

污水处理与回用

牛云峰, 王重阳, 吕永涛. 循环流污泥床反应器 anammox 工艺颗粒污泥形成与脱氮特性[J]. 净水技术, 2026, 45(7): 78-85.

Niu Y F, Wang C Y, Lü Y T. Formation of granular sludge and denitrification characteristics in a circulating sludge bed reactor with anammox process [J]. Water Purification Technology, 2026, 45(7): 78-85.

循环流污泥床反应器 anammox 工艺颗粒污泥形成与脱氮特性

牛云峰¹, 王重阳², 吕永涛^{2,*}

(1. 鄂尔多斯市东胜区水务投资建设集团有限公司, 内蒙古鄂尔多斯 017099; 2. 西安建筑科技大学环境与市政工程学院, 陕西西安 710055)

摘要 【目的】针对厌氧氨氧化(anammox)菌生长缓慢、启动周期长及低氨氮质量浓度含氮废水处理稳定性不足等问题, 本文构建循环流污泥床反应器, 探究其快速启动、稳定脱氮及颗粒污泥形成机制。【方法】以解体 anammox 絮体污泥为接种污泥, 采用人工配水连续运行, 调节水力停留时间(HRT)(1.2~10.0 h)和进水氨氮质量浓度(50~110 mg/L), 考察水力负荷与基质质量浓度变化对脱氮性能的影响; 测定污泥粒径、比厌氧氨氧化活性(SAA)及胞外聚合物(EPS)中蛋白质(PN)和多糖(PS)含量, 分析颗粒化与脱氮活性的关系。【结果】反应器在35 d内成功启动, 氨氮和亚硝酸盐氮去除率分别由13.80%和30.59%升至90.17%和88.77%。在HRT缩短和进水质量浓度波动条件下, 系统经2~24 d可恢复稳定, 表现出良好抗冲击性。运行末期污泥平均粒径增至405.1 μm , >500 μm 颗粒占比达35.74%; SAA最高为0.437 g N/(g VSS $\cdot$ d), 粒径与SAA呈显著正相关($R^2=0.94$)。颗粒污泥EPS总量高于絮体污泥, PN含量显著高于PS, 且呈紧密结合型EPS(TB-EPS)>松散型EPS(LB-EPS)>溶解性EPS(S-EPS)分布。【结论】本文实现了anammox的快速启动与颗粒化培养, 证实增大污泥粒径可有效提升脱氮活性, 且EPS(尤其是PN)是颗粒化形成的关键因素。结果为该工艺的推广应用提供了理论与技术依据。

关键词 循环流; 污泥床反应器; 厌氧氨氧化; 颗粒污泥; 低氮废水

中图分类号: X703 文献标志码: A 文章编号: 1009-0177(2026)07-0078-08

DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2026.07.009

Formation of Granular Sludge and Denitrification Characteristics in a Circulating Sludge Bed Reactor with Anammox Process

Niu Yunfeng¹, Wang Chongyang², Lü Yongtao^{2,*}

(1. Ordos Dongsheng District Water Investment and Construction Group Co., Ltd., Ordos 017099, China;

2. School of Environmental and Municipal Engineering, Xi'an University of Architecture and Technology, Xi'an 710055, China)

Abstract [Objective] To address the slow growth of anaerobic ammonium oxidation (anammox) bacteria, the long start-up period of the anammox process, and the insufficient operational stability in treating nitrogen-containing wastewater with low ammonium mass concentrations, a circulating flow sludge bed reactor is constructed to investigate rapid start-up, stable nitrogen removal, and the formation mechanism of granular sludge. [Methods] Disintegrated anammox flocculent sludge was used as the inoculum, and the reactor was continuously operated with synthetic wastewater. By adjusting the hydraulic retention time (HRT) (1.2–10.0 h) and influent ammonium nitrogen mass concentration (50–110 mg/L), the effects of hydraulic loading and substrate concentration variation on nitrogen removal performance were evaluated. Meanwhile, sludge particle size, specific anammox activity (SAA), and the contents of proteins (PN) and polysaccharides (PS) in extracellular polymeric substances (EPS) were determined to analyze the relationship between sludge granulation and nitrogen removal activity. [Results] The reactor was successfully started up within 35 d. The removal

[收稿日期] 2026-01-24

[基金项目] 陕西省重点研发项目(2025SF-YBXM-276)

[作者简介] 牛云峰(1971—), 男, 高级工程师, 主要从事给水排水、污泥处理与资源化研究和管理等工作, E-mail: niuyunfeng8888@163.com。

