

孔海霞. 海藻酸钠-沸石包埋 AnAOB 强化 PD-Anammox 脱氮效能及影响因素[J]. 净水技术, 2025, 44(8): 85-92, 128.

KONG H X. Enhanced nitrogen removal efficacy and influencing factors of PD-Anammox by sodium alginate-zeolite-embedded AnAOB [J]. Water Purification Technology, 2025, 44(8): 85-92, 128.

海藻酸钠-沸石包埋 AnAOB 强化 PD-Anammox 脱氮效能及影响因素

孔海霞*

(中国市政工程华北设计研究总院有限公司西安分公司, 陕西西安 710018)

摘要 【目的】针对短程反硝化-厌氧氨氧化(PD-A)耦合工艺中厌氧氨氧化菌(AnAOB)持留率低的技术瓶颈,研究提出基于海藻酸钠(SA)-沸石复合载体的凝胶球固定化策略,旨在通过微环境调控与生物屏障协同作用强化 AnAOB 持留能力,突破传统悬浮污泥系统对复杂水质[如低碳氮比(C/N)、酸性条件]的适应性限制。【方法】通过批式试验系统评估了 C/N=3.0~4.5 及 pH 值为 5.5~8.5 条件下,对系统脱氮效能的调控影响。【结果】固定化 AnAOB 污泥的最大比活性达 0.38 g N/(g VSS·d)。凝胶球可显著增强 AnAOB 对酸性环境(pH 值≤6.5)的耐受性,而碱性条件(pH 值=8.5)更利于短程反硝化过程中亚硝酸盐的快速积累及总氮(TN)的高效去除。最优 C/N 为 4.0,当 C/N<3.5 或>4.5 时,反硝化碳源竞争导致 TN 去除率下降。连续流试验证实,固定化系统运行 30 d 后仍维持 84.4% 的 TN 去除率,较未包埋系统提升 20.3 个百分点,表明凝胶球通过微环境调控与生物屏障作用有效强化了 AnAOB 持留能力。【结论】研究创新性地构建了兼具机械强度与传质效率的 SA-沸石复合载体,通过包埋材料分子调控和功能菌群固定,为 PD-A 工艺处理复杂水质提供了理论依据与技术支持。

关键词 厌氧氨氧化 短程反硝化 固定化技术 凝胶载体 脱氮效能

中图分类号: X703 文献标志码: A 文章编号: 1009-0177(2025)08-0085-09

DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2025.08.011

Enhanced Nitrogen Removal Efficacy and Influencing Factors of PD-Anammox by Sodium Alginate-Zeolite-Embedded AnAOB

KONG Haixia*

(Xi'an Branch, North China Municipal Engineering Design & Research Institute Co., Ltd., Xi'an 710018, China)

Abstract [Objective] Aiming to address the technical bottleneck of low retention rate for anaerobic ammonia-oxidizing bacteria (AnAOB) in the coupled partial denitrification-anaerobic ammonia oxidation (PD-A) process, this study proposes an immobilization strategy using sodium alginate (SA)-zeolite composite gel spheres. The strategy synergistically enhances AnAOB retention through microenvironment regulation and biological barrier effects, overcoming the limitations of traditional suspended sludge systems in adapting to complex water conditions (e.g., low C/N ratios and acidic environments). [Methods] The effects of carbon to nitrogen ratio (C/N=3.0-4.5) and pH value (5.5-8.5) on the modulation of systemic denitrification efficacy were evaluated by batch experimental system. [Results] The maximum specific activity of immobilized AnAOB sludge reached 0.38 g N/(g VSS·d). The result showed that gel spheres significantly enhanced the tolerance of AnAOB to the acidic environment (pH value ≤ 6.5), while the alkaline condition (pH value = 8.5) was more favorable for the rapid accumulation of nitrite and efficient TN removal during short-term denitrification. The optimal C/N was 4.0, and the competition for denitrifying carbon sources led to a decrease in TN removal when C/N < 3.5 or > 4.5. Continuous flow experiments confirmed that the immobilized system maintained 84.4% TN removal after 30 days of operation, which was 20.3 percent point higher than that of the unembedded system, indicating that the gel spheres effectively strengthened the AnAOB retention capacity through microenvironmental regulation and biological barrier effects. [Conclusion] In this

[收稿日期] 2025-03-22

[基金项目] 陕西省重点产业链项目(2022ZDLSF06-05)

[通信作者] 孔海霞(1982—),女,高级工程师,主要从事污水、污泥处理与资源化研究等工作,E-mail:50250667@qq.com。

study, an innovative SA-zeolite composite carrier with dual functionalities of mechanical strength and mass transfer efficiency is constructed. The proposed strategy provides a theoretical basis and technical support for treating complex water quality via the PD-A process, achieved through molecular-level regulation of embedded materials and immobilization of functional bacterial consortia.

Keywords anaerobic ammonia oxidation (Anammox) partial denitrification immobilization technology gel carriers nitrogen removal efficiency

厌氧氨氧化 (Anammox) 具有无需投加碳源, 以及污泥产率低、温室气体排放少等优势, 被公认为最具可持续性的生物脱氮技术之一^[1-3]。近年来, 短程反硝化-厌氧氨氧化 (partial denitrification-Anammox, PD-A) 耦合工艺通过短程反硝化 (PD) 定向供给亚硝酸盐的特性, 与 Anammox 代谢路径形成高效协同, 理论脱氮效率可达 98%, 成为废水脱氮领域的研究热点^[4]。然而, Anammox 菌 (AnAOB) 倍增周期长 (11~20 d)、对环境波动敏感的特性导致其易流失, 严重制约耦合工艺运行的稳定性^[5]。因此, 如何通过微生物固定化技术提升 AnAOB 持留能力, 是推动 PD-A 工程化应用的核心问题。

包埋固定化技术通过物理截留与化学交联作用, 可有效维持微生物活性并增强其抗环境干扰能力, 已在硝化菌与反硝化菌的持留强化中展现出显著优势^[6]。然而, 现有关 AnAOB 固定化的研究多聚焦于包埋材料改性 [如聚乙烯醇-海藻酸钠 (SA) 复合凝胶] 及交联剂优化 (如 Ca^{2+} 、 Fe^{3+} 筛选)^[7], 而对固定化 AnAOB 与反硝化菌群的耦合作用及脱氮性能调控等问题缺乏深入解析。此外, 固定化微球的长期功能稳定性及其对碳氮比 (C/N)、pH 等环境因子的响应规律尚不清楚。

