汪天浩,周 鑫,邸 达.IFAS 系统同步短程硝化/反硝化耦合厌氧氨氧化启动特性 [J]. 中国环境科学, 2025,45(8):4266-4274.
Wang T H, Zhou X, Di D. Start-up characteristics of simultaneous shortcut nitrification and denitrification coupled with anammox in an IFAS system [J]. China Environmental Science, 2025,45(8):4266-4274.

IFAS 系统同步短程硝化/反硝化耦合厌氧氨氧化启动特性

汪天浩,周 鑫*,邸 达 (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：采用生物膜-活性污泥复合系统(IFAS)处理高氨氮有机模拟废水,通过逐步提高进水氨氮浓度(50~300mg/L)及低氧控制(DO:0.15mg/L),经 83d 运行成功实现了短程硝化反硝化与厌氧氨氧化耦合.随着氨氮浓度提高,出水亚硝酸盐显著积累.当进水氨氮浓度提高至 300mg/L,反应器对 COD、NH_4^+-N 和 TN 的去除率分别达 95.3%、100%和 93.1%,总氮去除负荷(NRR)达 0.14kg/(m^3·d).微生物活性测试表明生物膜相中厌氧氨氧化活性更高,而氨好氧氧化活性在污泥相更高.随着氨氮和 COD 浓度提高,胞外聚合物(EPS)分泌量增加且蛋白质/多糖(PN/PS)升高,促使系统具备了更强的抗冲击负荷能力和生物稳定性.微生物群落结果发现异养硝化-好氧反硝化菌(*Acinetobacter*)、厌氧氨氧化菌(*Candidatus Brocadia*、*Candidatus Jettenia*)主要在生物膜中富集,而亚硝化菌(*Nitrosomonas*)分布在污泥中,泥膜分离方式有助于不同脱氮菌群定向增殖.功能基因注释(KEGG)推测 IFAS 通过异养硝化/好氧反硝化和短程硝化反硝化/厌氧氨氧化协同脱氮.

关键词：IFAS；高氨氮有机废水；厌氧氨氧化；短程硝化反硝化；启动特性
中图分类号：X703 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2025)08-4266-09

Start-up characteristics of simultaneous shortcut nitrification and denitrification coupled with anammox in an IFAS system.

WANG Tian-hao, ZHOU Xin*, DI Da (College of Environment and Ecology, Taiyuan University of Technology, Innovation Center for Postgraduate Education in Municipal Engineering of Shanxi, Jingzhong 030600, China). *China Environmental Science*, 2025,45(8)：4266~4274

Abstract：An integrated fixed-film activated sludge system (IFAS) was used to treat simulated wastewater with high-strength ammonia and organics in this study. The shortcut nitrification and denitrification coupled with anammox was successfully achieved after 83d operation through stepwise increase of influent ammonia nitrogen concentration (50~300mg/L) and low oxygen control (DO: 0.15mg/L). With the increase of ammonia nitrogen concentration, effluent nitrite accumulated significantly. When the influent ammonia nitrogen concentration increased to 300mg/L, the removal efficiencies of COD, NH_4^+-N and TN reached 95.3%, 100% and 93.1%, respectively, and the total nitrogen removal loading rate (NRR) reached 0.14kg/(m^3·d). The microbial activity test showed that the anammox activity was higher in the biofilm phase, while ammonia aerobic oxidation activity was higher in the sludge phase. With the increase of ammonia nitrogen and COD concentrations, extracellular polymeric substance (EPS) secretion and protein/polysaccharide (PN/PS) increased, promoting stronger impact load resistance and biological stability of the system. Microbial community results found that heterotrophic nitrification and aerobic denitrifier (*Acinetobacter*), anammox bacteria (*Candidatus Brocadia* and *Candidatus Jettenia*) were mainly enriched in biofilm, while partial nitrification bacteria (*Nitrosomonas*) was distributed in sludge.The sludge-biofilm separation mode facilitates directed proliferation of different nitrogen-removing bacteria.Functional gene annotation (KEGG) suggests that collaborative nitrogen removal in the IFAS system is via heterotrophic nitrification/aerobic denitrification and partial nitrification denitrification/anammox.

