市污水连续流 PN 的必要性。

2.3 AOB 和 NOB 活性的长期演变规律

如图 5 所示,74 d 运行过程中 AOB 和 NOB 活性呈现截然不同的变化轨迹。AOB 活性由初始的 $13.87 \text{ mg N}/(\text{g VSS} \cdot \text{h})$ 显著升高至 $66.14 \text{ mg N}/(\text{g VSS} \cdot \text{h})$,增幅达 3.8 倍。与此形成鲜明对比的是,NOB 活性在异位 FA 的周期性抑制作用下仅出现小幅波动,由 $10.38 \text{ mg N}/(\text{g VSS} \cdot \text{h})$ 升至 $10.79 \text{ mg N}/(\text{g VSS} \cdot \text{h})$,基本维持稳定。NOB 与 AOB 活性比由初始的 0.75 降至 0.16,活性差的显著扩大是 PN 成功实现的关键基础。

值得关注的是,本试验测得的 AOB 活性显著高

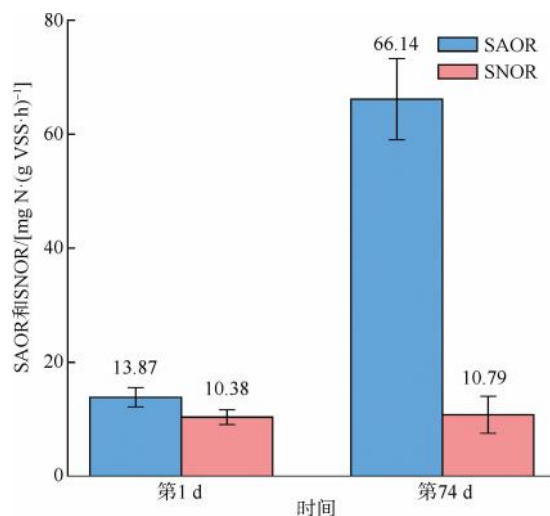


图 5 PN 反应器运行过程中 AOB 和 NOB 活性变化

Fig. 5 Changes of AOB and NOB Activities during Operation of PN Reactor

于已有文献^[20]的报道值。分析其原因,连续流反应器的运行特征对 AOB 富集具有多重有利效应:与 SBR 的间歇运行模式不同,连续流反应器可提供不间断的好氧和底物条件,AOB 始终处于有利的生长环境,无需经历底物饥饿或厌氧胁迫阶段;连续流反应器没有进水、沉淀和排水等非生产性阶段,AOB 可获得更长的有效反应时间和更充分的底物利用机会,实际污泥负荷维持在较高水平^[21];本试验反应器仅进行硝化反应而未耦合反硝化过程,避免了反硝化菌等异养菌对 AOB 的稀释效应,有利于功能菌群的高纯度富集。

从另一角度分析,AOB 活性的持续增长虽然促进了氨氧化过程,但也带来了更多亚硝酸盐氮的产生。由于 NOB 活性未被完全消除,残存的 NOB 活性[约为 10.79 mg N/(g VSS·h)]仍可将相当比例的亚硝酸盐氮氧化为硝酸盐氮,这是 N_{NAR} 难以突破 57% 的直接原因。这一结果说明,在本试验运行周期内,周期性异位 FA 抑制能够明显削弱 NOB 活性并推动 PN 建立,但尚未实现对 NOB 的完全清除。关于更长运行周期下 NOB 活性变化及其对工艺持续运行的影响,仍需进一步研究。

2.4 微生物群落响应规律

2.4.1 α 多样性分析

如表 3 所示,两组样品的覆盖度指数 (Coverage) 均大于 0.99,表明测序深度足够。本试验仅在第 1 d 和第 74 d 采集了污泥样品,微生物分析主要反映长期运行前后群落结构的整体变化。经过 74 d 异位 FA 抑制运行,微生物群落的丰富度和多样性均呈现下降趋势。Ace 丰度覆盖估计量指数 (Ace) 由 1 010 降至 893,Chao1 丰富度估计量指数 (Chao) 由 1 010 降至 876,两项指标的降低表明群落中物种数量减少。同时,Shannon-Wiener 多样性指数 (Shannon) 由 5.289 降至 4.455, Simpson 多样性指数 (Simpson) 由 0.018 升至 0.040,反映了群落多样性的显著降低和物种分布均匀度的下降。这些变化表明周期性 FA 抑制对微生物群落施加了持续的选择压力,不耐受 FA 的物种被逐步淘汰,群落组成趋于简化。