基于此, 研究提出 SA-沸石复合凝胶固定 AnAOB 的策略, 通过构建 PD-A 耦合系统, 系统探究碳氮比 (C/N) 为 3.0~4.5 与 pH 值为 5.5~8.5 对脱氮效能的影响, 并评估连续流工况下系统的稳定性。研究成果旨在揭示固定化 AnAOB 与 PD 菌的协同脱氮机理, 为 PD-A 工艺的优化设计与工程应用提供理论支撑。

1 材料和方法

1.1 反应器及运行

(1) 连续流试验装置: 采用有效容积为 1.5 L 的圆柱形序批式反应器 (SBR), 配备磁力搅拌器 (120 r/min) 及蠕动泵 (排水比为 0.6)。SBR 运行周期为 4 次/d, 单周期包含进水 (2 min)、搅拌 (300 min)、沉淀 (40 min)、排水 (3 min) 及闲置 (15 min), 由微

电脑控制器实现自动化运行。

(2) 批式试验装置: 包埋 AnAOB 活性试验于 250 mL 锥形瓶中进行; PD-A 耦合影响因素试验采用高径比为 12:1 的圆柱形反应器 (有效容积为 1 L), 内置恒温磁力搅拌系统 [(25±1) °C]。

1.2 污泥来源与试验水质

(1) Anammox 污泥与包埋方法: 利用胶头滴管将菌混液逐滴滴入质量分数为 2% 的 CaCl_2 溶液中交联 40 h, 制得包埋 AnAOB 凝胶球。Anammox 污泥取自课题组厌氧生物转盘反应器 [挥发性混合液悬浮固体 (MLVSS): 混合液悬浮固体 (MLSS) = 0.8, 棕红色颗粒]^[8], 参照 Dongen 等^[9] 方法制备包埋凝胶球: 将 1.5 g SA 与 1 g 沸石粉末溶于 50 mL 去离子水 (80 °C 恒温搅拌 30 min, 搅拌强度为 150 r/min), 冷却后加入 8 g Anammox 污泥 (MLSS 质量浓度 = 8.2 g/L), 混合均匀后逐滴滴入质量分数为 2% CaCl_2 溶液交联 40 h, 制得直径为 3~5 mm 的凝胶球。

为优化凝胶球的性能, 前期对 SA 与沸石质量比 (1.5:0.5、1.5:1.0、1.5:1.5、1.5:2.0) 进行筛选。当 SA: 沸石质量比为 1.5:1.0 时, AnAOB 活性高, SA 比例过高时, 凝胶网络致密, AnAOB 活性显著下降; 而沸石过量则强度下降, 凝胶球易破碎。沸石粒径筛选试验表明, 粒径 < 100 目 (100~150 μm) 时, 凝胶层孔隙分布均匀, 传质性能好, AnAOB 活性较高, 优于粒径为 100~200 目的试验组。

(2) PD 污泥: 取自课题组^[10] 稳定运行 SBR 中的 PD 污泥, 接种后初始质量浓度约为 3 000 mg/L。

(3) 试验用水: 人工配制, 其中, 包埋 AnAOB 凝胶球活性所用废水主要成分包括乙酸钠、亚硝酸钠和氯化铵; PD-包埋 Anammox 特性所用废水主要成分包括乙酸钠、硝酸钾和氯化铵; 此外, 二者还投加了 KH_2PO_4 和微量元素^[8]。

1.3 试验方案

(1) 包埋 AnAOB 活性试验: 取 150 mL 含氨氮 (27.5 mg/L) 与 NO_2^- -N (30.0 mg/L) 的模拟废水, 分

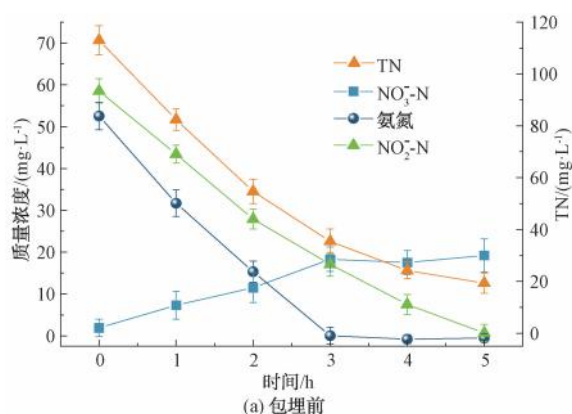
别加入等量游离 Anammox 污泥与包埋凝胶球 (MLVSS 质量浓度 = 1.2 g/L), 置于 120 r/min 恒温水浴振荡器 (30±1)℃ 反应 5 h, 每 30 min 取样测定氨氮、 NO_2^- -N、 NO_3^- -N 浓度, 计算最大比厌氧氨氧化活性(SAA)。

(2) PD-A 影响因素试验: 反硝化的 C/N = 2.86 (不考虑细胞合成) 和 4.0 (考虑细胞合成), 污水的 pH 值多为 6.0~9.0, 据此固定 pH 值 = 8.5, 设置 C/N 梯度为 3.0、3.5、4.0、4.5, 监测总氮(TN)去除率及亚硝酸盐积累率(NAR); 固定 C/N = 4.0, 调节 pH 值梯度为 5.5、6.5、7.5、8.5, 分析脱氮效能变化, pH 用 0.5 mol/L 的盐酸和 NaOH 调节。

(3) 耦合工艺稳定性试验: 将 15 g Anammox 污泥 (或包埋凝胶球) 投加至 PD-SBR 中, 连续运行 30 d, 每日监测氨氮、 NO_2^- -N、 NO_3^- -N 及 COD 浓度, 评估系统稳定性。

1.4 分析与计算方法

NO_3^- -N、 NO_2^- -N、COD、MLSS 和 MLVSS 均按国家标准进行测定^[11], 并在检测水样前经 0.45 μm 滤膜过滤。pH 利用 pH 计测定; 采用烘干称重法测量污泥的 MLSS 和 MLVSS。SAA、Anammox 贡献率与反硝化脱氮贡献率的计算参考 Mo 等^[12]方法。



