

解舒婷,海岩,周鑫.连续流限氧主流 Anammox 生物膜脱氮性能及代谢机制 [J]. 中国环境科学, 2025,45(2):787-794.

Xie S T, Hai Y, Zhou X. Nitrogen removal performance and metabolic mechanism in a continuous-flow oxygen-limited mainstream anammox biofilm system [J]. China Environmental Science, 2025,45(2):787-794.

连续流限氧主流 Anammox 生物膜脱氮性能及代谢机制

解舒婷¹,海岩²,周鑫^{2*} (1.山西工程科技职业大学设备工程学院,山西 晋中 030619;2.太原理工大学环境与生态学院,山西省市政工程研究生教育创新中心,山西 晋中 030600)

摘要: 低氨氮废水如何实现厌氧氨氧化(Anammox)是城市污水处理厂面临的重大挑战,因此本研究采用连续流限氧生物膜系统(DO:0.4~0.7mg/L),通过对不同进水碳氮比(C/N:2~5)条件控制,考察模拟生活污水主流 Anammox 系统脱氮效能.长期实验结果发现 C/N 比为 3.5~4.5,TN 去除率达 85%以上;厌氧氨氧化菌活性(SAA)与系统脱氮效率呈正相关且 C/N:4 时 SAA 最高;C/N 可显著影响生物膜 EPS 组分含量,C/N:4 时,PN/PS 最高,生物膜结构最稳定;宏全基因组分析发现 *Candidatus Kuenenia stuttgartiensis* 和 *Candidatus Brocadia sinica* 是核心优势菌种.而完全氨氧化菌(Comammox)及异养反硝化等多种脱氮功能菌共同组成了系统微生物群落结构,氮代谢分析进一步揭示了短程反硝化功能基因(*nar/nap*)和厌氧氨氧化基因(*HZS*、*hdh*)参与了脱氮,进而保证了系统稳定高效的主流脱氮. 研究结果有望为污水处理厂提供一种主流 Anammox 脱氮新工艺选择.

关键词: 生物膜系统; 主流厌氧氨氧化; 脱氮性能; 微生物群落; 代谢机制

中图分类号: X703 文献标识码: A 文章编号: 1000-6923(2025)02-0787-08

Nitrogen removal performance and metabolic mechanism in a continuous-flow oxygen-limited mainstream anammox biofilm system. XIE Shu-ting¹, HAI Yan², ZHOU Xin^{2*} (1.School of Equipment Engineering, Shanxi Vocational University of Engineering Science and Technology, Jinzhong 030619, China; 2.Innovation Center for Postgraduate Education in Municipal Engineering of Shanxi, College of Environment and Ecology, Taiyuan University of Technology, Jinzhong 030600, China). *China Environmental Science*, 2025,45(2): 787~794

Abstract: Achieving anaerobic ammonium oxidation (Anammox) in low ammonia nitrogen wastewater represents a significant challenge for municipal wastewater treatment plants. This study employed a mainstream Anammox continuous-flow oxygen-limited biofilm system (DO: 0.4~0.7mg/L) and investigated the nitrogen removal performance for treating simulated domestic sewage with low ammonia nitrogen content under different influent carbon-to-nitrogen (C/N) ratios (C/N: 2~5). Long-term experimental results indicated that a C/N ratio of 3.5~4.5 achieved over 85% total nitrogen (TN) removal efficiency. There was a positive correlation between activity of Anammox bacteria (SAA) and the nitrogen removal efficiency, with the highest SAA observed at a C/N ratio of 4. Additionally, the C/N ratio significantly influenced the extracellular polymeric substances (EPS) composition of the biofilm, with the highest protein-to-polysaccharide ratio (PN/PS) and most stable biofilm structure observed at C/N:4. Metagenomic analysis identified *Candidatus Kuenenia stuttgartiensis* and *Candidatus Brocadia sinica* as the dominant species, with relative abundances of 21.5% and 4.7%, respectively. A diverse microbial community, including complete ammonia oxidizers (Comammox), and heterotrophic denitrifiers, contributed to microbial community structure in the system. Nitrogen metabolic analysis further uncovered the involvement of partial denitrification genes (*HZS*、*hdh*) and Anammox genes (*HZS*、*hdh*) in nitrogen removal processes, thus ensuring stable and efficient mainstream nitrogen removal. Research findings are expected to provide a novel option of mainstream anammox-based nitrogen removal process for wastewater treatment plants.

Key words: biofilm system; mainstream anammox; nitrogen removal performance; microbial community; metabolic mechanism

厌氧氨氧化(Anammox)因脱氮效率高、能耗低及碳减排等突出优势,被认为是未来污水处理最具应用前景的生物脱氮新技术^[1].目前,高氨氮废水 Anammox 在工业化应用已趋近成熟,而对于城市污水处理,Anammox 成功应用的工程案例屈指可数.据统计,在目前已经运行的约 200 个 Anammox 污水处理项目中,主流 Anammox 占比只有不到 3%.2011 年,

奥地利 Strass 污水处理厂首次报道实现了主流 Anammox^[2].随后,Anammox 在国内外低氨氮市政污水领域得到了极大的关注和研究^[3].2016 年,新加坡

收稿日期: 2024-07-14

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(21607111);山西省专利转化计划资助项目(202401011);山西省基础研究计划项目(202303021212309);松辽流域水环境教育部重点实验室开放课题(JLJUSLKF042024007)

* 责任作者, 教授, raymans2006@163.com

樟宜污水处理厂,采用五段 A/O 活性污泥法,发现了部分硝化-厌氧氨氧化(PN/A)主流脱氮^[4];2019年,中国西安第四污水处理厂,在 A²O 工艺中缺氧段填料区发现了主流短程反硝化-厌氧氨氧化(PD/A)^[5];2022年,中国贵州某污水厂采用复合生物膜反应器处理典型生活污水,实现了部分 Anammox^[6].