2.4.2 门水平群落结构变化

如图 6 所示,反应器中的优势菌门包括变形菌门 (Proteobacteria)、拟杆菌门 (Bacteroidota)、绿弯菌门 (Chloroflexi)、酸杆菌门 (Acidobacteriota)、放线菌

表 3 微生物群落 α 多样性指数
Tab. 3 Alpha Diversity Indices of Microbial Communities

时间	Ace	Chao	Shannon	Simpson	Coverage
第 1 d	1 010	1 010	5.289	0.018	1.000
第 74 d	893	876	4.455	0.040	0.997

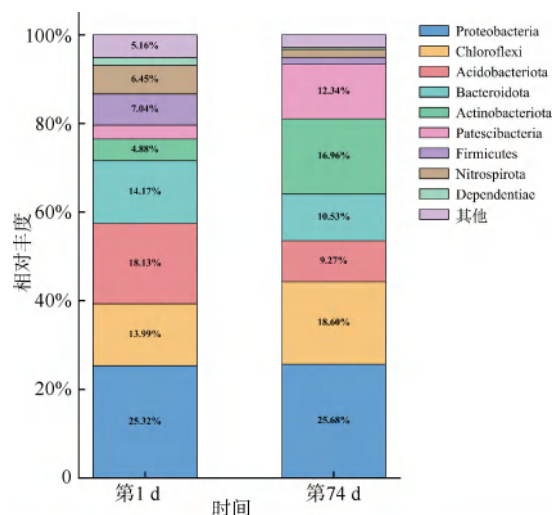


图 6 门水平微生物群落结构变化

Fig. 6 Variations of Microbial Community Structure at Phylum Level

门 (Actinobacteriota) 和迷踪菌门 (Patescibacteria)。

Chloroflexi 的丰度由 13.99% 增至 18.60%, 该菌门成员可降解复杂有机物并利用细菌细胞碎片, FA 抑制过程中细胞裂解可能为其提供了丰富的底物来源。Acidobacteriota 的丰度由 18.13% 大幅降至 9.27%, 已有研究表明该菌门对高碱性环境较为敏感^[22], 异位 FA 抑制过程中的高 pH 条件可能是导致其丰度显著下降的主要原因。Bacteroidota 的丰度由 14.17% 降至 10.53%, 其成员主要参与复杂有机物的降解, 丰度下降可能与反应器进水有机物含量较低限制了该菌门的生长有关。Proteobacteria 作为包含 AOB 和部分反硝化菌的重要菌门, 其丰度基本保持稳定 (25.32% → 25.68%), 但其内部功能菌群的组成可能发生了变化^[23]。