1.5 数据统计与分析方法

本研究批式试验测定 3 次, 利用 SPSS 软件进行统计学分析, 设定统计检验显著性水平为 0.05, 若 $p < 0.05$ 判定为有显著性。

2 结果与讨论

2.1 Anammox 污泥包埋前后活性变化

包埋对 AnAOB 代谢活性的影响如图 1 所示。包埋前后系统均呈现典型 Anammox 代谢特征: 氨氮与 NO_2^- -N 浓度随时间呈线性下降, NO_3^- -N 生成量持续增加。反应 5 h 内, 未包埋 Anammox 污泥的氨氮、 NO_2^- -N 及 TN 去除率分别为 100.0%、98.8% 及 82.7%, SAA 达 0.47 g N/(g VSS·d)。包埋后, 氨氮和 NO_2^- -N 分别从 49.8 mg/L 和 56.4 mg/L 降至 1.1 mg/L 和 0.1 mg/L, 去除率分别为 97.8% 和 99.8%; NO_3^- -N 生成量由 4.4 mg/L 增至 17.7 mg/L, TN 去除率为 74.1%, 较包埋前下降 8.6 个百分点。包埋体系的 SAA 降至 0.38 g N/(g VSS·d) (降幅为 19.1%, $p = 0.044$), 表明 SA-沸石凝胶包埋对 SAA 具有显著抑制作用。值得注意的是, 反应后期 (3~5 h) 低基质浓度阶段 (氨氮质量浓度 < 5 mg/L), 包埋组 TN 去除速率较游离污泥下降 26%, 证实凝胶基质传质限制是导致活性衰减的关键因素。

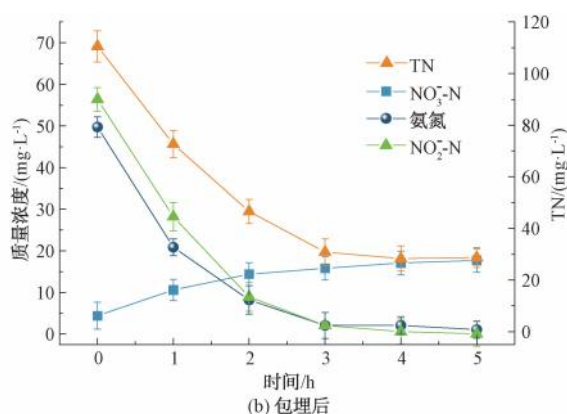


图 1 Anammox 颗粒污泥包埋前后的降解曲线

Fig. 1 Degradation Curves of Anammox Granular Sludge before and after Embedded

2.2 C/N 对 PD-包埋 Anammox 脱氮性能的影响

2.2.1 C/N 对碳氮转化的影响

通过批式试验解析 C/N 对 PD-A 耦合系统脱氮路径的影响 (图 2)。当 C/N = 3.0 时, COD 在 30 min 内快速去除 80%, 随后因碳源匮乏导致 PD 的亚硝酸盐供给速率低于 Anammox 消耗速率, NO_2^- -N 浓度持续下降。反应至 2 h 时, NO_2^- -N 因优先消耗

而耗尽, Anammox 反应被迫终止, 出水 NO_3^- -N 和氨氮质量浓度分别高达 20.1 mg/L 和 10.3 mg/L。

当 C/N 提升至 3.5 时, COD 在 2 h 内完全降解, PD 反应停止后 Anammox 仍优先消耗 NO_2^- -N, 最终出水中残留 NO_3^- -N (8.6 mg/L) 和氨氮 (2.0 mg/L)。值得注意的是, 当 C/N 升至 4.0 和 4.5 时, 耦合系统出水氮素浓度显著降低 (NO_3^- -N、氨氮质量浓度均 <

1.0 mg/L), 且 NO_2^- -N 峰值质量浓度由 24.5 mg/L 升至 25.6 mg/L, 这是由于 C/N 升高为 PD 提供了更充足的电子供体, 促进 NO_3^- -N 向 NO_2^- -N 的高效转化 (NAR 提升 14.3%)。进一步对比氨氮还原动力

学[图 2(c)~图 2(d)]发现, 高 C/N (4.0~4.5) 条件下氨氮去除速率降低 23%, 这源于 PD 过程对碳源的竞争性利用, 削弱了 Anammox 的底物可获得性^[13]。