[通信作者] 吕永涛(1980—), 男, 副教授, 研究方向为污水处理与资源化, E-mail: hybos2000@126.com。

efficiencies of ammonium nitrogen and nitrite nitrogen increased from 13.80% and 30.59% to 90.17% and 88.77%, respectively. Under shortened HRT and influent mass concentration fluctuations, the system recovered stability within 2–24 d, indicating good shock resistance. At the end of operation, the average sludge particle size increased to 405.1 μm , and particles larger than 500 μm accounted for 35.74%. The maximum SAA reached 0.437 g N/(g VSS $\cdot$ d), and sludge particle size showed a significant positive correlation with SAA ($R^2=0.94$). The total EPS content in granular sludge was higher than that in flocculent sludge. The PN content was significantly higher than the PS content, and the EPS fractions followed the order of tightly-bound EPS (TB-EPS)>loosely-bound EPS (LB-EPS)>soluble EPS (S-EPS). [Conclusion] This paper achieves rapid start-up of the anammox process and successful cultivation of anammox granular sludge. The result confirms that increasing sludge particle size can effectively enhance nitrogen removal activity, and that EPS, especially proteins, plays a key role in sludge granulation. These findings provide a theoretical and technical basis for the wider application of this process.

Keywords cyclic flow; sludge bed reactor; anaerobic ammonium oxidation (anammox); granular sludge; low-nitrogen wastewater

水体富营养化是含氮废水超标排放的主要生态风险^[1]。为应对这一挑战,污水生物脱氮技术已成为水处理领域的研究热点。随着可持续发展理念的不断深化,传统硝化-反硝化工艺因其流程冗长、能耗高等弊端日益凸显,亟须开发高效节能的新型生物脱氮技术^[2]。厌氧氨氧化(anammox)技术基于自养型厌氧氨氧化菌(AnAOB),以亚硝酸盐为电子受体直接将氨氮转化为氮气,具有反应路径简洁、脱氮高效等显著优势,被誉为最具发展前景的生物脱氮技术之一^[3]。

然而,AnAOB生长缓慢,反应器的快速启动是实现其工程化稳定运行的关键^[4]。研究^[5]表明,AnAOB具有聚集生长的特性,构建生物膜或颗粒污泥系统是富集并持留较高的生物量含量,进而缩短启动周期的有效策略。尽管anammox技术在处理高氨氮废水(如污泥消化液、味精废水等,氨氮质量浓度常高于200 mg/L)中已相对成熟,但在处理低质量浓度含氮废水(如城镇污水等,氨氮质量浓度常低于100 mg/L)时,仍普遍面临运行稳定性差、效率波动等问题^[6-8]。

本文构建了循环流污泥床反应器,通过接种anammox絮体污泥,探究其处理低质量浓度含氮废水的快速启动与运行特性。在此基础上,重点考察了水力停留时间(HRT)与进水氮质量浓度冲击对反应器性能的影响规律,并深入分析了低进水质量浓度下污泥形态结构的演变特征。旨在为anammox工艺应用于低质量浓度含氮废水处理提供理论依据与技术参考。

1 材料和方法

1.1 试验装置

本试验构建了循环流污泥床反应器(图1),其

有效容积和总容积分别为3.5 L和4.2 L,通过加设挡板实现了反应器内部流态的循环,并有助于颗粒污泥的形成。反应器采用蠕动泵进行连续流运行,通过调节进水流量控制HRT在1.2~10.0 h。运行期间未进行主动排泥操作,污泥主要通过絮体污泥随出水自然流失。基于污泥流失情况,估算污泥龄(SRT)约为30 d。

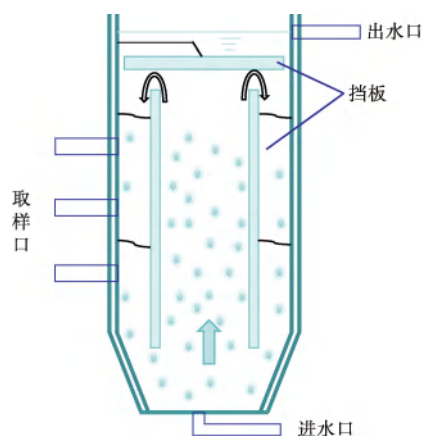


图1 试验装置

Fig. 1 Experimental Setup

1.2 试验废水和接种污泥

本试验接种污泥为解体的anammox絮体污泥,挥发性混合液悬浮固体(MLVSS)和混合液悬浮固体(MLSS)质量浓度的比值为0.76,接种后反应器中初始质量浓度为4 000 mg/L(以MLSS计)。人工配制试验废水,主要基质包括 NH_4Cl 和 NaNO_2 ,控制进水pH值为 7.8 ± 0.2 。在启动阶段,进水氨氮质量为 $(105.14\pm6.0)\text{mg/L}$,进水氨氮与亚硝酸盐氮质量浓度比为1.00:1.32,模拟城镇污水处理厂氮素水平,试验过程中,通过改变进水流量和质量浓度研究进水氮负荷对反应器的影响。