Key words：IFAS；high ammonia organic wastewater；anammox；partial nitrification and denitrification；startup characteristics

高氨氮废水处理是工业废水防治领域的重大难题.目前,传统硝化/反硝化脱氮法已难以满足可持续发展的目标要求[1].厌氧氨氧化(Anammox)是氨氮在亚硝酸盐作为电子供体条件下被缺氧氧化为氮气的过程,能显著降低能耗和运行成本并减少温室气体排放,是一种极具经济效益的高效脱氮工艺[2-3].

目前,Anammox 已成功应用于处理高氨氮低碳氮比(C/N<0.5)废水[4].然而,对于同时含有较高浓度的 COD 和氨氮的实际废水,Anammox 应用面临极大挑战[5].高 COD/N 可能使厌氧氨氧化菌(AnAOB)在与异养反硝化菌(HDB)的竞争中失去优势,从而导致脱氮性能下降[6-7].本课题组 2018 年在 SBBR 反

收稿日期：2025-01-17
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(202403021221049)
* 责任作者, 教授, raymans2006@163.com

应器中首次发现并提出了同步有机物氧化、短程硝化反硝化耦合厌氧氨氧化(SCONDA)工艺,很好地解决了有机物和氨氮在单一反应器同步去除的难题[8].

生物膜-活性污泥复合系统(IFAS)具有占地面积小,污泥产量小,抗冲击负荷能力强等优势,适用于活性污泥工艺的升级改造,极具工程应用潜力[9].系统中,好氧异养菌、氨氧化细菌(AOB)和亚硝酸盐氧化菌(NOB)等对氧亲和力较高的微生物更容易在悬浮污泥中富集.而 AnAOB 和 HDB 等细菌更倾向于在生物膜上生长[10].此外,IFAS 系统中选择性排放悬浮污泥是抑制NOB生长的有效策略[11-13].因此,限氧运行、选择性排泥等控制策略结合泥-膜微生物的空间分离,使系统中同时完成 SCONDA 过程成为可能.然而,目前尚未有对于连续流式 IFAS 系统处理高浓度氨氮有机废水实现 SCONDA 的研究报道.

本研究采用 IFAS 系统,通过逐步提高氨氮负荷的方式,探究 IFAS 反应器处理高氨氮有机废水 SCONDA 启动特性,考察系统同步脱氮除碳性能、胞外聚合物特征(EPS)、微生物群落组成及空间分布,并揭示脱氮途径.研究结果有望为 IFAS 处理高氨氮有机废水同步脱氮除碳的工程化应用提供技术指导.

1　材料与方法

1.1　实验装置

本研究采用小试IFAS反应器(图1),有效容积约6L,填充 25%的改性聚乙烯填料.该填料质轻、易于悬浮,且比表面积较大,有利于微生物附着和富集,是 IFAS 工程应用中最常见的生物填料.机械搅拌装置和曝气装置设在反应器底部, 曝气流量由曝气装置与气体质量流量计(CMQ 0200,日本山武)和空气压缩机(OTS-550,台州奥突斯)串联实现连续精确控氧.水力停留时间(HRT)为 2d,进水 pH(7.8±0.05),系统保持在恒温(30±1)°C.第 1d,采用取自山西某城市污水厂污泥的 2L 回流污泥进行接种,MLSS 约为 3200mg/L.在第 18d,混合接种 40mL 的 Anammox 颗粒污泥,取自实验室小试 Anammox 反应器(氮去除负荷: 0.38kgN/(m^3·d)).反应器连续进出水,二次沉淀池上清液排放,活性污泥通过泵回流至反应系统.悬浮污泥固体停留时间(SRT)在前两阶段不进行控制;S3 阶段之后,SRT 控制在 40d.进水中添加 NH_4Cl 和葡萄糖提供 NH_4^+-N 和 COD 来源,进水中同时添加 1mL/L 微量元素溶液.包含 5g/L EDTA、0.15g/L $CoCl_2·6H_2O$、0.12g/L $MnSO_4$、0.19g/L $NiCl_2·6H_2O$、0.12g/L $ZnSO_4·7H_2O$、1.5g/L $FeCl_3$、0.03g/L $CuSO_4$、0.06g/L Na_2MoO_4、0.17g/L Na_2SeO_3 和 0.015g/L H_3BO_4.