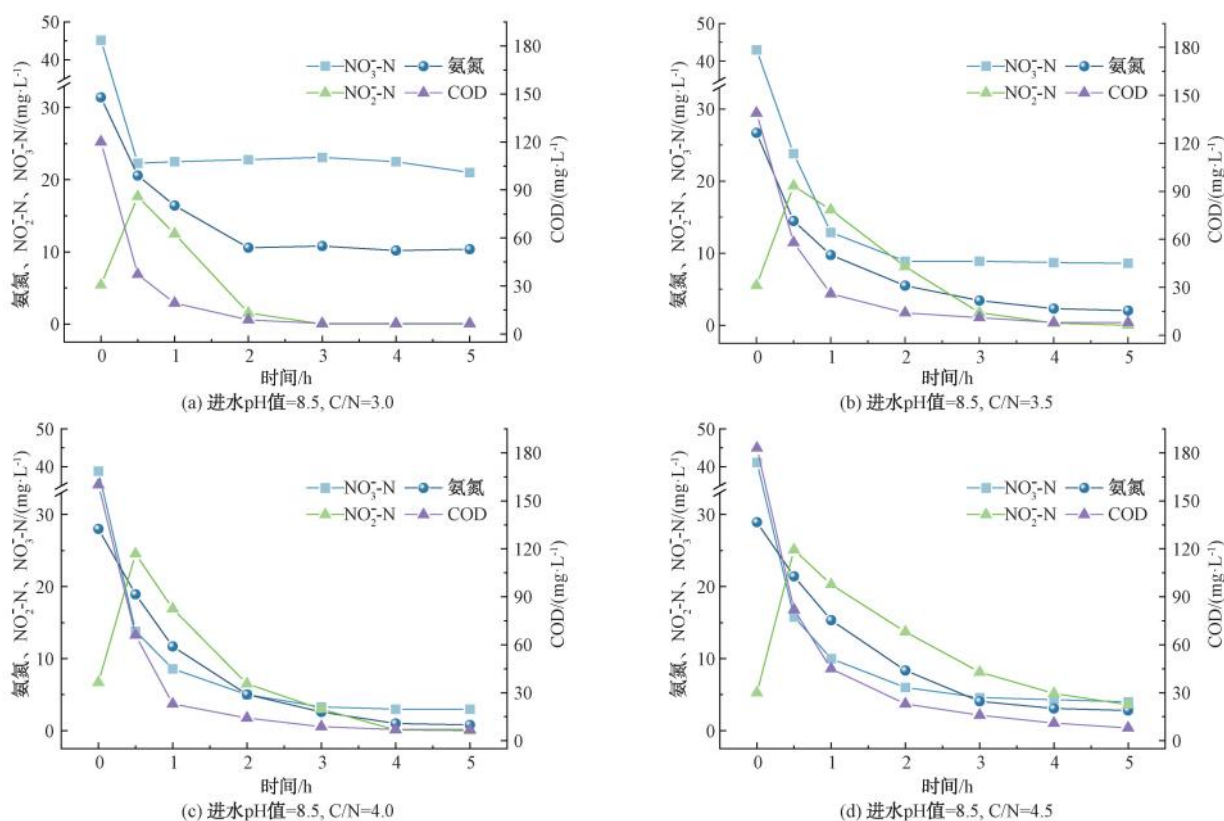


图 2 C/N 对耦合系统 C、N 转化特性的影响

Fig. 2 Influence of C/N on C and N Transformation Properties of Coupled Systems

2.2.2 C/N 对耦合系统脱氮效率及贡献率的调控

C/N 对 PD-A 耦合系统脱氮效率的影响如图 3 所示。随着 C/N 从 3.0 增至 4.5, 系统 TN 去除率由 53.5% 先升后降至 89.2%, 氨氮去除率同步从 66.3% 先升后降至 90.3%。当 C/N=4.0 时, 系统达到最佳脱氮效能, 氨氮与 TN 去除率分别为 97.1% 和 94.6%; 而 C/N 进一步增至 4.5 时, 二者去除率分别下降至 90.3% 和 89.2%, 这可能源于过量碳源引发的 AnAOB 活性抑制^[14]。

机制分析表明, 高 C/N (>4.0) 条件下, 异养反硝化菌通过竞争性利用碳源 (比生长速率 = 0.42 h⁻¹) 显著降低 AnAOB 对底物的获得。图 3(b) 进一步揭示, 当 C/N 由 3.5 升至 4.5 时, Anammox 贡献率从 85.7% 降至 80.0%, 而反硝化脱氮贡献率提升 5.7 个百分点 (由 14.3% 升至 20.0%), 证实碳源过剩会诱导系统脱氮路径从 PD-A 协同向全程反硝化

偏移。这一现象与 Chen 等^[15] 的研究结论一致: 当 COD 浓度超过临界阈值时, 异养菌的增殖速率远超 AnAOB, 导致功能菌群生态位失衡。

综上, C/N ≤ 3.5 时, 碳源匮乏导致 PD 反应不完全, NO_2^- -N 供给不足使 Anammox 反应提前终止 (出水 NO_3^- -N 质量浓度为 20.1 mg/L); C/N = 4.5 时, 过量碳源通过激活异养菌竞争抑制 AnAOB 代谢, 导致 TN 去除率回落至 90.3%。在 C/N=4.0 的优化条件下, 系统实现 PD 与 Anammox 的代谢平衡, TN 去除率达 94.6%。研究证实, 精准调控 C/N 可缓解碳源竞争压力, 维持功能菌群协同优势, 为工程化 PD-A 工艺的 C、N 调控提供理论依据。

2.3 pH 对 PD-包埋 Anammox 脱氮特性的影响

2.3.1 pH 对碳氮转化的影响

通过批式试验系统探究 pH 值为 5.5~8.5 对 PD-包埋 Anammox 耦合系统 C、N 转化特性的影响

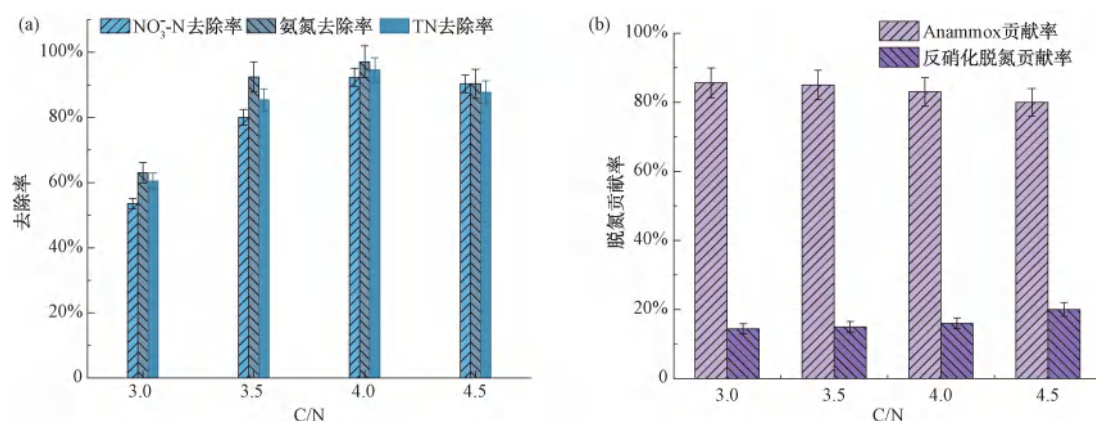


图 3 C/N 对耦合系统脱氮效率及贡献率的影响

Fig. 3 Effect of C/N on Efficiency and Contribution Rates of Nitrogen Removal in Coupled Systems

(图 4)。不同 pH 条件下, COD、NO₃⁻-N、NO₂⁻-N 及氨氮的浓度变化呈现相似规律: 反应初期 (0 ~ 30 min), 因碳源充足, PD 的 NO₂⁻-N 生成速率高于 Anammox 的消耗速率, NO₂⁻-N 浓度持续上升至峰值; 随着 COD 降解, PD 代谢速率降低, NO₂⁻-N 浓度逐渐下降, 直至 Anammox 因底物 (NO₂⁻-N 或氨氮)

耗尽而终止。

值得注意的是, 随 pH 值由 5.5 升至 8.5, 系统脱氮路径呈现显著优化: NO₂⁻-N 峰值质量浓度从 17.9 mg/L 升至 24.6 mg/L (增幅为 37.4%), 出水 NO₃⁻-N 与氨氮质量浓度分别由 5.2 mg/L 和 3.8 mg/L 降至 1.1 mg/L 和 0.5 mg/L。这表明碱性条