2.4.3 属水平关键功能菌群分析

如图 7 所示, 对相对丰度大于 1% 的属水平菌群进行分析, 揭示了与 PN 性能密切关联的关键功能菌群变化规律。

Nitrospira 作为城市污水处理系统中最主要的 NOB 类群, 其丰度由 6.45% 显著降至 1.78%, 下降

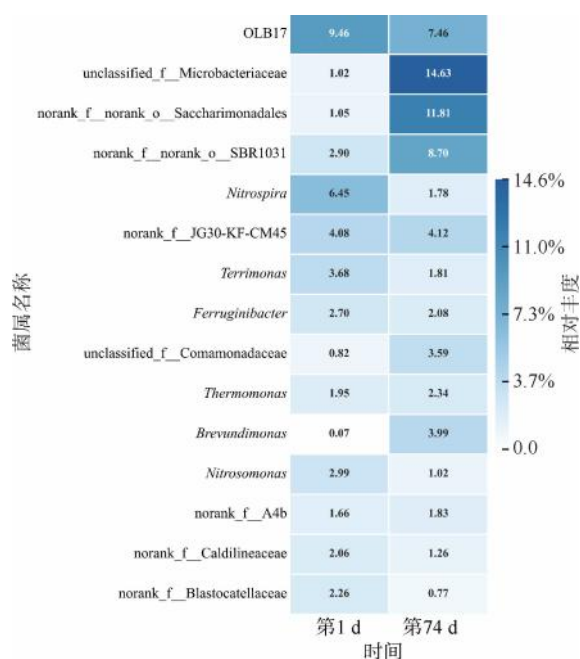


图7 属水平微生物群落结构变化

Fig. 7 Variations of Microbial Community Structure at Genus Level

幅度达 72%^[24]。*Nitrospira* 丰度的降低与反应器 N_{NAR} 的升高呈现良好的对应关系,为异位 FA 抑制策略抑制 NOB 实现 PN 提供了直接的微生物学证据。然而 *Nitrospira* 并未被完全淘汰,仍保留了 1.78% 的相对丰度,限制 N_{NAR} 进一步提升。每 24 h 仅处理 1/3 系统污泥的操作方式,使未被处理或处理后返回的污泥中 NOB 仍可持续恢复增殖,这是 *Nitrospira* 种群得以保留的主要原因。本文结果证明了异位 FA 抑制建立连续流 PN 的可能性。至于残存 *Nitrospira* 在更长运行周期中的动态变化及其对工艺稳定性的影响,仍需后续研究进一步跟踪分析。

微杆菌科 (unclassified_f__Microbacteriaceae) 的丰度由 1.02% 增至 14.63%,增幅超过 13 倍,成为 FA 抑制后富集最显著的菌群之一。部分研究报道其在固氮和氮利用方面具有一定潜力^[25]。结合本试验中 AOB 活性大幅提升的结果,unclassified_f__Microbacteriaceae 的显著富集可能与系统氨氧化功能维持有关,但由于本试验未开展功能基因验证,其具体作用仍需进一步研究。

糖单孢菌目 (norank_f__norank_o__Saccharimonadales) 的丰度由 1.05% 增至 11.81%,增幅达 11 倍。该菌目属于 Patescibacteria,部分研究发现其基因组中含

有与氨氧化相关的功能基因,在不利环境条件下表现出较强的适应性^[26]。在本试验的 FA 筛选环境下,norank_f__norank_o__Saccharimonadales 的大量富集可能反映了其对 FA 扰动和低 COD 条件的适应,是否承担了直接的氨氧化功能仍有待功能基因层面的验证。

综合来看,异位 FA 抑制显著削弱了 *Nitrospira* 主导的 NOB 群落,而 unclassified_f__Microbacteriaceae 和 norank_f__norank_o__Saccharimonadales 的大量富集提示系统在功能层面可能形成了一定的协同效应。这些菌群变化与反应器 AOB 活性持续升高、NAR 逐步稳定的性能表现相吻合,但其功能机制的深入解析有赖于后续转录组和功能基因的系统研究。

3 结论

(1) 在本试验测试范围内,FA 质量浓度为 350 mg/L、抑制 24 h 时,可使 NOB 活性降至检测限以下,同时 AOB 仍保留 $(7.91 \pm 0.47) \text{ mg N}/(\text{g VSS} \cdot \text{h})$ 活性,NOB/AOB 活性比降为 0,建立了最大选择性活性差,是与 24 h 处理周期相匹配的适宜 FA 工作质量浓度。

(2) 异位 FA 抑制策略可在城市污水连续流 CSTR 中成功实现 PN 过程,配合 NLR 提升至 $0.4 \text{ kg N}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$, N_{NAR} 最高达 $57\% \pm 3\%$,在本试验考察周期内,系统出水具备与后续主流 Anammox 衔接的基础条件。低 DO 单独运行 35 d 未形成亚硝酸盐氮积累,说明 FA 异位抑制是本系统建立连续流 PN 的关键调控手段。