一般认为,Anammox 属于严格厌氧型细菌,生长速率低、世代周期长,在传统好氧活性污泥系统中难以形成优势增长^[7].前期研究表明:单级限氧运行的生物膜反应器,能够形成较稳定良好的缺氧/厌氧微环境,在不影响氨氧化过程的同时,高效固定富集 Anammox 微生物^[8-9].

另外,Anammox 发生需要无机自养环境,而我国城镇污水碳氮比(C/N)一般在 3~5 之间波动^[10],远超 Anammox 理想生长的 C/N 范围(C/N<0.5)^[11].较高 C/N 水质特性将会抑制 Anammox 生长活性和优势地位,进而成为阻碍主流 Anammox 实现的关键因素^[12].因此,在城市污水较高 C/N 水质条件下如何保持 Anammox 高活性,进而实现主流 Anammox 脱氮仍需进一步研究.此外,COD 的进入使得主流 Anammox 系统微生物群落组成及代谢路径变得更加复杂.

鉴于我国城市污水处理厂进水 C/N 平均值为 3.3^[13],本研究采用连续流限氧单级固定床生物膜反应器,处理模拟生活污水(C/N 为 2~5),考察在不同进水 C/N 条件下主流 Anammox 脱氮效果,并运用宏基因组学技术揭示微生物群落结构及氮代谢路径.研究结果有助于从基因水平上深入理解核心功能菌群互作关系及协同脱氮机制,为城市污水处理厂主流 Anammox 工程化应用提供技术支撑.

1 材料和方法

1.1 实验装置及运行

实验采用有效容积约为 5L 的连续流生物膜反应器,内部填充尺寸 25mm 的正方体聚氨酯(PU)海绵填料,填充比为 50%.反应器底部设有机械搅拌装置和曝气装置.整个反应器水温控制在 28~30℃,反应器如图 1 所示.

1.2 接种污泥与模拟污水

进水采用人工模拟城市污水,进水 NH₄⁺-N 和 COD 分别由 NH₄Cl 和葡萄糖提供,碱度和磷源由 NaHCO₃ 和 KH₂PO₄ 提供,同时 1L 进水中加入 1mL

微量元素,包含 EDTA(5g/L), CoCl₂·6H₂O(0.15g/L), MnSO₄(0.12g/L),NiCl₂·6H₂O(0.19g/L), ZnSO₄·7H₂O(0.12g/L), FeCl₃(1.5g/L), CuSO₄(0.03g/L), Na₂MoO₄(0.06g/L), Na₂SeO₃(0.17g/L)和 H₃BO₄(0.015g/L),进水 pH 值在 7.8 左右.接种污泥取自本实验室主流 Anammox-生物膜系统^[9].

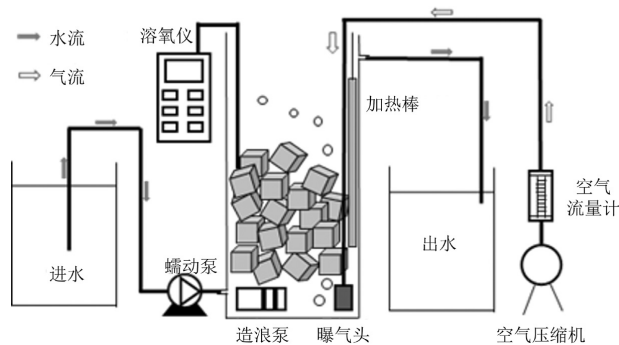


图 1 实验装置

Fig.1 Reactor system

1.3 实验运行

反应器在运行过程中,通过将气体质量流量计和电磁空气压缩机串联连接以实现精确低氧曝气.整个试验过程,溶解氧(DO)控制在约 0.8mg/L,反应器 HRT 为 24h.进水氨氮固定在 50mg/L,通过调节 COD(测量误差在 5%以内)控制 C/N.新鲜污水用现配,每日分别在早、中、晚 3 次配水,以避免葡萄糖在进水桶中长时间停留而酸败.实验分为 7 个阶段,共运行 180d,运行条件见表 1.

表 1 运行条件

Table 1 Operating conditions

阶段	NH ₄ ⁺ -N(mg/L)	COD(mg/L)	平均 C/N	天数(d)
I	50	200±10	4	1-18
II	50	175±8	3.5	19-49
III	50	150±6	3	50-85
IV	50	100±5	2	86-115
V	50	200±10	4	116-133
VI	50	225±10	4.5	134-158
VII	50	250±12	5	159-180

1.4 化学分析

出水水样通过 0.45μm 的滤膜过滤,COD、NH₄⁺-N、NO₂⁻-N、NO₃⁻-N,采用 HACH Lange 比色皿试剂盒(HACH DR 1900,美国).TN 为所有氮元素的总和.生物膜 MLVSS 采用重量法分析. pH 值和 DO 通过

便携式多参数水质分析仪(WTW Multi 3420,德国)监测.生物膜胞外聚合物(EPS)参考文献方法进行提取^[15].EPS 中多糖(PS)和蛋白质(PN)分别采用蒽酮-硫酸比色法和考马斯亮蓝比色法测定.