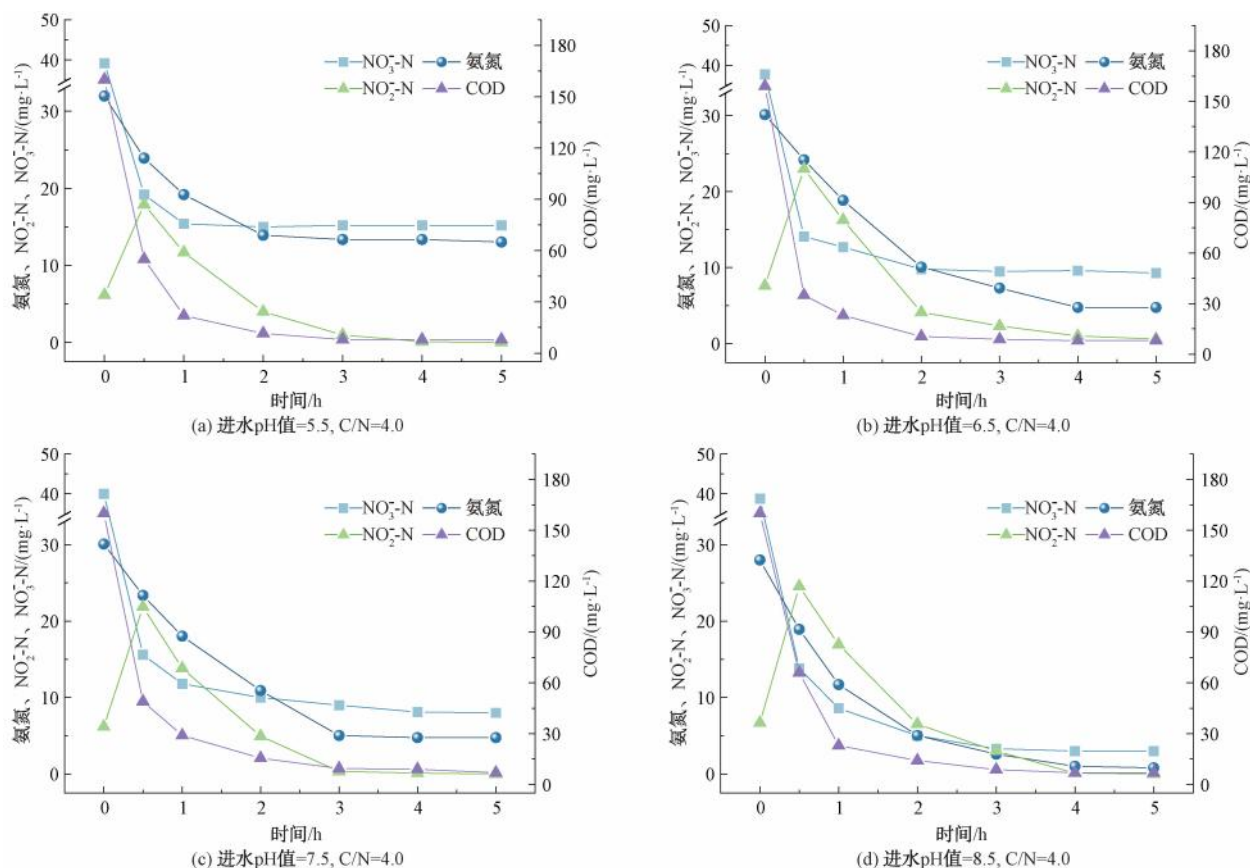


图 4 pH 值对耦合系统 C、N 转化特性的影响

Fig. 4 Effect of pH Values on C and N Transformation Characteristics of Coupled Systems

件(pH 值>7.5)可强化 PD 的 NO_2^- -N 供给能力,而酸性条件(pH 值=5.5)下,包埋凝胶球通过减少 H^+ 渗透胁迫,使 AnAOB 耐受 pH 值拓宽至 5.5~8.5。所有工况下,COD 去除率均稳定高于 90%,出水 NO_2^- -N 质量浓度低于 2.0 mg/L,证实系统脱氮效能受限于 PD 能否为 Anammox 提供充足的 NO_2^- -N 基质。

2.3.2 pH 对耦合系统脱氮效率及贡献率的影响

pH 对 PD-包埋 Anammox 耦合系统脱氮效率及贡献率的影响如图 5 所示。随着 pH 值由 5.5 升至 8.5,氨氮与 NO_3^- -N 去除率分别由 59.2% 和 61.2% 显著提升至 97.1% 和 92.3% [图 5(a)],TN 去除率在 pH 值=8.5 时达到峰值 94.6%。这一现象可归因于低 pH 条件抑制 NO_3^- -N 还原酶活性,导致 PD 过程中 NO_3^- -N 向 NO_2^- -N 的转化速率降低,同时促使更多 COD 被异养菌用于合成胞内储存物质^[10],而

非参与 PD 代谢,致使 Anammox 反应因 NO_2^- -N 供给不足提前终止。

脱氮贡献率分析表明[图 5(b)],所有 pH 条件下 Anammox 贡献率均维持在 80% 以上,其中 pH 值=8.5 时反硝化脱氮贡献率最高达 19.4%。这可能是由于碱性环境(pH 值>7.5)下较高的 NO_2^- -N 质量浓度(峰值为 24.6 mg/L)促使部分 NO_2^- -N 通过全程反硝化直接还原为 N_2 ^[16]。值得注意的是,包埋凝胶使 AnAOB 对 pH 值耐受降低至 5.5,主要归因于 2 点。①包埋材料的结构性能调控:SA 与沸石中 Al^{3+} 等交联形成的三维网络结构可有效阻隔外部 H^+ 的渗透^[17],从而降低内部微环境的 H^+ 浓度。②包埋材料的分子调控作用:沸石表面富含的硅羟基($\text{Si}-\text{OH}$)和铝氧基($\text{Al}-\text{O}^-$)可与 H^+ 发生离子交换^[18],降低局部酸性。