1.3 分析方法

亚硝酸盐氮、氨氮、硝酸盐氮、MLSS 和 MLVSS 质量浓度均按照《水和废水监测分析方法》(第四版)^[9]进行测定,总氮(TN)质量浓度为亚硝酸盐氮、氨氮、硝酸盐氮质量浓度之和。污泥的比厌氧氨氧化活性(SAA)和反硝化活性(SDA)的测定参考 Zhou 等^[6]的方法。污泥粒径采用激光粒度分析仪进行测定。采用改进的加热法提取污泥的胞外聚合物(EPS)[溶解性 EPS(S-EPS)、松散型 EPS(LB-EPS)、紧密结合型 EPS(TB-EPS)],具体步骤为:污泥样品经离心(5 000 r/min、10 min、4 ℃)后,依次通过 0.05%(质量分数)NaCl 溶液重悬、60 ℃水浴(30 min)和超声破碎(20 kHz、5 min、冰浴)分离各组分^[10]。蛋白质(PN)含量采用 Lowry 法测定(牛血清蛋白标准品,750 nm),多糖(PS)采用苯酚-硫酸法测定(葡萄糖标准品,490 nm),均经 0.45 μm 滤膜过滤后检测,每个样品平行测定 3 次^[11]。

2 结果与讨论

2.1 反应器的启动与运行特性

将 anammox 絮体污泥接种至循环流污泥床反应器。反应器启动与运行过程中氮素转化及脱氮性

能变化如图 2 所示,初期进水氨氮和亚硝酸盐氮质量浓度分别为 (103.9 ± 1.3) mg/L 和 (122.7 ± 2.5) mg/L, HRT 设定为 10 h, 进水氮负荷为 $0.56 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 。在此条件下,反应器内的 AnAOB 逐渐适应环境,anammox 反应活性稳步增强,氨氮和亚硝酸盐氮去除率分别由初始的 13.80% 和 30.59% 提升至第 35 d 的 90.17% 和 88.77%, 反应器脱氮性能大幅提升并保持稳定。阶段末期(第 35 d),系统 TN 去除负荷达 $0.44 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$, TN 去除率升至 79.54%。这一脱氮效能的持续提升与稳定,表明 AnAOB 已逐渐成为优势菌群,符合 anammox 反应器启动成功的核心判据^[12], 标志着 anammox 的成功启动。

如图 2 所示,运行初期(1~15 d),出水氨氮和亚硝酸盐氮质量浓度呈现显著波动。该阶段为微生物对新环境的适应期,微生物在适应过程中会发生胞内物质释放与 EPS 组分重构,同时部分微生物因环境胁迫发生自溶而释放氨氮和有机碳源等污染物^[13]。鉴于 anammox 系统通常为多菌种共生体系,反应器内可能存在其他消耗氨氮和亚硝酸盐氮的微生物。前期运行未采用氮气吹脱进水溶解氧,导致