实验分为 5 个阶段,第 S1~S2 阶段,活性污泥沉降性能良好,未排泥;S3~S5 阶段,COD 升高后,活性污泥大量生长,污泥沉降性能开始变差,考虑到较长 SRT 有利于 AnAOB、AOB 等自养菌生长,故将 SRT 设置为 40d.实验运行条件如表 1 所示.

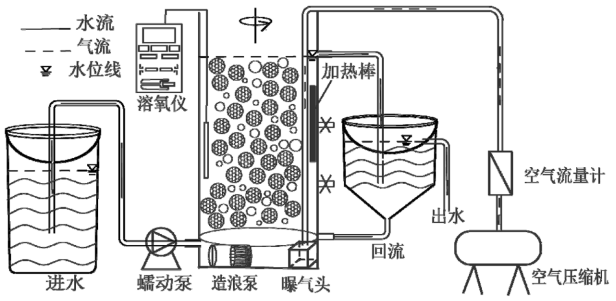


图 1　IFAS 装置

Fig.1　IFAS system

表 1　实验运行阶段及运行条件

Table 1　Experimental Phases and Operating Conditions

阶段	NH_4^+-N 浓度 (mg/L)	COD 浓度 (mg/L)	C/N	平均 DO (mg/L)	SRT (d)	运行时间 (d)
S1	50	100	2	0.80	-	1-17
S2	100	300	3	0.40	-	18-26
S3	150	450	3	0.15	40	27-42
S4	200	600	3	0.15	40	43-63
S5	300	900	3	0.15	40	64-85

1.2　化学分析

出水水样通过 0.45μm 的滤膜过滤后分析.COD 和 NH_4^+-N 采用哈希快速测定法(HACH DR 1900,美国)分析,NO_2^--N 采用 N-(1-萘基)-乙二胺分光光度法(GB 7493-87)测定,NO_3^--N 采用紫外分光光度法(GB/T 5750.5-2023)测定.TN 为所有氮元素的总和.水温和 DO 采用多参数水质测定仪(WTW Multi3410,德国)进行监测,pH 值采用 pH 计(FE-20,梅特勒)进行测定.

1.3　指标计算

氨氮去除负荷(ARR)和总氮去除负荷(NRR)分

别按照式(1)和(2)计算:

$$ARR = \frac{\left(NH_4^+ - N_{in}\right) - \left(NH_4^+ - N_{eff}\right)}{HRT} \quad (1)$$

$$NRR = \frac{\left(TN_{in}\right) - \left(TN_{eff}\right)}{HRT} \quad (2)$$

式中:ARR 为氨氮去除负荷,kg/(m^3·d);NRR 为总氮去除负荷,kg/(m^3·d);HRT 为水力停留时间,d;NH_4^+-N_{in} 和 NH_4^+-N_{eff},分别为进料后进出水中 NH_4^+-N 浓度,mgN/L;TN_{in} 和 TN_{eff} 分别为进料后进出水中 TN 浓度,mgN/L.

1.4 微生物活性测试

S1、S3 和 S5 阶段末期(第 15,42,81d),随机取出填料和污泥,用磷酸盐缓冲溶液清洗 3 次后放入 500mL 血清瓶,加入 250mL 配水,配水中 NH_4^+-N (100mg/L)和 NO_2^--N (120mg/L), pH 值调至 7.5,最后通入纯氮气排空内部空气.将密封好的血清瓶放入恒温振荡器(30℃、150r/min),反应时间 2h,通过采集不同反应时间出水水样,测定水样 NH_4^+-N 和 NO_2^--N 浓度用以计算厌氧氨氧化活性(SAA).缺氧反硝化活性(ADA)测定过程与测定 SAA 类似:配水中只添加 NO_3^--N(100mg/L),同时加入葡萄糖(300mg/L)作为有机碳源,测定水样 NO_3^--N 浓度计算 ADA.好氧氨氧化活性(OAA)测定:加入配水 250mL,只加入 NH_4^+-N(100mg/L),血清瓶不密封,测定水样 NH_4^+-N 浓度计算 OAA.好氧亚硝酸盐氧化活性(ONA)测定过程与测定 OAA 类似:进水只添加 NO_2^--N (100mg/L),测定水样 NO_3^--N 浓度计算 ONA.每个指标测试作 3 次重复.