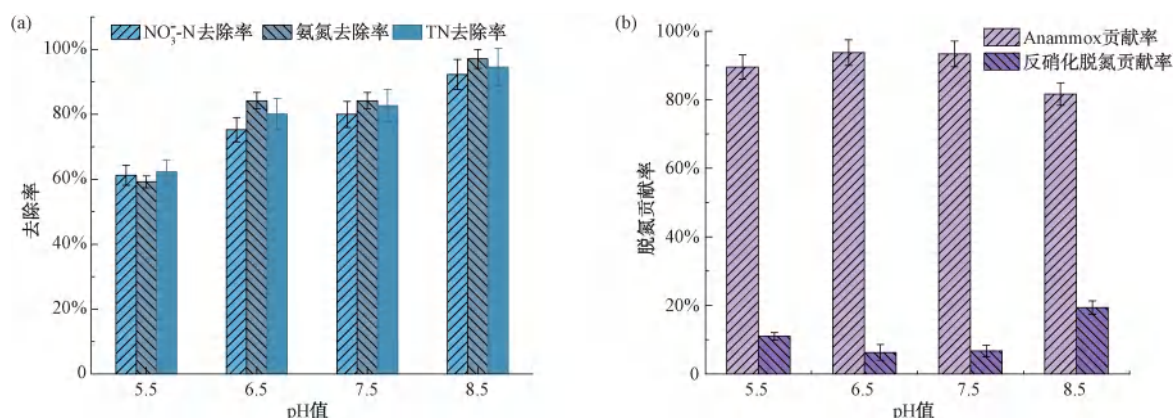


图 5 pH 值对耦合系统脱氮效率及贡献率影响

Fig. 5 Effect of pH Values on Nitrogen Removal Efficiency and Contribution Rates of Coupled Systems

上述结果表明,pH 主要通过调控 PD 阶段的 NO_3^- -N 还原效率影响系统脱氮性能,而包埋基质通过物理化学缓冲作用缓解极端 pH 对 AnAOB 的代谢抑制,为复杂水质条件下 PD-A 工艺的稳定运行提供技术支撑。

2.4 PD-包埋 Anammox 耦合工艺连续运行的稳定性

为探究包埋技术对 PD-A 耦合工艺长期运行稳定性的影响,对比分析了包埋与否对脱氮性能的影响(图 6)。未包埋体系中,反应器脱氮效能随运行时间显著下降:初期(第 1 d)氨氮与 NO_3^- -N 去除率分别为 73.8% 和 97.8%,TN 去除率达 85.3%,Anammox 贡献率为 74.1%,表明 AnAOB 在启动阶段具有较高活性;运行至第 7 d,出水氨氮与 NO_2^- -N 浓度分别升至

13.8 mg/L 和 10.6 mg/L,Anammox 贡献率降至 60.6%,AnAOB 活性衰减显著,据此推断 AnAOB 不断流失;至第 14 d,氨氮去除率仅为 5.1%(出水氨氮质量浓度为 25.5 mg/L),证实 AnAOB 因倍增周期长(14 d)在排泥过程中被持续淘洗,导致其丰度与功能丧失。相比之下, NO_3^- -N 去除率仍维持 98.1%,据此判定反硝化菌的主导地位。随着 AnAOB 的流失,反硝化菌在竞争 NO_2^- -N 的过程中更具优势,这也是反硝化去除率不断升高的原因。

与此相比,包埋体系在相同条件下表现出显著稳定性:运行 7 d 后 TN 去除率从 95.1% 降至 84.4% (下降 10.7 个百分点),较未包埋系统提升 20.3 个百分点;出水氨氮质量浓度仅从 1.2 mg/L 升至 5.3 mg/L,远低于未包埋体系(25.5 mg/L),证实凝胶球

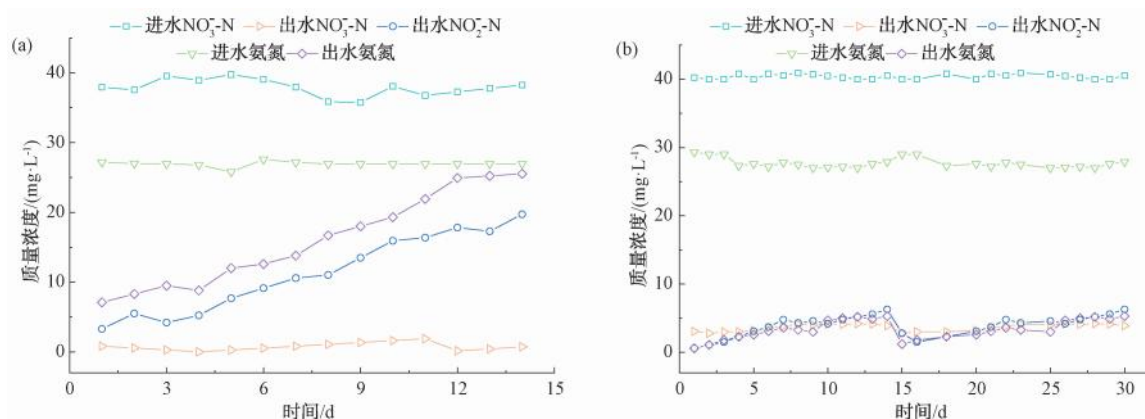


图6 (a)PD-A 与(b)PD-包埋 Anammox 系统运行稳定性

Fig. 6 Operational Stability of (a) PD-A and (b) PD-Embedded Anammox Systems

通过物理屏障作用有效滞留 AnAOB,使其与反硝化菌协同生长。全程运行中,包埋体系的 NO_3^- -N 与氨氮平均去除率分别为 90.4% 和 88.4%,表明 PD 与 Anammox 的代谢协同性显著增强。

进一步分析包埋凝胶球形态演化(图 7)发现,随运行时间延长(1~28 d),部分凝胶颗粒因内部产气(N_2)释放形成的微孔结构会削弱凝胶网络力学

稳定性,进而引发溶胀破裂^[19]。据此推断,部分凝胶球强度不够,其寿命仅为 1 个月左右。溶胀破裂初期可能提升孔隙率,促进底物扩散;但随着破裂程度加深,凝胶球核心结构受损,有效传质面积减少,导致局部传质效率下降。尽管其核心结构仍维持完整,但表面破裂可能造成部分 AnAOB 流失,长期运行易导致脱氮效率的下降。