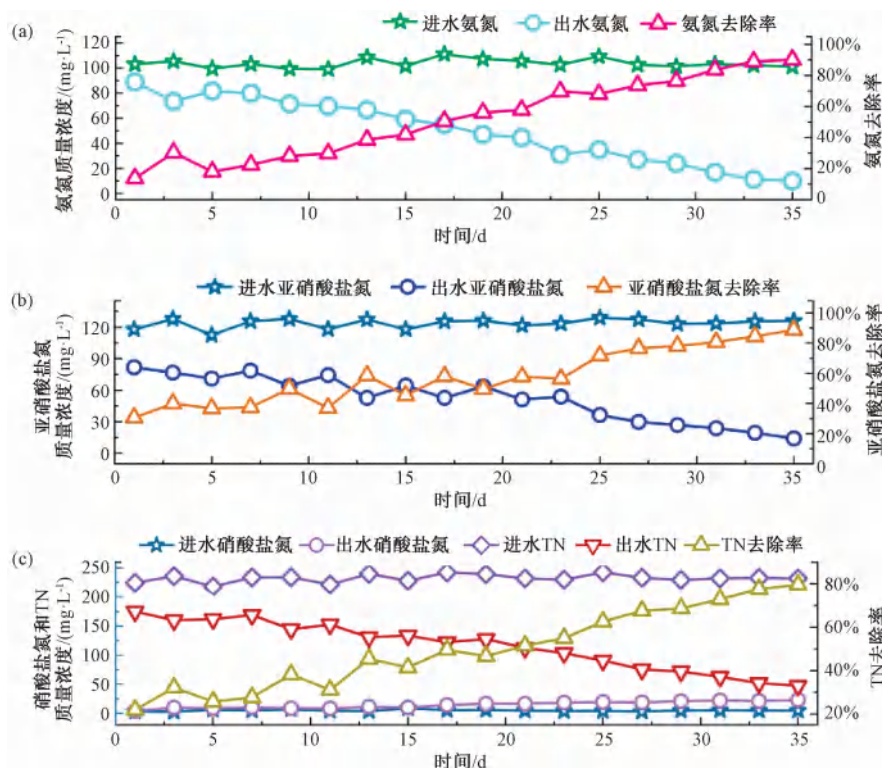


图 2 anammox 的启动与运行特性

Fig. 2 Start-Up and Operational Characteristics of Anammox

氨氧化细菌(AOB)可能消耗氨氮并产生亚硝酸盐氮以维持生长。van Kessel等^[14]报道了一种新型硝化菌,其同时具备AOB和亚硝酸盐氧化细菌(NO_B)的全套功能基因,可利用亚硝酸盐氮将氨氮转化为硝酸盐氮,实现完全硝化反应。同时,反硝化细菌可利用菌体裂解释放的有机质进行反硝化作用,去除部分亚硝酸盐氮和硝酸盐氮。此外,启动期AOB与共生菌群之间的协同与竞争关系,会直接影响氮素转化路径的稳定性^[15],这也是导致反应器出水氮素波动的重要原因之一。35 d后系统脱氮效能稳定,标志着启动后的稳定运行。与采用好氧活性污泥作为接种源启动anammox反应器所需的150 d相比^[16],本文成功将启动时间大幅缩短至35 d。试验通过将解体的anammox絮体污泥作为接种物,在适宜的流态与水质条件下,实现了反应器快速、系统的启动,从而显著提高了启动效率。

2.2 水力负荷与进水基质质量浓度对反应器脱氮性能的影响

(1) 水力负荷对脱氮性能的影响

为探究anammox工艺的耐负荷冲击性能,在第1~5阶段(37~149 d)降低进水氮质量浓度,将进水

氨氮和亚硝酸盐氮平均质量浓度分别维持在54.09 mg/L和67.71 mg/L左右。HRT由6 h逐步缩短至4.0、2.4、1.7 h和1.2 h,平均进水氮负荷由0.51 kg/(m³·d)相应提升至0.73、1.21、1.73 kg/(m³·d)和2.48 kg/(m³·d)。在此过程中,出水氨氮和亚硝酸盐氮质量浓度均呈先升后降趋势,反应器分别历时12 d(阶段1)、14 d(阶段2)、10 d(阶段3)、32 d(阶段4)和23 d(阶段5)恢复水质稳定,最终氨氮和亚硝酸盐氮去除率稳定在95%和93%以上。这一恢复特性与AOB在水力负荷冲击下的适应性机制相关:水力剪切力会调控污泥EPS组成,尤其是TB-EPS的提升可增强污泥聚集稳定性,减少流失,从而加速系统恢复^[13]。各阶段末期出水TN质量浓度波动较小,TN去除率依次达86.21%、87.67%、87.29%、86.34%和86.77%。

如图3所示,对不同水力负荷条件下动态变化特性分析发现,阶段1(37~49 d):HRT骤减导致初期氨氮和亚硝酸盐氮去除率小幅下降,随运行持续恢复,至第49 d,氨氮和亚硝酸盐氮去除率分别达96.63%和93.58%。阶段2(51~65 d):氨氮去除率

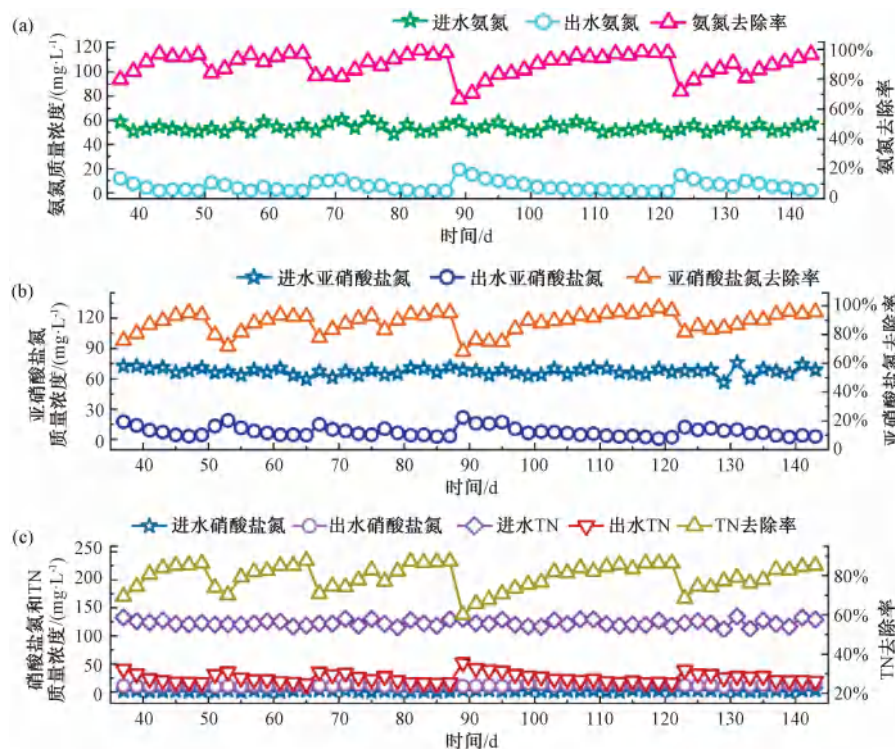


图3 水力负荷对脱氮性能的影响特性

Fig. 3 Influence Property of Hydraulic Loading on Nitrogen Removal Performance

仅用 4 d(第 55 d)恢复至 93.16%,而亚硝酸盐氮去除率经 10 d(第 61 d)恢复至 93.43%并维持稳定。阶段 3(67~87 d):氮负荷由 $0.73 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 升至 $1.21 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ (增幅为 65.8%),未观察到明显抑制现象。阶段 4(89~121 d):系统故障导致部分污泥流失,使系统恢复时间延长至 24 d。阶段 5(123~149 d):氮负荷升至 $2.48 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ (较阶段 4 增幅为 43.4%),为最大冲击负荷。第 123 d 氨氮、亚硝酸盐氮和 TN 去除率骤降至 71.92%、81.70%和 68.34%,微生物表现出明显不适应。经