1.5 胞外聚合物分析

在 S1、S3 和 S5 阶段末期(第 15,42,81d),从 IFAS 反应器中取出生物膜和活性污泥,并对其胞外聚合物(EPS)组分进行分析.参照 Miao 等[14]的方法提取 EPS.蛋白质(PN)采用考马斯亮蓝比色法测定;多糖(PS)采用蒽酮-硫酸比色法进行测定.

EPS 表征运用三维荧光光谱(3D-EEM)技术分析,3D-EEM 计(RF6000 型,日本岛津)的设置参数为发射波长(*E*m)范围 200~550nm,数据间隔 5nm,激发波长(*E*x)范围 200~550nm,数据间隔 2nm,扫描速度为 12000nm/min,发射和激发光带宽均为 10nm,扫描后得到的数据利用 Origin 2021 软件处理分析.

1.6 高通量测序

在 S1、S3 和 S5 阶段末期(第 15,42,81d),收集活性污泥和生物膜样品.使用 E.Z.N.A™ Mag-Bind Soil DNA Kit(OMEGA, M5635-02,美国)试剂盒提取 DNA 样本,引物采用 Illumina Miseq 测序平台,选用引物 341F(5'-CCTACGGGAGGCAGCAG-3')和 805R(5'-GACTACHVGGGTATCTAATCC-3') 对细菌 16S rRNA 的 V3-V4 区域进行 PCR 扩增[15],最后交由上海生工进行 Illumina 高通量测序(登录号:PRJNA1200933).

2 结果与讨论

2.1 反应器处理性能

反应阶段脱氮效能如图 2 所示.S1 阶段的进水氨氮为 50mg/L,C/N 为 2.DO 严格控制在<0.4mg/L,对污泥进行驯化,使厌氧污泥适应微氧环境,并使其硝化能力得到恢复和提高.在该阶段氨氮去除率(ARE)最高达到 100%,随后稳定在 80%左右,然而该阶段产生了大量 NO_3^--N,总氮去除率(TNRE)仅在 40%,这表明在研究条件下发生了完全硝化.为了促进部分硝化过程亚硝酸盐积累,为 Anammox 生长提供必要底物,通过渐进式提高氮负荷率(NLR)来选择性抑制 NOB 的生长[16],此时生物膜挂膜效果不好(图 3(a)).S2 阶段将进水 NH_4^+-N 浓度提高至 100mg/L,同时将 C/N 调整为 3,以便同时促进反硝化.此时,NH_4^+-N 去除率上升至 100%,总氮出去率上升至 60%.S3 阶段,将 NH_4^+-N 进一步提高至 150mg/L,进一步提高亚硝酸盐积累率.由图可知,此时亚硝氮浓度由之前 0.1mg/L 增加至 2.4mg/L.亚硝酸盐的积累表明提高氨氮负荷策略已一定程度上选择性淘汰了 NOB,使反应器出现了显著的短程硝化现象.在该阶段,ARE 和 TNRE 都呈现初先下降后上升的趋势,这表明了氨冲击负荷初期对系统有抑制但后期具有很强的恢复适应能力.在该阶段末期,ARE 达到 100%,TNRE 和化学需氧量去除率(CODRE)均超过了 95%,表明 SCONDA 已经初步发生.在第 42d(图 3(b)),可观察到生物填料红色加深,这标志着 IFAS 系统的 SCONDA 初步建立.在 S4 阶段和 S5 阶段,继续增高 NH_4^+-N 浓度,发现 ARE 和 NRE 都呈现出先下降后上升的趋势,在 S5 运行结束时,NRE 分别在阶段末期超过了 90%和 93%,此时 ARR 和 NRR 分别达

0.15 和 0.14kg/(m^3·d).第 82d(图 3(c)),填料红色进一步加深,填料内部出现光滑的较成熟生物膜,这标志着 IFAS 系统进入稳定阶段,实现了成功启动.