1.5 微生物活性测试

在第 18d、第 48d、第 84d、第 114d、第 132d、第 157d 以及第 180d 从反应器中取出一定填料放入血清瓶.然后用磷酸盐缓冲液冲洗填料 3 次,每个血清瓶加入 250mL 准备好的配水.测定厌氧氨氧化活性(SAA),配水中 20mg/L NH_4Cl 和 30mg/L NaNO_2 ,pH 值控制在 7.6,通入纯氮气($\geq 99.99\%$)吹扫 20min 去除水中的氧,将密封好的血清瓶置于 30°C,150r/min 恒温振荡器中反应 2h,反应过程中定时采集出水水样.测定好氧氨氧化活性(OAA)配水中只添加 20mg/L NH_4Cl ,测定过程血清瓶不密封.放入恒温振荡器,在 30°C,150r/min 的条件下反应 2h;测定好氧亚硝酸盐氧化活性(ONA)配水中只添加 20mg/L NaNO_2 ,测定过程同上;测定缺氧反硝化活性(ADA)配水中只添加 20mg/L NaNO_3 ,同时加入 60mg/L 葡萄糖作为有机碳源,测定过程与 SAA 测定过程类似.各微生物活性指标计算如下:

$$\text{SAA} [\text{mgN}/(\text{gVSS}\cdot\text{h})] = \frac{N_{\text{inf}} - N_{\text{eff}}}{T \cdot \text{MLVSS}} \quad (1)$$

式中: N_{inf} 为活性测试开始时氨氮和亚硝酸盐氮浓度

之和,mg/L; N_{eff} 为活性测试结束时氨氮和亚硝酸盐氮浓度之和,mg/L; T 为活性测试反应时间,h;MLVSS 为生物量浓度,g/L.

$$\text{OAA}(\text{mgN}/\text{gVSS}\cdot\text{h}) = \frac{[\text{NH}_4^+ - \text{N}]_{\text{inf}} - [\text{NH}_4^+ - \text{N}]_{\text{eff}}}{T \cdot \text{MLVSS}} \quad (2)$$

式中: $[\text{NH}_4^+ - \text{N}]_{\text{inf}}$ 为活性测试开始时氨氮的浓度,mg/L; $[\text{NH}_4^+ - \text{N}]_{\text{eff}}$ 为活性测试结束时氨氮的浓度,mg/L.

$$\text{ONA}(\text{mgN}/\text{gVSS}\cdot\text{h}) = \frac{[\text{NO}_2^- - \text{N}]_{\text{inf}} - [\text{NO}_2^- - \text{N}]_{\text{eff}}}{T \cdot \text{MLVSS}} \quad (3)$$

式中: $[\text{NO}_2^- - \text{N}]_{\text{inf}}$ 为活性测试开始时亚硝酸盐氮的浓度,mg/L; $[\text{NO}_2^- - \text{N}]_{\text{eff}}$ 为活性测试结束时亚硝酸盐氮的浓度,mg/L.

$$\text{ADA}(\text{mgN}/\text{gVSS}\cdot\text{h}) = \frac{[\text{NO}_3^- - \text{N}]_{\text{inf}} - [\text{NO}_3^- - \text{N}]_{\text{eff}}}{T \cdot \text{MLVSS}} \quad (4)$$

式中: $[\text{NO}_3^- - \text{N}]_{\text{inf}}$ 为活性测试开始时硝态氮的浓度,mg/L; $[\text{NO}_3^- - \text{N}]_{\text{eff}}$ 为活性测试结束时硝态氮的浓度,mg/L.

1.6 宏全基因组分析

运行至第 132d(C/N:4),使用 E.Z.N.A™ Mag-Bind Soil DNA Kit 对生物膜样品进行 DNA 提取.后将提取的 DNA 样品进行片段化,构建双末端文库,使用 Illumina Miseq 高通量测序平台(上海生工)对样品进行宏全基因组测序.

表 2 运行效果

Table 2 Operation performance

指标	C/N						
	4	3.5	3	2	4	4.5	5
$\text{NH}_4^+ - \text{N}(\text{mg/L})$	1.58±1.29	2.40±1.24	2.21±0.37	5.31±0.91	3.39±1.19	3.62±0.99	5.48±1.38
$\text{NO}_2^- - \text{N}(\text{mg/L})$	0.12±0.01	0.12±0.01	0.12±0.01	0.12±0.01	0.12±0.01	0.11±0.01	0.11±0.01
$\text{NO}_3^- - \text{N}(\text{mg/L})$	3.57±0.95	4.57±1.32	5.85±0.76	6.7±0.82	3.91±1.35	2.83±0.37	2.45±0.95
ARE (%)	96.8±2.6	95.2±2.5	95.6±0.7	89.4±1.8	93.3±2.34	92.78±2.0	89.1±2.7
TNRE (%)	89.5±0.8	85.9±2.23	83.7±1.9	75.89±2.9	85.2±4.6	86.9±1.9	84.0±1.3

2 结果与讨论

2.1 脱氮性能

反应器各阶段脱氮性能如图 2 和表 2 所示.在第 I 阶段(C/N 为 4),ARE 和 NRE 分别达到 98%以上和 90%左右,出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 TN 分别稳定在 1mg/L 和 5mg/L 以下.第 II 阶段将 C/N 下调至 3.5,在初始几天内出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 迅速升高,而第 30d

以后,反应器开始明显恢复,在本阶段末期出水 TN 稳定在 6mg/L 左右,实现了优异的脱氮效果.在第 III 阶段,继续将 C/N 调低至 3,反应器出水呈现相似的变化趋势,在第 60d 时效果最差,此时 NRE 仅为 80.2%,在本阶段末,ARE 和 NRE 分别上升至 96%及 85%以上,出水 TN 稳定 8mg/L 以内,然而该阶段系统恢复时间较之上阶段略长.第 IV 阶段,C/N 进一步下调至 2,从图中可以看到,此时反应器脱氮效果迅速

恶化,出水 TN 最高达到 14mg/L 以上,NRE 最低至 70%,尽管后期系统脱氮性能有所恢复,出水 TN 仍在 10mg/L 以上.为进一步探究系统对更高 C/N 运行下的脱氮响应,先将进水 C/N 恢复至 4.