AnAOB 进一步富集,第 143 d 脱氮性能恢复至最佳水平并稳定运行。

(2) 进水质量浓度对脱氮性能的影响

如图 4 所示,为探究基质质量浓度变化对 anammox 反应器抗冲击性能的影响,设置以下运行阶段。第 6 阶段(151~165 d):提高进水基质质量浓度(氨氮为 100.76 mg/L ,亚硝酸盐氮为 132.51 mg/L),延长 HRT 至 2.0 h,氮负荷为 $2.87 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 。系统运行稳定,出水氨氮和亚硝酸盐氮未出现显著波动,仅需 2 d 即可恢复稳态。

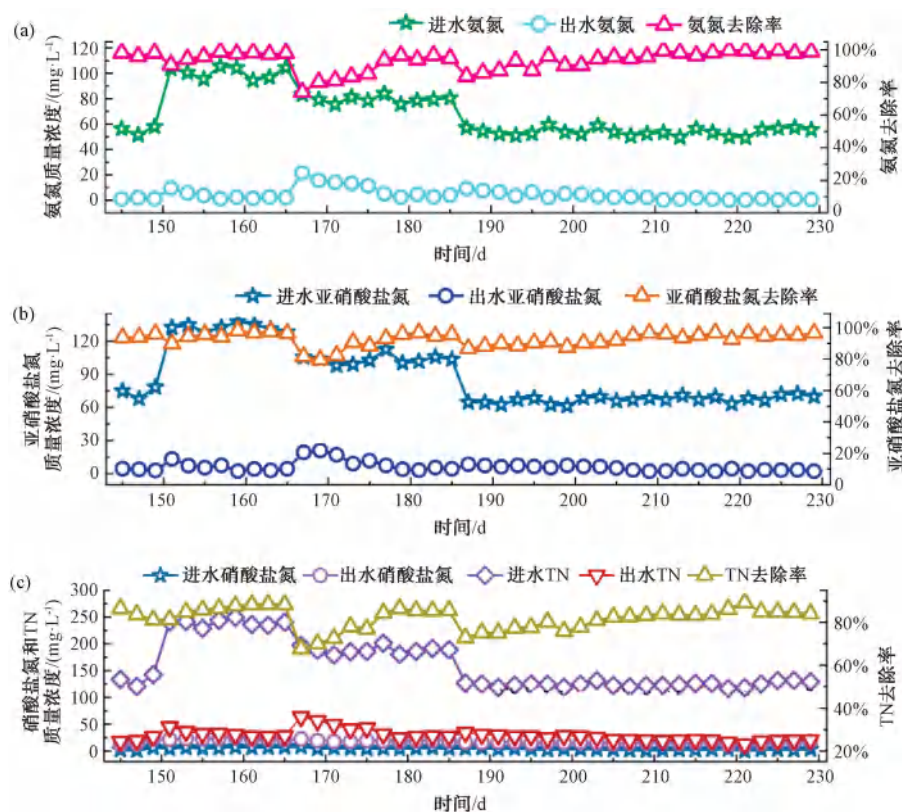


图 4 进水质量浓度对脱氮性能的影响特性

Fig. 4 Influence Property of Influent Mass Concentration on Nitrogen Removal Performance

第 7 阶段(167~185 d):降低进水平均质量浓度(氨氮为 79.69 mg/L ,亚硝酸盐氮为 103.41 mg/L),缩短 HRT 至 1.4 h,氮负荷增至 $3.23 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 。受高负荷与 HRT 骤降影响,第 167 d 氨氮和亚硝酸盐氮去除率分别降至 84.82%和 81.65%;经 8 d 恢复(至第 175 d),去除率回升至 93.74%和 93.19%并维持稳定。

第 8 阶段(187~229 d):进一步降低基质质量浓度(氨氮为 53.99 mg/L ,亚硝酸盐氮为 67.26 mg/L)及 HRT(0.8 h),氮负荷升至 $3.72 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 。虽

负荷最高,但出水氨氮和亚硝酸盐氮质量浓度未出现显著波动(优于第 7 阶段),系统维持高 TN 去除率(81.41%)。这一结果优于多数研究报道的 anammox 系统耐受负荷上限[$0.6 \sim 1.0 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$],推测与反应器内 AOB 的定向富集及污泥颗粒化程度提升相关^[13]。