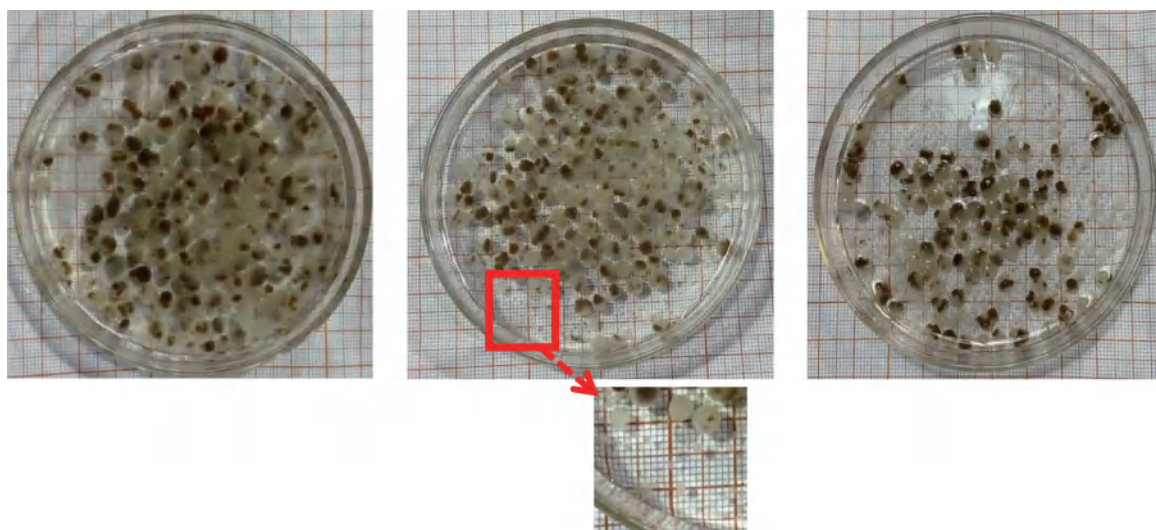


图7 包埋 Anammox 污泥形态变化

Fig. 7 Morphological Changes in Embedded Anammox Sludge

SA 来源于褐藻,沸石为天然矿物,二者来源广泛。经估算,包埋材料的成本为 80~100 元/kg,与纯凝胶相比,SA-沸石包埋体系的综合成本降低 35%~40%,经济上具有优势。而且,该体系的处理效率显著优于传统 PD-A 工艺,但长期运行的稳定性还有待进一步验证,以确定该技术应用于实际工程的可行性。

3 结论

(1)SA-沸石复合凝胶包埋显著提升 AnAOB 的环境抗性,但其 SAA 降至 0.38 g N/(g VSS·d),因传质限制包埋工艺对 AnAOB 活性产生抑制作用(降幅为 19.1%)。

(2)通过解析 C/N 与 pH 的调控机制,确定 PD-A 耦合系统的最优运行条件为 C/N=4.0、pH 值=

8.5。在此条件下,PD 与 Anammox 代谢高效协同,TN 去除率达 94.6%。

(3)连续运行 30 d 的稳定性试验表明,包埋体系通过物理屏障作用有效持留 AnAOB,TN 去除率稳定维持在 84.4%,较未包埋系统提升 20.3 个百分点。尽管其核心结构仍维持完整,但表面破裂可能造成部分 AnAOB 流失,因此,长期运行的稳定性还有待进一步验证,以评估其工程应用的可行性。未来研究可聚焦于开发 SA 基复合载体材料,或通过优化沸石-SA 界面修饰技术,在不牺牲传质效率的前提下,提升凝胶球抗压强度。

参考文献

- [1] 邓玉坤,张大超,赵杰俊,等. 短程硝化-厌氧氨氧化组合工艺在脱氮领域的研究进展 [J]. 环境污染与防治, 2022; 44(2): 251-256.
DENG Y K, ZHANG D C, ZHAO J J, et al. Research progress of partial nitrification-anaerobic ammonia oxidation combined process in the field of de-nitrification [J]. Environmental Pollution & Control, 2022, 44(2): 251-256.
- [2] 卢峥,赵俊廷,吴朕君,等. 厌氧膜生物反应器的发展及其耦合厌氧氨氧化脱氮的研究综述 [J]. 环境污染与防治, 2024; 46(5): 734-740.
LU Z, ZHAO J T, WU Z J, et al. A review of the development of AnMBR and its coupling with ANAMMOX for nitrogen removal [J]. Environmental Pollution & Control, 2024, 46(5): 734-740.
- [3] 张驰,王超,沙宏举,等. 室温条件下电场缓解高氮负荷抑制厌氧氨氧化性能的研究 [J]. 环境污染与防治, 2023, 45(9): 1202-1207.
ZHANG C, WANG C, SHA H J, et al. The ability of electric field to relieve the inhibition of high nitrogen loading on Anammox at room temperature [J]. Environmental Pollution & Control, 2023, 45(9): 1202-1207.
- [4] ZHANG Q, LIN J G, KONG Z, et al. A critical review of exogenous additives for improving the Anammox process [J]. Science of the Total Environment, 2022, 833: 155074. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.155074.
- [5] 罗佳欣,张大超,苏昊,等. 厌氧氨氧化菌固定化技术及其研究进展 [J]. 工业水处理, 2024, 44(11): 35-41.
LUO J X, ZHANG D C, SU H, et al. Technology and research progress of Anammox bacteria immobilization [J]. Industrial Water Treatment, 2024, 44(11): 35-41.
- [6] 万琼,李凌宜,张新艳,等. 包埋厌氧氨氧化菌的影响因素与研究现状 [J]. 水处理技术, 2023, 49(9): 26-33.
WAN Q, LI L Y, ZHANG X Y, et al. Influencing factors and research status of encapsulated Anammox bacteria [J]. Technology of Water Treatment, 2023, 49(9): 26-33.
- [7] 许静怡,杜俊,杨一烽,等. PN/A 双菌层系统的构建及其脱氮性能 [J]. 环境科学, 2018, 39(8): 3767-3774.
XU J Y, DU J, YANG Y F, et al. Nitrogen removal of double-bacteria-layer system via PN/A process [J]. Environmental Science, 2018, 39(8): 3767-3774.
- [8] 吕永涛,王重阳,鞠恺,等. 厌氧氨氧化颗粒污泥内部原位生物活性与 N₂O 产生特性 [J]. 中国环境科学, 2023, 43(4): 1582-1589.
LÜ Y T, WANG C Y, JU K, et al. In situ biological activity and N₂O production characteristics inside Anammox granular sludge [J]. China Environmental Science, 2023, 43(4): 1582-1589.
- [9] DONGEN U, JETTEN M S M, LOOSDRECHT M C M. The SHARON[®]-Anammox[®] process for treatment of ammonium rich wastewater [J]. Water Science and Technology, 2001, 44(1): 153-160.
- [10] LÜ Y T, SU Y X, LI M T, et al. Achievement of partial denitrification in SBR treating acidic wastewater: Performance and mechanism of nitrite accumulation [J]. Journal of Water Process Engineering, 2023, 55: 104251. DOI: 10.1016/j.jwpe.2023.104251.
- [11] 国家环境保护总局《水和废水监测分析方法》编委会. 水和废水监测分析方法 [M]. 4 版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
State Environmental Protection Administration The Water and Wastewater Monitoring Analysis Method Editorial Board. Water and wastewater monitoring analysis method [M]. 4th ed. Beijing: China Environmental Science Press, 2002.
- [12] MO H Z, LIN L, ZHANG Q, et al. Interactions and coupling mechanisms between Anammox, partial denitrification (PD) and hydroxyapatite (HAP) biomineralization in a PD/A-HAP system [J]. Chemical Engineering Journal, 2024, 487: 150537. DOI: 10.1016/j.cej.2024.150537.
- [13] CAO S B, DU R, LI B K, et al. Nitrite production from partial-denitrification process fed with low carbon/nitrogen (C/N) domestic wastewater: Performance, kinetics and microbial community [J]. Chemical Engineering Journal, 2017, 326: 1186-1196. DOI: 10.1016/j.cej.2017.06.066.
- [14] DU R, CAO S B, PENG Y Z, et al. Combined partial denitrification (PD)-Anammox: A method for high nitrate wastewater treatment [J]. Environment International, 2019, 126: 707-716. DOI: 10.1016/j.envint.2019.03.007.
- [15] CHEN H, LIU K, YANG E Z, et al. A critical review on microbial ecology in the novel biological nitrogen removal process: Dynamic balance of complex functional microbes for nitrogen removal [J]. Science of the Total Environment, 2023, 857: 159462. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.159462.