(3) 阶段 II 后期出水亚硝酸盐氮/氨氮质量浓度比约为 1.37,更接近后续 Anammox 理论需求;阶段 III 将 FA 质量浓度提高至 430 mg/L 后 N_{NAR} 仅小幅提升至 $57\% \pm 3\%$,且出水底物比升至 1.68,说明单纯提高 FA 质量浓度对系统性能改善的边际效益有限,连续流 PN 系统的优化不仅取决于 N_{NAR} ,还需兼顾出水底物比的匹配。

(4) *Nitrospira* 丰度的显著降低是 N_{NAR} 升高的微生物学基础,但其残存限制了 N_{NAR} 的进一步提升。unclassified_f__Microbacteriaceae 和 norank_f__norank_o__Saccharimonadales 等菌群在 FA 胁迫下富集,可能与系统氨氧化功能维持有关,其具体作用仍需进一步验证。建议在异位 FA 抑制前增加整体性

预处理以突破 N_{NAR} 瓶颈。

(5) 本试验反应器总运行时间为 74 d, 而 PN 进入相对稳定阶段后的观察期约为 25 d, 因此, 本文结果主要表明异位 FA 抑制可用于连续流 PN 的建立及阶段性运行。关于长期运行条件下 NOB 动态变化及工艺持续稳定性, 仍需在后续研究中进一步评估。