综上,反应器对水力负荷和基质质量浓度变化有着较强的抗冲击能力和良好的适应性。

2.3 污泥形态与粒径的变化特性

污泥形貌特征可直接反映 anammox 生物脱氮

性能及微生物活性。AnAOB 世代时间 (11~13 d) 较长,其成熟污泥因富含亚铁血红素而呈现鲜红色,该特征是评估生物活性的直观指标^[17]。如图 5 所

示,初期接种污泥呈絮状[图 5(a)],经连续培养后,反应器内成功形成颗粒污泥[图 5(b)],污泥呈现典型的红色特征[图 5(c)]。



图 5 污泥形态结构特性

Fig. 5 Characteristics of Sludge Morphology and Structure

如图 6 所示,粒径分布表明,接种污泥以絮状结构为主,起始阶段(0 d)的粒度集中分布于 0~150 μm (46.46%) 与 300~500 μm (27.75%),平均粒径仅为 159.94 μm ,未形成显著颗粒化特征。随着氮负荷梯度提升(第 1~5 阶段),污泥平均粒径持续增长,分别达到 186.1、194.6、223.1、273.5 μm 及 315.3 μm 。在第 6~8 阶段,运行周期末段,平均粒度进一步提升至 351.2、361.3 μm 与 405.1 μm 。至第 229 d 运行终点,>500 μm 粒径的颗粒占比增至污泥总体积的 35.74%。整个反应器运行期间,污

泥 SAA 呈现持续增强趋势,峰值活性出现在第 9 阶段[0.437 g N/(g VSS·d)] (VSS 指挥发性悬浮固体)。进一步探讨了污泥粒径与 SAA 间的关系,拟合后发现,颗粒均值粒径与 anammox 颗粒污泥的 SAA 呈正相关($R^2 = 0.94$),表明,污泥粒径越大,anammox 活性越高,因此,可根据反应器中的颗粒粒径变化来判断 anammox 活性的变化。据报道,AnAOB 对环境条件敏感,因此,位于颗粒内部的细菌更容易保持高的活性^[18],这也是接种的絮体污泥活性低的原因。

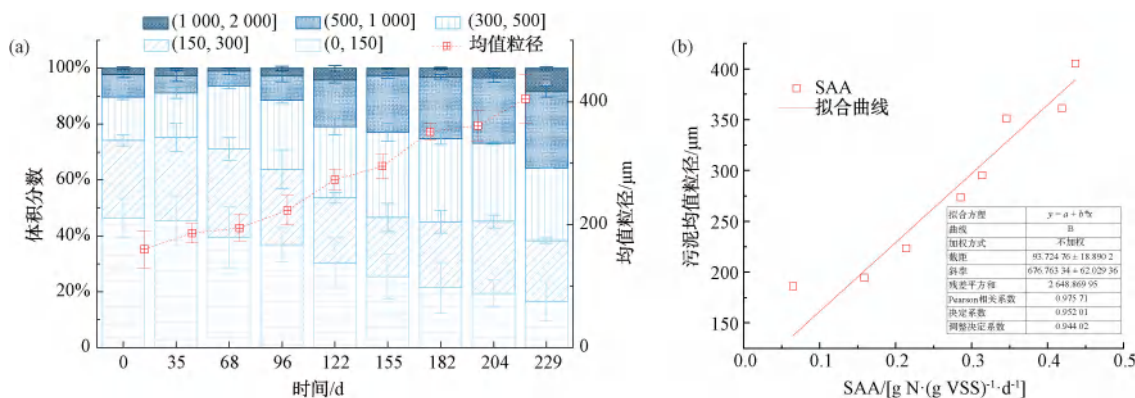


图 6 污泥粒径变化特性

Fig. 6 Variation Characteristics of Sludge Particle Size

循环流污泥床反应器的独特结构利于 anammox 颗粒污泥的形成与富集。Kosgey 等^[19]指出,AnAOB 在反应器中的有效持留可通过污泥颗粒化及凝胶包埋等策略实现,从而防止污泥流失。本文中,通过缩短 HRT 提高进水氮负荷,进水流速由初始 0.05 m/h 增至 0.65 m/h。高上升流速是驱动颗粒污泥形成的关键因素,该结论与 Wang 等^[20]的研究一致——其证实较低 HRT (4 h) 可促进 anammox 颗粒化。此外,Yuan 等^[21]强调,反应器内 AnAOB 的富集丰度

显著增强系统抗逆能力,这也解释了本反应器对氮负荷冲击的良好适应性。

EPS 是微生物分泌的黏性代谢产物,主要由 PN 和 PS 等组成,能够通过分子间相互作用增强微生物黏附性,在颗粒污泥形成过程中发挥关键作用^[17]。本文重点分析了 PN 和 PS 的分布特征。结果如图 7 所示,颗粒污泥与絮体污泥的总 EPS 质量分数分别为 95.41 mg/(g VSS) 和 78.66 mg/(g VSS),表明颗粒污泥具有更高的 EPS 总量。从组成