可以看到,系统 ARE 和 NRE 在短期内迅速恢复至 95%和 90%左右.当系统性能恢复时,将进水 C/N 提升至 4.5(第VI阶段),此阶段处理效果 ARE 和 NRE 依旧稳定在 94%和 88%以上,出水 TN 稳定<6mg/L. 第VII阶段将进水 C/N 进一步提高至 5,在最初的几天,出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 升高明显,不过反应器很快便适应了进水的高 C/N,最终 ARE 和 NRE 分别稳定在 91%和 84%以上,出水 TN 可以维持在<8mg/L.后两个阶段系统脱氮效果的波动主要体现在出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 短期内的小幅升高.

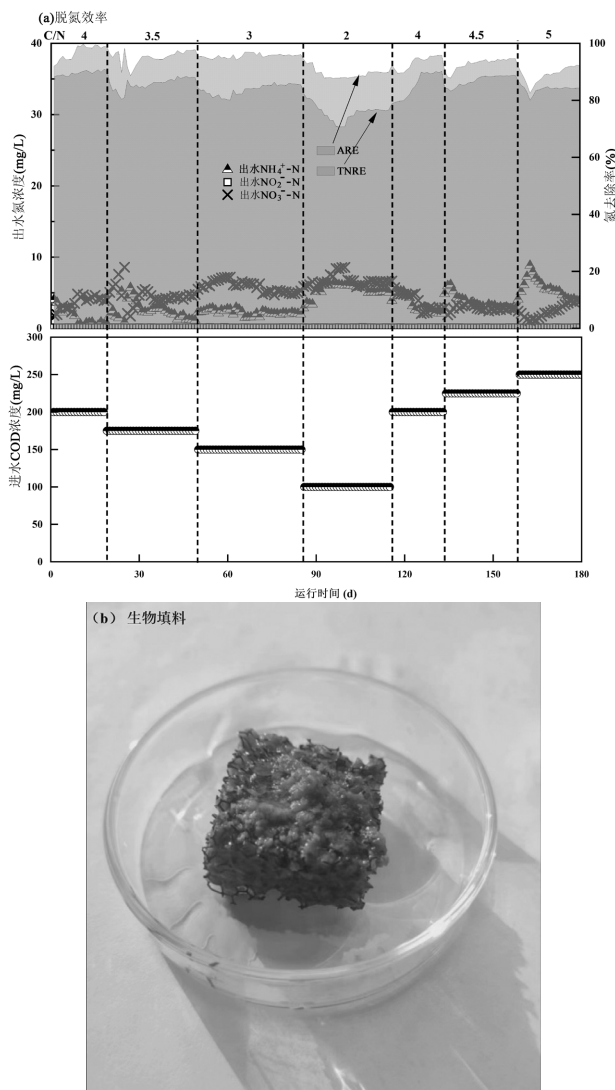


图2 反应器运行效果

Fig.2 Reactor operation performance

通常,采用传统硝化/反硝化法脱氮工艺,以葡萄糖作为碳源,若要获得较彻底的 TN 去除率,反硝化理想 C/N 需要在 6 以上^[16].而本研究中,在 C/N:3~4 条件下,单级反应器即可实现 83%以上的高脱氮率.分析原因可能是 Anammox 细菌被大量富集在生物膜载体上,且菌种丰度和活性很高,使得 Anammox 成为脱氮的主导反应.在运行至第 132d(C/N 为 4),从反应器取出填料观察发现,载体上面覆盖着结构致密且厚实的生物膜并呈现出 Anammox 所特有的红褐色^[17],证实了系统发生了显著的主流 Anammox.在整个实验过程中始终未观察到明显的出水 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 积累现象,因此推测 Anammox 基质— $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 可能来源于短程反硝化过程^[18].系统中进水的较高 COD 能够很快地被生物膜外层好氧区代谢或转化为内碳源,随后外源和内源 COD 在生物膜内层,驱动短程反硝化过程发生,导致亚硝酸盐积累^[19].同时,生物膜内部处于厌氧区,生成的 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 立即与进水中的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 发生 Anammox 反应,进而实现 TN 的高效去除.本研究,在 C/N 为 3.5~4.5,TN 去除效率可达 85%以上,出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 小于 5mg/L, TN 小于 8mg/L,远优于国家一级 A 及地方标准中氮排放要求.这证明了对于我国典型市政污水(C/N:3~4)水质,采用单级限氧生物膜系统通过高效主流 Anammox 实现深度脱氮是完全可行的而无须对 COD 单独预处理^[20-21].