运行期间,COD 去除率整体保持在 80%以上.除调整工况时,COD 去除率有所下降,每个运行条件内均表现出平稳或缓慢上升趋势.值得一提的是,在 S5 阶段 COD 浓度高达 900mg/L,而出水 COD 仅 45mg/L,COD 去除率高达 95%,系统表现出高效而稳定的 COD 去除性能.一般来说,Anammox 系统的进水中含有较高有机化合物时,HDB 可能成为优势菌种,并导致 AnAOB 活性下降,影响系统脱氮效能[6].因此为维持 Anammox 优势地位,C/N 一般控制在 0.9 以下[17].然而,这样会导致同步短程硝化、厌氧氨氧化与反硝化(SNAD)系统中无法同时有效去除 COD 和 TN.而在 SCONDA 系统中,以异养微生物占主导,有机物通过大量的好氧/兼性异养菌得以降解去除,减弱了 COD 对 AnAOB 负面抑制作用.此外,IFAS 系统中,生物膜与活性污泥的空间分离,保护了生物膜内 AnAOB 菌对较高 COD 的耐受性[18-19].低曝气、高氨氮的运行策略,抑制了污泥中的 NOB 活性,实现了稳定的 NO_2^-–N 供应.因此,实现了短程硝化反硝化与厌氧氨氧化的同步耦合,稳态下,系统对 COD、NH_4^+–N 和 TN 去除率分别高达 95.3%、100%、93.1%.