上看,2种污泥中PN含量均显著高于PS,且均呈现TB-EPS>LB-EPS>S-EPS的分布规律。已有研究表明,PN/PS可用于表征污泥的物理稳定性,EPS中PN比例的提高能够增强污泥表面疏水性,从而促进微生物聚集并强化颗粒结构的形成。此外,PN与EPS间的黏附力显著高于PS^[22],据此推断PN在 anammox 颗粒污泥形成过程中起关键作用。

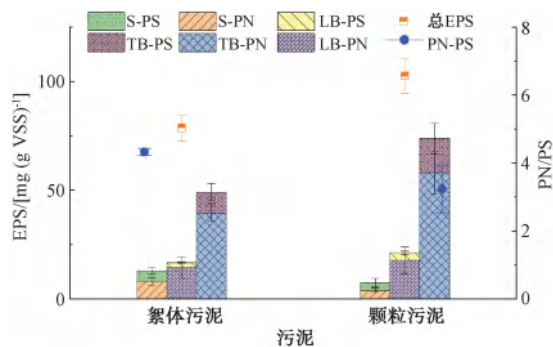


图7 污泥EPS变化特性

Fig. 7 Variation Characteristics of Sludge EPS

综上所述表明,本反应器通过独特构型与运行策略,成功实现了 anammox 颗粒污泥的培养。尽管 AnAOB 的聚集机制存在多种理论,但 EPS 作为生物黏结剂的核心作用已形成共识。Jia 等^[23]综合运用多元表征与统计方法,系统解析了 18 种 anammox 污泥的 EPS 组成,揭示颗粒污泥与生物膜形成包含三阶段过程:1) 游离 AnAOB 附着于载体表面,分泌初始糖醛酸层;2) 滞留微生物在水力剪切作用下促进糖醛酸分泌,其形成的凝胶特性构筑网状结构防止菌体脱落;3) AnAOB 增殖期间分泌富含 β -折叠结构的疏水性蛋白,促进细胞凝聚并最终形成稳定结构。在本反应器中,水力负荷提升驱动了絮体污泥向颗粒态的转化,此形态演变与 EPS 的调控作用密切相关。研究表明,缩短 HRT 可提高水流速度,进而促进颗粒污泥形成并提升反应器脱氮性能。Lu 等^[24]研究进一步指出,持续提升的氮负荷会刺激微生物菌群分泌更多 EPS,加速颗粒团聚过程,从而增强反应器脱氮性能的稳定性。随着 HRT 降低,增强的水流剪切力对污泥的持续冲刷作用,结合不断提高的水流流速与氮负荷,共同驱动了污泥粒径的增大,这也证实了该系统具有较高的脱氮性能。

3 结论

(1)通过构建循环流污泥床反应器,接种絮体污泥,35 d 实现了 anammox 的快速启动,并成功培

养了颗粒污泥。

(2)循环流污泥床反应器对 HRT 和进水质量浓度具有较强的抗冲击能力,在 HRT 为 1.2 ~ 10.0 h、进水氨氮质量浓度为 50 ~ 110 mg/L 的负荷冲击下,反应器仍维持 85% 以上的 TN 去除率。

(3)颗粒污泥形成过程中,粒径不断升至约为 405.1 μm ;且污泥粒径与 SAA 显著正相关,EPS 含量增加对颗粒污泥形成起关键作用。

参考文献

- [1] Zhang D D, Yu H, Yang Y C, et al. Ecological interactions and the underlying mechanism of anammox and denitrification across the anammox enrichment with eutrophic lake sediments [J]. Microbiome, 2023, 11: 82. DOI: 10.1186/s40168-023-01532-y.
- [2] 陈重军,王建芳,张海芹,等. 厌氧氨氧化污水处理工艺及其实际应用研究进展[J]. 生态环境学报, 2014, 23(3): 521-527.
Chen C J, Wang J F, Zhang H Q, et al. Research progress in anammox wastewater treatment system and its actual application [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2014, 23(3): 521-527.
- [3] Fan F Q, Xu R H, Wang D P, et al. Application of activated sludge for odor control in wastewater treatment plants: Approaches, advances and outlooks [J]. Water Research, 2020, 181: 115915. DOI: 10.1016/j.watres.2020.115915.
- [4] Augusto M R, Camiloti P R, de Souza T S O. Fast start-up of the single-stage nitrogen removal using anammox and partial nitrification (SNAP) from conventional activated sludge in a membrane-aerated biofilm reactor [J]. Bioresource Technology, 2018, 266: 151-157. DOI: 10.1016/j.biortech.2018.06.068.
- [5] Chen F Q, Qian Y Z, Cheng H, et al. Recent developments in anammox-based membrane bioreactors: A review [J]. Science of the Total Environment, 2023, 857: 159539. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.159539.
- [6] Zhou Y, Wang C, Xu X C, et al. Advance nitrogen removal from anaerobic sludge digestion liquor using partial nitrification and denitrification coupled with simultaneous partial nitrification, anammox, and denitrification process [J]. Bioresource Technology, 2024, 393: 130117. DOI: 10.1016/j.biortech.2023.130117.
- [7] Chen H, Wei Y X, Liang P, et al. Performance and microbial community variations of a upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor for treating monosodium glutamate wastewater: Effects of organic loading rate [J]. Journal of Environmental Management, 2020, 253: 109691. DOI: 10.1016/j.jenvman.2019.109691.