2.2 功能菌活性分析

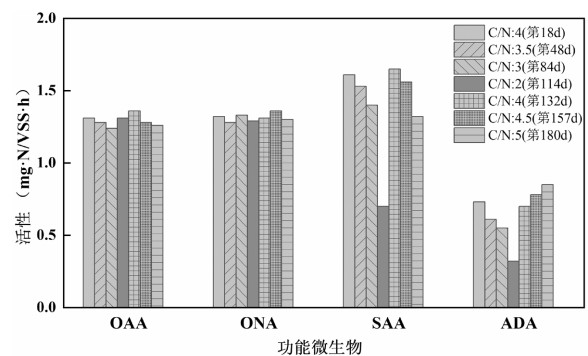


图3 功能微生物活性

Fig.3 Functional microbial activity

图3显示了不同C/N下各功能菌的活性.可以看出,在所有功能菌中厌氧氨氧化活性(SAA)最高,远高于反硝化活性(ADA),而且 SAA 与系统脱氮效率呈正相关,表明生物膜系统是以 Anammox 为主导的

脱氮途径.在中高 C/N 下 SAA 更高,其中 C/N 为 4 时 SAA 最高,为 C/N 为 2 的 2.3 倍.随着 C/N 进一步增加,SAA 出现下降趋势而 ADA 出现一定升高.过低 C/N 将不利于提供 Anammox 底物—亚硝酸盐及 Anammox 活性维持;而过高 C/N 会促使反硝化菌增殖过快,造成 Anammox 生长优势及活性被抑制^[22],此外,硝化活性 OAA 和 ONA 均较高,且受 C/N 影响不大.这表明:在受试 C/N 范围内,硝化活性没有受到抑制,氨氮去除率均很高.

2.3 EPS 分析

图 4 显示了最低 C/N(2)、最佳 C/N(4)及最高 C/N(5)下的 EPS 组分及含量.由图可知,C/N 能够显著影响生物膜 EPS 的组分含量.随着 C/N 升高,EPS 总量呈现逐渐升高的趋势,C/N 升高可以促进生物膜 EPS 分泌,从 EPS 组分看,C/N 提高使得 PS 先上升后下降,而 PN 则相反,这表明在最高 C/N 下多糖(PS)被异养菌大量分解利用而蛋白质(PN)分泌增多用于抵抗 C/N 对 Anammox 的不良影响. PN/PS 比值经常用于表征生物聚集体稳定性,PN/PS 越高表示稳定性越差^[23].可以看出,C/N 为 4 时,PN/PS 最低,与此条件下 Anammox 生物膜结构致密、稳定性良好的观察结果相一致(图 2b).过低或过高的 C/N 使得生物膜发育不良或代谢过快,进而导致结构失稳.

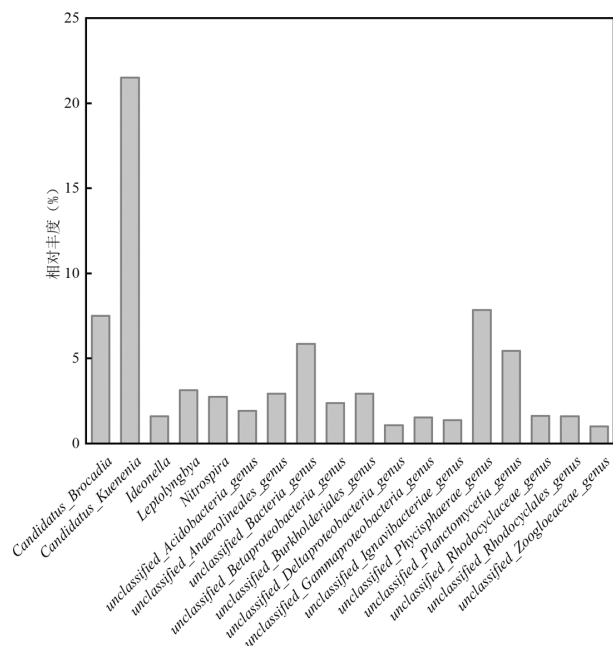


图 4 EPS 组分及含量

Fig.4 Components and content of EPS

2.4 微生物群落分析

对第 132d(C/N:4)生物膜样品进行宏全基因组测序.图 5(a)显示,在门水平,浮霉菌门(Planctomycetes)相对丰度最高,达 45.7%.由于 AnAOB 隶属于 Planctomycetes^[24],表明系统主要是以 Anammox 为主导的生化过程.优势菌门还有变形菌门(Proteobacteria)、绿弯菌门(Chloroflexi)和酸杆菌门(Acidobacteria)等,这些微生物门中包括了大量不同种类的化能异养微生物,表明在一定有机物的进水条件下,系统中还存在大量具有 COD 降解的厌氧/兼性细菌.此外,硝化螺旋菌门(Nitrospirae)中主要包括亚硝酸盐氧化菌(NO₂)及最近被报道的全程氨氧化菌(Comammox)^[25],其在氨氧化过程中具有重要作用.