参考文献

- [1] Wu R X, Ji S H, Lin C H, et al. Granular sludge-based partial denitrification/anammox achieving high anammox contribution for nitrogen removal from municipal wastewater using anoxic/aerobic process with independent sludge system[J]. Journal of Cleaner Production, 2026, 548: 147852. DOI: 10. 1016/j. jclepro. 2026. 147852.
- [2] Wang Z Y, Zheng M, Duan H R, et al. A 20-year journey of partial nitrification and anammox (PN/A): From sidestream toward mainstream[J]. Environmental Science & Technology, 2022, 56(12): 7522–7531.
- [3] Feng D B, He Y X, Lu W K, et al. Achieving stable advanced nitrogen removal from mainstream municipal wastewater using integrated strategies in partial nitrification anammox (PNA) granular hybrid system [J]. Chemical Engineering Journal, 2024, 486: 150311. DOI:10. 1016/j. cej. 2024. 150311.
- [4] Kao C K, Zhang Q, Liu J J, et al. Novel incomplete nitrification-regulated multi-pathway anammox process for advanced nitrogen removal from real municipal wastewater [J]. Bioresource Technology, 2026, 446: 134167. DOI: 10. 1016/j. biortech. 2026. 134167.
- [5] Zhang Q H, Yang W N, Ngo H H, Current status of urban wastewater treatment plants in China [J]. Environment International, 2016, 92: 11–22. DOI: 10. 1016/j. envint. 2016. 03. 024.
- [6] Zhou L, Al-Dhabi N A, Zhang X N, et al. Advanced nitrogen removal from municipal wastewater by autotrophy-heterotrophy coupled anammox system in a novel simultaneous microaerobic/limited-oxygen SBR; Interspecific correlation network [J]. Chemical Engineering Journal, 2024, 485: 150092. DOI: 10. 1016/j. cej. 2024. 150092.
- [7] Wen R L, Ye M, Liu Y X, et al. Optimization of sludge retention time for rapid start-up and stable operation of high-rate partial nitrification in a continuous flow reactor treating municipal wastewater[J]. Journal of Environmental Management, 2025, 389: 126145. DOI:10. 1016/j. jenvman. 2025. 126145.
- [8] Yu H, Zhu J C, Liu Y, et al. A comprehensive review of stabilization control strategies for partial nitrification processes[J]. Journal of Environmental Chemical Engineering, 2025, 13(5): 117407. DOI:10. 1016/j. jece. 2025. 117407.
- [9] Chen Y X, Li J Y, Zhang Y, et al. Revealing in-situ ammonium adsorption and elimination response mechanisms in zeolite-driven nitrification for actual low-strength municipal wastewater treatment [J]. Environmental Research, 2026, 289: 123380. DOI: 10. 1016/j. envres. 2025. 123380.
- [10] Wang Q L, Duan H R, Wei W, et al. Achieving stable mainstream nitrogen removal via the nitrite pathway by sludge treatment using free ammonia [J]. Environmental Science & Technology, 2017, 51(17): 9800–9807.
- [11] 徐浩, 李捷, 罗凡, 等. 不同曝气控制方式对 SBR 短程硝化特性的影响[J]. 净水技术, 2017, 36(9): 53–56.
Xu H, Li J, Luo F, et al. Effect of different aeration control mode on characteristics of shortcut nitrification in SBR process [J]. Water Purification Technology, 2017, 36(9): 53–56.
- [12] Li B Y, Zhao Y Y, Bu Y N, et al. Achieving high nitrogen removal rates in partial nitrification/anammox system treating low-ammonium wastewater by optimizing microbial growth environments via sludge settling-driven spatial segregation [J]. Bioresource Technology, 2025, 432: 132704. DOI:10. 1016/j. biortech. 2025. 132704.
- [13] Abasi S, Tarre S, Green M. The effect of free ammonia, free nitrous acid, dissolved oxygen and salinity on hypersaline nitrification stability [J]. Chemosphere, 2025, 385: 144576. DOI:10. 1016/j. chemosphere. 2025. 144576.
- [14] Ji J T, Dong Y E, Wu G Q, et al. A novel hydroxylamine dosing strategy for nitrification initiation; Sludge pretreatment under anaerobic starvation conditions [J]. Chemical Engineering Journal, 2025, 515: 163971. DOI: 10. 1016/j. cej. 2025. 163971.
- [15] Zheng M, Li S Q, Ni G F, et al. Critical factors facilitating *Candidatus Nitrotoxa* to be prevalent nitrite-oxidizing bacteria in activated sludge [J]. Environmental Science & Technology, 2020, 54(23): 15414–15423.
- [16] Zuo F M, Yue W H, Gui S L, et al. Resilience of anammox application from sidestream to mainstream; A combined system coupling denitrification, partial nitrification and partial denitrification with anammox [J]. Bioresource Technology, 2023, 374: 128783. DOI:10. 1016/j. biortech. 2023. 128783.
- [17] Zhang S J, Li Q, Gu P C, et al. Full-scale mainstream partial nitrification/anammox process; A three-year demonstration for municipal wastewater treatment [J]. Water Research X, 2025, 29: 100419. DOI:10. 1016/j. wroa. 2025. 100419.
- [18] Wu Y Y, Zhang Y, Chen Y X, et al. Advanced nitrogen removal from low-strength municipal sewage by partial nitrification-anammox (PN-A) process; Zeolite-driven nitrification mechanism and microbial community analysis [J]. Journal of Water Process Engineering, 2025, 74: 107860. DOI:10. 1016/j. jwpe. 2025. 107860.

(下 转 第 100 页)