- [8] 王娜, 张佩云, 郭思嘉, 等. 低氨氮浓度下 PD/A 系统快速启动与脱氮性能驱动机制研究[J]. 中国环境科学, 2025, 45(12): 6631–6640.
Wang N, Zhang P Y, Guo S J, et al. The rapid startup and nitrogen removal performance driving mechanisms of the PD/A system[J]. China Environmental Science, 2025, 45 (12): 6631–6640.
- [9] 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]. 第四版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
Editorial Board of *Water and Wastewater Monitoring and Analysis Methods*, State Environmental Protection Administration. Methods for water and wastewater monitoring and analysis[M]. 4th ed. Beijing: China Environmental Sciences Press, 2002.
- [10] Neyens E, Baeyens J, Dewil R, et al. Advanced sludge treatment affects extracellular polymeric substances to improve activated sludge dewatering[J]. Journal of Hazardous Materials, 2004, 106(2/3): 83–92. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2003.11.014.
- [11] Liu R Y, Yuan J L, Huang L, et al. Synergistic enhancement of coal slurry water sedimentation and dehydration process using PDMDAAC/PAM[J]. Journal of Cleaner Production, 2024, 434: 140160. DOI: 10.1016/j.jclepro.2023.140160.
- [12] Gong X F, Zhang L, Gong Q T, et al. Rapid cultivation and enrichment of anammox bacteria solely using traditional activated sludge as inoculum and biocarrier in low-strength real sewage treatment[J]. Bioresource Technology, 2022, 358: 127354. DOI: 10.1016/j.biortech.2022.127354.
- [13] Zhu Y J, Li D, Fu S B, et al. Adaptation mechanisms and efficiency of anammox bacterial aggregates in various reactor systems during the start-up period[J]. Journal of Water Process Engineering, 2024, 68: 106445. DOI: 10.1016/j.jwpe.2024.106445.
- [14] van Kessel M A H J, Speth D R, Albertsen M, et al. Complete nitrification by a single microorganism[J]. Nature, 2015, 528(7583): 555–559.
- [15] Liu Y, An T Y, Xie J W, et al. The influencing mechanisms and optimization strategies of organics on anammox process: A critical review[J]. Chemical Engineering Journal, 2024, 493: 152743. DOI: 10.1016/j.cej.2024.152743.
- [16] 钱俊伟, 黎紫江, 王明明, 等. 升流式厌氧氨氧化流化床反应器脱氮效能研究[J]. 工业水处理, 2020, 40(8): 51–54.
Qian J W, Li Z J, Wang M M, et al. The nitrogen removal efficiency of up-flow anammox fluidized bed reactor [J]. Industrial Water Treatment, 2020, 40(8): 51–54.
- [17] 王思琦, 张连, 何钜源, 等. DN-PN/A 工艺处理垃圾填埋场综合废水效能和机理[J]. 中国给水排水, 2025, 41(15): 17–23.
Wang S Q, Zhang L, He J Y, et al. Efficiency and mechanism of DN-PN/A process in treating wastewater in a landfill [J]. China Water & Wastewater, 2025, 41(15): 17–23.
- [18] Li W Y, Zhang Q, Li J W, et al. Nitrogen removal from high-saline municipal wastewater via anammox-based process driven by both nitrification and denitrification [J]. Chemical Engineering Journal, 2023, 462: 142269. DOI: 10.1016/j.cej.2023.142269.
- [19] Kosgey K, Chandran K, Gokal J, et al. Critical analysis of biomass retention strategies in mainstream and sidestream ANAMMOX-mediated nitrogen removal systems [J]. Environmental Science & Technology, 2021, 55(1): 9–24.
- [20] Wang C, Yu G C, Yang F L, et al. Formation of anaerobic granules and microbial community structure analysis in anaerobic hydrolysis denitrification reactor [J]. Science of the Total Environment, 2020, 737: 139734. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.139734.
- [21] Yuan Q, Jia Z, Roots P, et al. A strategy for fast anammox biofilm formation under mainstream conditions [J]. Chemosphere, 2023, 318: 137955. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2023.137955.
- [22] Lü Y T, Chen X L, Zhang X Y, et al. Intermolecular adhesion forces explain the formation of denitrifying granular sludge driven by acidic pH under ambient temperature [J]. Chemical Engineering Journal, 2023, 454: 140314. DOI: 10.1016/j.cej.2022.140314.
- [23] Jia F X, Yang Q, Liu X H, et al. Stratification of extracellular polymeric substances (EPS) for aggregated anammox microorganisms [J]. Environmental Science & Technology, 2017, 51(6): 3260–3268.
- [24] Lu S Y, Zou T, Qin P, et al. Effect of organophosphate esters on microbial community and proteomics in constructed wetlands and its removal mechanism[J]. Chemosphere, 2023, 319: 137803. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2023.137803.