由图 5(b)属水平微生物群落构成可知, *Candidatus Kuenenia* 和 *Candidatus Brocadia* 相对丰度占比分别高达 21.5%和 7.5%,是系统占据绝对优势的功能菌属,种水平(图 5(c))进一步确认 *Candidatus Kuenenia stuttgartiensis* 和 *Candidatus Brocadia sinica* 是系统最主要的 Anammox 菌种^[26].而硝化菌中除了常规的 *Nitrosomonas* sp.(AOB)和 *Nitrospira* sp.(NOB),同时还包括 *Candidatus Nitrospira nitrosa*、*Candidatus Nitrospira kreftii*、*Nitrospira* sp. *SG-bin1*、*Candidatus Nitrospira nitrificans* 以及 *Nitrospira* sp. *UW-LDO-01* 等 Comammox^[27].由于硝化螺菌属(*Nitrospira*)相对丰度远高于亚硝化单胞菌属(*Nitrosomonas*),因此可以断定 *Nitrospira* 中存在较多的 Comammox^[25].此外,具有反硝化功能的 *unclassified_Bacteria_genus*、*unclassified_Betaproteobacteria_genus*、*unclassified_Burkholderiales_genus*、*unclassified_Rhodocyclaceae_genus* 及 *unclassified_Rhodocyclales_genus* 等菌属^[28-29]也被发现.表明在限氧条件下,生物膜内部能够建立较稳定的厌氧微环境.这些厌氧/兼性菌能够转化分解 COD,对 AnAOB 生长环境的营造具有一定的促进作用.微生物群落分析结果证实了在单级生物膜系统中同时存在 Comammox/Anammox 自养微生物及兼性异养微生物,这也提供了主流 Anammox 在 C/N 为 4 发生的微

生物学证据.

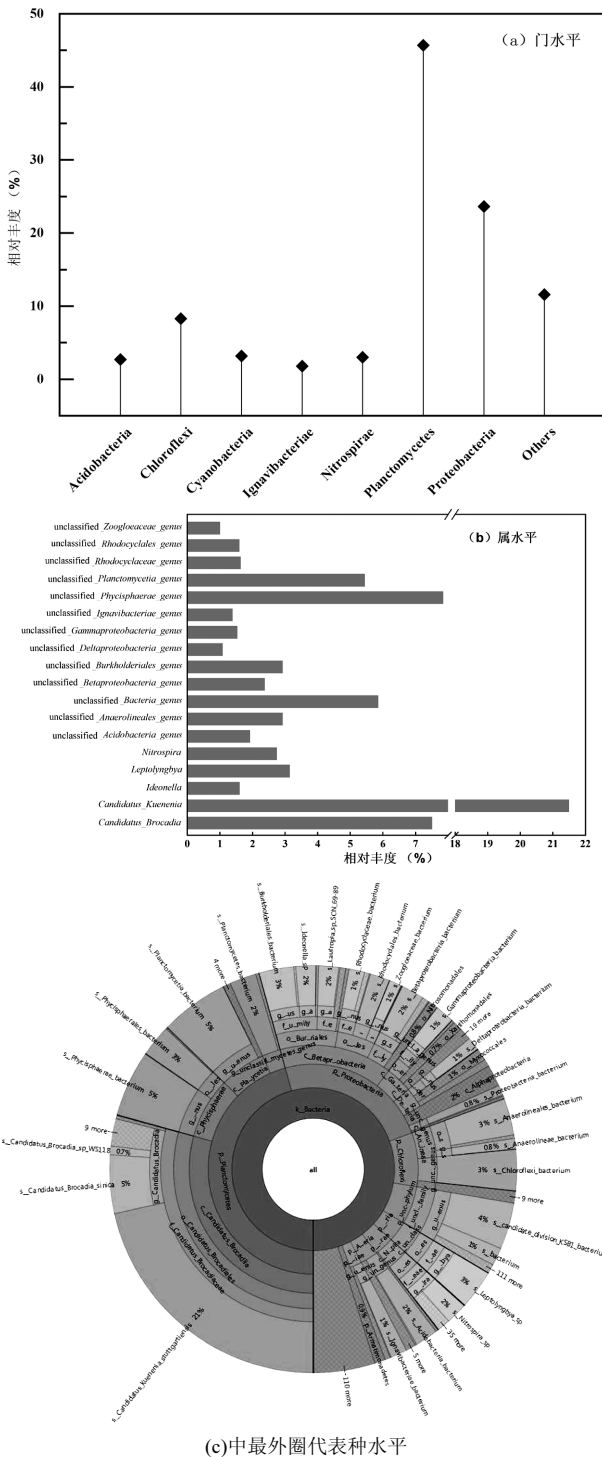


图5 微生物群落组成

Fig.5 Microbial community composition

2.5 代谢机制

图6(a)采用KEGG对氮代谢功能基因进行了类型和丰度统计.与氨氮氧化有关的氨单加氧酶(AMO)、羟胺氧化还原酶(HAO)及亚硝酸盐氧化还

原酶(nxrA/B)均被检测到.由于系统中存在Comammox,而Comammox的AMO与传统氨氧化菌(AOB)的AMO不同,因此无法被注释到[30].此外,硝酸盐还原酶(nar/nap)的相对丰度远高于亚硝酸盐还原酶(nirS/K、norB/C、nosZ),这表明短程反硝化(NO3-N还原为NO2-N)在硝酸盐还原过程占据主导地位,这也印证了短程反硝化是NO2-N积累的途径之一.此外,与Anammox相关的核心功能基因(HZS、hdh)也被发现[31].由于Anammox基因相对丰度远高于反硝化基因(norB/C、nosZ),可以推断短程反硝化/Anammox是系统主要脱氮途径.在此基础上,提出了基于宏基因组学的氮代谢路径(图6(b)).