- carbon source in heterotrophic denitrification of domestic sewage: A review [J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 817: 153061. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.153061.
- [8] 姚佳伟, 杨庆峰, 刘阳桥. 磁加载活性污泥法的应用进展与优化[J]. *环境工程*, 2023, 41(增刊2): 244–249.
- Yao J W, Yang Q F, Liu Y Q. Application progress and optimization of magnetically loaded activated sludge process[J]. *Environmental Engineering*, 2023, 41(S2): 244–249.
- [9] Hu Z H, Wu K, Wang Z H, et al. Research progress of magnetic flocculation in water treatment [J]. *Magnetochemistry*, 2024, 10(8): 56. DOI: 10.3390/magnetochemistry10080056.
- [10] Zhang F Y, Chen Y, Zhao F, et al. Use of magnetic powder to effectively improve the denitrification employing the activated sludge fermentation liquid as carbon source [J]. *Journal of Environmental Management*, 2023, 348: 119049. DOI: 10.1016/j.jenvman.2023.119049.
- [11] Tee G T, Gok X Y, Yong W F. Adsorption of pollutants in wastewater via biosorbents, nanoparticles and magnetic biosorbents: A review[J]. *Environmental Research*, 2022, 212: 113248. DOI: 10.1016/j.envres.2022.113248.
- [12] Shi T J, Sun D Z, Dang Y, et al. Enhancement of electron transfer via magnetite in nitrite-dependent anaerobic methane oxidation system [J]. *Journal of Environmental Management*, 2024, 357: 120843. DOI: 10.1016/j.jenvman.2024.120843.
- [13] Tian K, Shi F Y, Cao M H, et al. A review of persulfate activation by magnetic catalysts to degrade organic contaminants: Mechanisms and applications [J]. *Catalysts*, 2022, 12(9): 1058. DOI: 10.3390/catal12091058.
- [14] Wright C L, Lehtovirta-Morley L E. Nitrification and beyond: metabolic versatility of ammonia oxidising archaea [J]. *The ISME Journal*, 2023, 17(9): 1358–1368.
- [15] Daims H, Lebedeva E V, Pjevac P, et al. Complete nitrification by *Nitrospira* bacteria [J]. *Nature*, 2015, 528(7583): 504–509.
- [16] Ji R J, Wan J, Liu J, et al. Linking morphology, genome, and metabolic activity of uncultured magnetotactic Nitrospirota at the single-cell level [J]. *Microbiome*, 2024, 12: 158. DOI: 10.1186/s40168-024-01837-6.

(上接第 91 页)

- [19] 吕雪儿, 李玥, 唐睿, 等. 游离亚硝酸主导的短程硝化调控策略研究进展[J]. *环境工程*, 2025, 43(12): 38–47.
- Lü X E, Li Y, Tang R, et al. Research advancements in free nitrous acid-mediated strategies for partial nitrification regulation [J]. *Environmental Engineering*, 2025, 43(12): 38–47.
- [20] 曾天续, 张永显, 严渊, 等. 羟胺对硝化菌活性及其动力学参数的影响[J]. *化工进展*, 2023, 42(6): 3272–3280.
- Zeng T X, Zhang Y X, Yan Y, et al. Effect of hydroxylamine on the activity and kinetic parameters of nitrifying bacteria [J]. *Chemical Industry and Engineering Progress*, 2023, 42(6): 3272–3280.
- [21] Li Y C, Dong W Y, Han Q, et al. Continuous flow partial nitrification/anammox anaerobic-oxic-anoxic (PN/A-AOA) system for advanced nitrogen removal of low carbon to nitrogen ratio wastewater at different temperature: Long-term performance and mechanism [J]. *Journal of Water Process Engineering*, 2026, 82: 109517. DOI:10.1016/j.jwpe.2026.109517.
- [22] Kielak A M, Barreto C C, Kowalchuk G A, et al. The ecology of *Acidobacteria*: Moving beyond genes and genomes [J]. *Frontiers in Microbiology*, 2016, 7: 744. DOI: 10.3389/fmicb.2016.00744.
- [23] Chen Y X, Yang M, Li J Y, et al. Synergistic microbial consortia drive efficient degradation of high-strength urea wastewater in single-stage partial nitrification/anammox process [J]. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2025, 13(4): 117399. DOI:10.1016/j.jece.2025.117399.
- [24] 郗家福, 林莉峰, 胡聪. 游离氨对老龄填埋污泥脱水液短程硝化的影响[J]. *净水技术*, 2024, 43(10): 106–114, 124.
- Xi J F, Lin L F, Hu C. Effect of free ammonia on shortcut nitrification of dewatering liquor from aged landfill sludge [J]. *Water Purification Technology*, 2024, 43(10): 106–114, 124.
- [25] Garcia K A, McLee P, Schuler A J. Effects of media length on biofilms and nitrification in moving bed biofilm reactors [J]. *Biofilm*, 2022, 4: 100091. DOI: 10.1016/j.biofilm.2022.100091.
- [26] Im H, Jeong S, Kim H, et al. Mainstream application of the partial denitrification-anammox process for carbon-neutral wastewater treatment: A review [J]. *Journal of Water Process Engineering*, 2025, 72: 107558. DOI: 10.1016/j.jwpe.2025.107558.