(下转第 128 页)

- osmosis (RO) in the coal chemical plant [D]. Xi'an: Xi'an Polytechnic University, 2021.
- [5] 程晓婷, 张爱国, 马明安. 一种硅垢清洗剂及其制备方法和应用: 202110585033. 7[P]. 2021-05-27.
CHEN X T, ZHANG A G, MA M A. The invention discloses a preparation method and application of a silicon scale cleaning agent; 202110585033. 7[P]. 2021-05-27.
- [6] 陈启俊. 硅垢防治法[J]. 工业水处理, 1985, 8(3): 18-22.
CHEN Q J. Silicon scale control method[J]. Industrial Water Treatment, 1985, 8(3): 18-22.
- [7] 赵东升, 宋基瑜, 林治全, 等. 纳滤/反渗透膜硅垢形成影响因素及控制策略研究进展[J]. 化工进展, 2023, 42(11): 5920-5928.
ZHAO D S, SONG J Y, LIN Z Q, et al. Research progress on influencing factors and control strategies of silicascale formation in nanofiltration/reverse osmosis membranes[J]. Chemical Industry and Engineering Progress, 2023, 42(11): 5920-5928.
- [8] 纪志国. 高密度沉淀池在废水化学除硬中的研究与应用[J]. 科技资讯, 2019, 17(31): 56-57.
JI Z G. Research and application of high density sedimentation tank in chemical dehardening of wastewater [J]. Science & Technology Information, 2019, 17(31): 56-57.
- [9] 郁振标, 侯晓帮, 吕森, 等. 除硬度为目标的工业水厂工艺流程及药剂投加[J]. 净水技术, 2023, 42(10): 124-130.
YU Z B, HOU X B, LÜ M, et al. Process flow and chemical dosing under the target of hardness removal in industrial water treatment plant [J]. Water Purification Technology, 2023, 42(10): 124-130.
- [10] 史元腾, 王小强, 寇光辉, 等. 反渗透浓盐水双碱法除硬与除硅工艺研究[J]. 水处理技术, 2019, 45(12): 110-112, 117.
SHI Y T, WANG X Q, KOU G H, et al. The treatment of silica and hardness by double-alkali method for reverse osmosis high-salinity water [J]. Technology of Water Treatment, 2019, 45(12): 110-112, 117.
- [11] 祝海涛, 吴雅琴, 杨波. 工业废水处理中除硅工艺研究[J]. 水处理技术, 2023, 49(4): 38-40.
ZHU H T, WU Y Q, YANG B. Study on silicon removal process in industrial wastewater treatment [J]. Technology of Water Treatment, 2023, 49(4): 38-40.
- [12] 党平, 赛世杰, 张娜, 等. 偏铝酸钠去除高盐废水中二氧化硅的试验研究[J]. 工业水处理, 2019, 39(7): 74-76.
DANG P, SAI S J, ZHANG N, et al. Experimental study on removal of silicon dioxide in high salt wastewater by sodium aluminate[J]. Industrial Water Treatment, 2019, 39(7): 74-76.
- [13] 刘松涛, 党小梅, 贾文瑶, 等. 高盐废水同步除硬除硅实验研究[J]. 工业水处理, 2023, 43(10): 71-78.
LIU S T, DANG X M, JIA W Y, et al. Synchronous hardness and silicon removal of high-salt wastewater[J]. Industrial Water Treatment, 2023, 43(10): 71-78.

(上接第 92 页)

- [16] ZHANG Z Z, ZHANG Y, CHEN Y G. Recent advances in partial denitrification in biological nitrogen removal: From enrichment to application [J]. Bioresource Technology, 2020, 298: 122444. DOI: 10.1016/j.biortech. 2019. 122444.
- [17] LIU F J, LI W, ZHOU Y S. Preparation and characterization of magnetic sodium alginate-modified zeolite for the efficient removal of methylene blue[J]. Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects, 2021, 629: 127403. DOI: 10.1016/j.colsurfa. 2021. 127403.
- [18] YANG Y, JIANG W B, JIANG J L, et al. Synthesis of hierarchical ZSM-5 zeolites templated by sodium alginate toward enhanced catalytic activity for esterification[J]. Journal of Solid State Chemistry, 2020, 292: 121686. DOI: 10.1016/j.jssc. 2020. 121686.
- [19] 池伟利, 杨宏. 厌氧氨氧化包埋填料处理稀土尾矿废水的中试脱氮和优化 [J]. 化工进展, 2023, 42(1): 506-516.
CHI W L, YANG H. Pilot-scale nitrogen removal and optimization of anammox immobilized fillers in the treatment of rare earth tailings wastewater [J]. Chemical Industry and Engineering Progress, 2023, 42(1): 506-516.