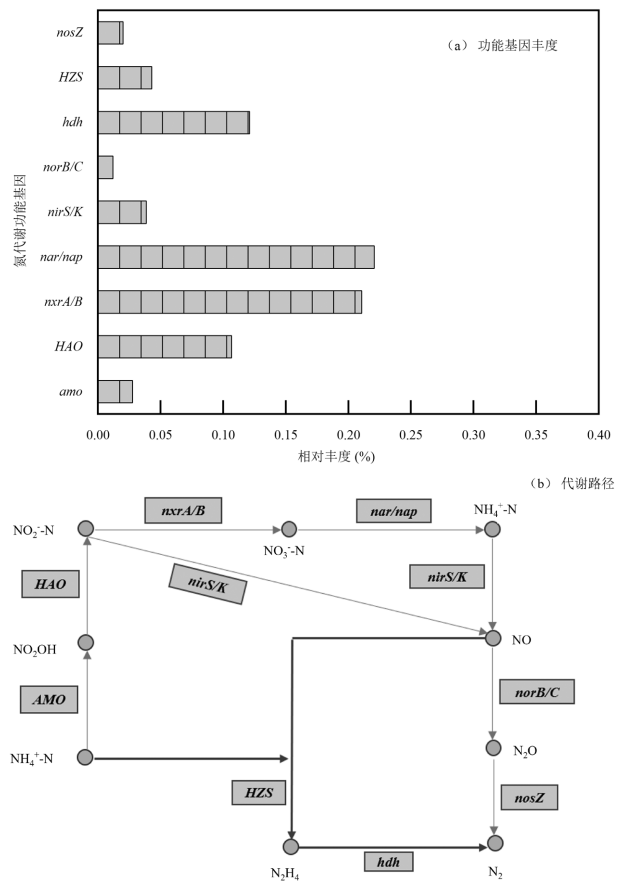


图6 氮去除机理

Fig.6 Nitrogen removal mechanism

2.6 研究启示

微生物组学证实了Comammox/Anammox耦合脱氮过程,对于我国城市污水处理厂主流脱氮工艺路线的选择具有重要的借鉴和指导意义.我国城市污水进水C/N平均约为3.5,属于中等偏低C/N,不利于传统硝化/反硝化彻底脱氮,而有利于Anammox

发生。低 DO 生物膜反应器为 Comammox/Anammox 共存提供了理想的生长条件^[32]。在生物膜外部形成的微好氧环境,有利于 Comammox 富集,而生物膜中部及内部由于传氧限制,形成较稳定的缺氧/厌氧微环境,进而容易发生短程反硝化/厌氧氨氧化。通过 Comammox/Anammox 共存协作,保证了在单一生物膜系统中获得氮的深度脱除,将为城市污水处理厂实现超低出水 TN 排放、节能降耗及碳减排提供了极大的可能性。

3 结论

3.1 单级限氧生物膜系统实现主流 Anammox 是完全可行的,C/N 比处于 3.5~4.5,TN 去除率可达 85% 以上,出水 TN 小于 8mg/L。

3.2 SAA 与系统脱氮效率呈正相关且在 C/N 为 4 时 SAA 最高,过低或过高 C/N 都会使 Anammox 活性受到抑制。

3.3 C/N 可显著影响生物膜 EPS 组分含量,当 C/N 为 4 时,PN/PS 最高,生物膜结构最稳定。

3.4 宏基因组学证实了 Anammox、Comammox 及异养反硝化等脱氮功能菌共存,氮功能基因代谢发现了全程硝化/短程反硝化/厌氧氨氧化脱氮途径。

3.5 Comammox/Anammox 共存合作有望为污水处理厂提供一种主流生物脱氮新思路。

参考文献:

- [1] Zhang M, Wang S, Ji B, et al. Towards mainstream deammonification of municipal wastewater: Partial nitrification-anammox versus partial denitrification-anammox [J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 692:393-401.
- [2] Wett B, Podmirseg S M, Gómez-Brandón, et al. Expanding DEMON sidestream deammonification technology towards mainstream application [J]. *Water Environment Research*, 2015,87(12):2084-2089.
- [3] Lackner S, Gilbert E M, Vlaeminck S E, et al. Full-scale partial nitrification/anammox experiences—an application survey [J]. *Water Research*, 2014,55:292-303.
- [4] Cao Y, Kwok B H, Van Loosdrecht, et al. The influence of dissolved oxygen on partial nitrification/anammox performance and microbial community of the 200,000m³/d activated sludge process at the Changi water reclamation plant (2011 to 2016) [J]. *Water Science and Technology*, 2018,78(3):634-643.
- [5] Wang Z B, Liu X L, Bu C N, et al. Microbial diversity reveals the partial denitrification-anammox process serves as a new pathway in the first mainstream anammox plant [J]. *Science of the Total Environment*, 2021,764,142917.
- [6] Hou F, Zhang T, Peng Y, et al. Partial anammox achieved in full scale biofilm process for typical domestic wastewater treatment [J]. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 2022,16:1-7.
- [7] Ni S, Lee P, Fessehaie A, et al. Enrichment and biofilm formation of Anammox bacteria in a non-woven membrane reactor [J]. *Bioresource technology*, 2010,101(6):1792-1799.
- [8] 谢弘超,王晓东,王伟刚,等.曝气策略调控 CANON 工艺降温降基质稳定运行 [J]. *中国环境科学*, 2019,39(7):2781-2788.
- [8] Xie H, Wang X, Wang W, et al. Stable operation of CANON system during temperature and substrate decreasing process via aerobic regime adjustment [J]. *China Environmental Science*, 2019,39(7): 2781-2788.
- [9] Zhu Z, Zhang L, Li X, et al. Robust nitrogen removal from municipal wastewater by partial nitrification anammox at ultra-low dissolved oxygen in a pure biofilm system [J]. *Bioresource Technology*, 2023, 369,128453.
- [10] 解舒婷.限氧同步硝化反硝化除磷(SNDPR)系统处理低碳氮比污水研究 [D]. 西安:长安大学, 2022.
- [10] XIE S. Study on treatment of low carbon/nitrogen ratio wastewater by limited oxygen simultaneous nitrification and denitrification phosphorus removal (SNDPR) system [D]. Xi'an: Chang'an University, 2022.
- [11] Xu G, Zhou Y, Yang Q, et al. The challenges of mainstream deammonification process for municipal used water treatment [J]. *Applied microbiology and biotechnology*, 2015,99:2485-2490.
- [12] Trinh H, Lee S, Jeong G, et al. Recent developments of the mainstream anammox processes: challenges and opportunities [J]. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2021,9(4):105583.
- [13] Cao Y, Tang J, Henze M, et al. The leakage of sewer systems and the impact on the 'black and odorous water bodies' and WWTPs in China [J]. *Water Science and Technology*, 2019,79(2):334-341.
- [14] Li X, Wang G, Chen J, et al. Deciphering the concurrence of comammox, partial denitrification and anammox in a single low-oxygen mainstream nitrogen removal reactor [J]. *Chemosphere*, 2022, 305:135409.
- [15] Miao L, Wang S, Cao T, et al. Advanced nitrogen removal from landfill leachate via Anammox system based on Sequencing Biofilm Batch Reactor (SBBR): Effective protection of biofilm [J]. *Bioresource Technology*, 2016,220:8-16.
- [16] Xu Z, Dai X, Chai X. Effect of different carbon sources on denitrification performance, microbial community structure and denitrification genes [J]. *Science of the Total Environment*, 2018,634: 195-204.
- [17] Jetten M, Niftrik V, Strous M, et al. Biochemistry and molecular biology of anammox bacteria [J]. *Critical reviews in biochemistry and molecular biology*, 2009,44(2/3):65-84.
- [18] Du R, Peng Y, Ji J, et al. Partial denitrification providing nitrite: Opportunities of extending application for anammox [J]. *Environment International*, 2019,131,105001.
- [19] Peng Z, Zhang Q, Li X, et al. Exploring and comparing the impacts of low temperature to endogenous and exogenous partial denitrification: the nitrite supply, transcription mechanism, and microbial dynamics [J]. *Bioresource Technology*, 2023,370,128568.

- [20] Wan J, Gu J, Zhao Q, et al. COD capture: a feasible option towards energy self-sufficient domestic wastewater treatment [J]. *Scientific reports*, 2016,6(1),25054.
- [21] Zhang Y, Deng J, Xiao X, et al. Insights on pretreatment technologies for partial nitrification/anammox processes: A critical review and future perspectives [J]. *Bioresource Technology*, 2023,384,129351.
- [22] Chen J, Hai Y, Zhang W, et al. Insights into deterioration and reactivation of a mainstream anammox biofilm reactor response to C/N ratio [J]. *Journal of Environmental Management*, 2022,320, 115780.
- [23] Miao L, Zhang Q, Wang S, et al. Characterization of EPS compositions and microbial community in an Anammox SBBR system treating landfill leachate [J]. *Bioresource Technology*, 2018,249,108-116.
- [24] Fuerst J, Sagulenko E. Beyond the bacterium: Planctomycetes challenge our concepts of microbial structure and function [J]. *Nature Reviews Microbiology*, 2011,9(6):403-413.
- [25] Daims H, Lebedeva E, Pjevac P, et al. Complete nitrification by *Nitrospira* bacteria [J]. *Nature*, 2015,528(7583):504-509.
- [26] Wang J, Yan X, Zhuang J, et al. Meta-Omics analysis of a formate sidestream-mediated partial nitritation-coupled anammox process [J]. *ACS ES&T Water*, 2023,3(2):510-519.
- [27] Zhu G, Wang X, Wang S, et al. Towards a more labor-saving way in microbial ammonium oxidation: a review on complete ammonia oxidization (comammox) [J]. *Science of the Total Environment*, 2022,829,154590.
- [28] Kim D, Han H, Yun T, Song, et al. Identification of *nosZ*-expressing microorganisms consuming trace N_2O in microaerobic chemostat consortia dominated by an uncultured Burkholderiales [J]. *The ISME Journal*, 2022,16(9):2087-2098.
- [29] Sun H, Shi W, Cai C, et al. Responses of microbial structures, functions, metabolic pathways and community interactions to different C/N ratios in aerobic nitrification [J]. *Bioresource Technology*, 2020, 311,123422.
- [30] Wang M, Huang G, Zhao Z, et al. Newly designed primer pair revealed dominant and diverse comammox *amoA* gene in full-scale wastewater treatment plants [J]. *Bioresource Technology*, 2018,270:580-587.
- [31] Wang Y, Ma X, Zhou S, et al. Expression of the *nirS*, *hzsA*, and *hdh* genes in response to nitrite shock and recovery in *Candidatus Kuenenia stuttgartiensis* [J]. *Environmental Science & Technology*, 2016,50(13):6940-6947.
- [32] Li, X, Wang, G, Chen, J, et al. Deciphering the concurrence of comammox, partial denitrification and anammox in a single low-oxygen mainstream nitrogen removal reactor [J]. *Chemosphere*, 2022,305,135409.

作者简介: 解舒婷(1995-),女,山西运城人,副教授,博士,研究方向为城市污水生物脱氮除磷.发表论文 10 余篇.xieshuting1995@163.com.