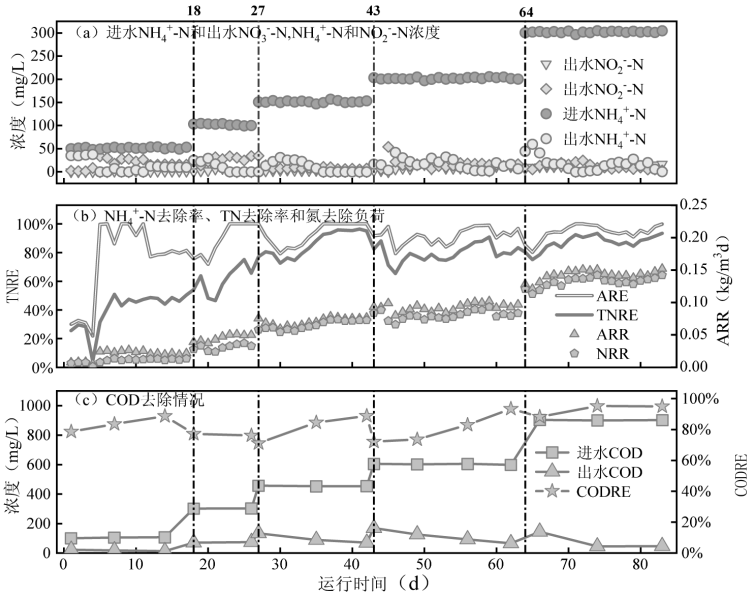


图 2　IFAS 反应器运行效果

Fig.2　Performance of the IFAS Reactor

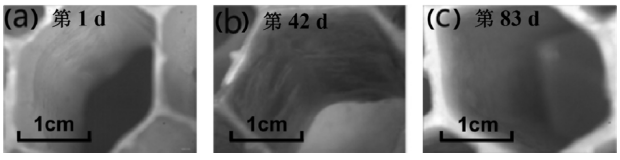


图 3　IFAS 运行过程生物载体照片

Fig.3　Photos of the Bio-carriers during the IFAS Operation Process

表 2　出水水质及脱氮效果

Table 2　Effluent quality and nitrogen removal performance

阶段	出水 NH_4^+–N (mg/L)	出水 NO_3^-–N (mg/L)	出水 NO_2^-–N (mg/L)	NO_2^-积累率 (%)	出水 TN (mg/L)	ARE (%)	TNRE (%)	ARR (kg N/(m^3 · d))	NRR (kg N/(m^3 · d))
S1	13.6±13.8	17.5±9.7	0.6±0.5	3.5±2.7	31.7±6.7	74.8±26.8	40.8±12.4	0.019	0.010
S2	8.7±11.5	28.1±7	2.1±2.7	7.0±7.9	38.8±10.2	91.7±11.1	63.3±10.7	0.045	0.031
S3	10.1±11.8	9.5±7	1.5±1.3	15.1±12.3	21.2±13.4	93.3±7.8	86.0±8.9	0.071	0.065
S4	16.7±11.1	16.6±9.4	8.1±4.8	33.5±14.9	41.4±12.4	91.7±5.5	79.5±6.2	0.093	0.080
S5	17.4±15.9	11.2±6	10.2±3.9	49.6±19.6	38.9±15	94.2±5.3	87.1±5.0	0.142	0.132

2.2 分时水质测试

第 81d,对不同时间出水水质进行了原位水质测定,如图 4.在 12h 内,NH_4^+-N 一直呈下降趋势,而 NO_2^--N、NO_3^--N 在 2h 后开始有少量积累.最终,NH_4^+-N 被完全去除,反应器内总氮剩余 13.5mg/L,均由 NO_3^--N 组成,NRE 达 89.8%.而 COD 的浓度在 3h 下降迅速,而后 9h 下降相对平缓.结合后面微生物群落分析,污泥相 AOB 高于 NOB,表明存在着短程硝化过程.生物膜相中同时存在 AnAOB 和异养硝化-好氧反硝化菌,推测系统是由短程硝化/厌氧氨氧化协同异养硝化-好氧反硝化实现氮去除.

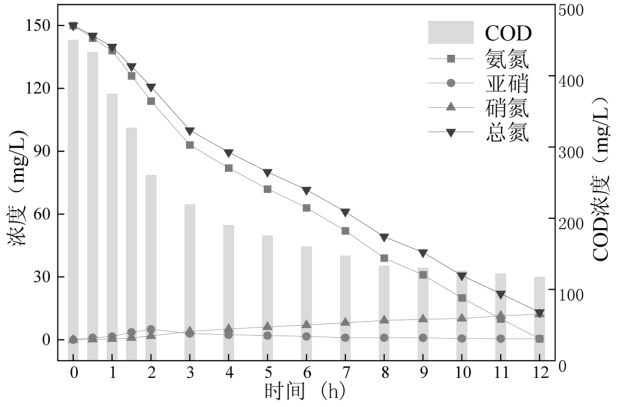


图 4 水质分时测试

Fig.4 Temporal Water Quality Testing

2.3 微生物活性测试

图 5 显示了 S1、S3 和 S5 阶段污泥和生物膜微生物活性.结果表明,氨氮负荷提高后,S3 阶段污泥和生物膜两相中均出现 AnAOB 活性.S5 阶段后,污泥中的 AnAOB 活性下降到了 1.22mgN/(gVSS·h),这可能是由于 COD 负荷的上升;然而,生物膜的 AnAOB 活性急剧上升到了 5.31mgN/(gVSS·h).结合图 6 分析,生物膜相可能由于产生了更多的 EPS,而具备了更强的抵抗外部环境变化的能力.随着时间推移,AOB 活性几乎全部存在于污泥中;污泥相和生物膜相中 NOB 活性均受到有效抑制.此外,污泥和生物膜相中,均具备高水平的反硝化活性.生物膜相中 SAA 活性比絮体更高,表明 AnAOB 更容易富集在生物膜上发挥其 Anammox 活性.而硝化菌更多在活性污泥絮体中,这有可能是因为污泥絮体传氧效果好,底部絮体能率先接触到氧和底物[20].

值得一提的是,反应器内 Anammox 和异养反硝化都以较高的活性存在,共同实现反应器高效脱氮.在污泥中 ADA 显著高于 SAA;而在生物膜中,SAA 则略高于 ADA.考虑到 C/N 比仅为 3,无法实现完全的异养反硝化,可推测反应器中存在短程硝化-反硝化和 Anammox 联合脱氮的可能.

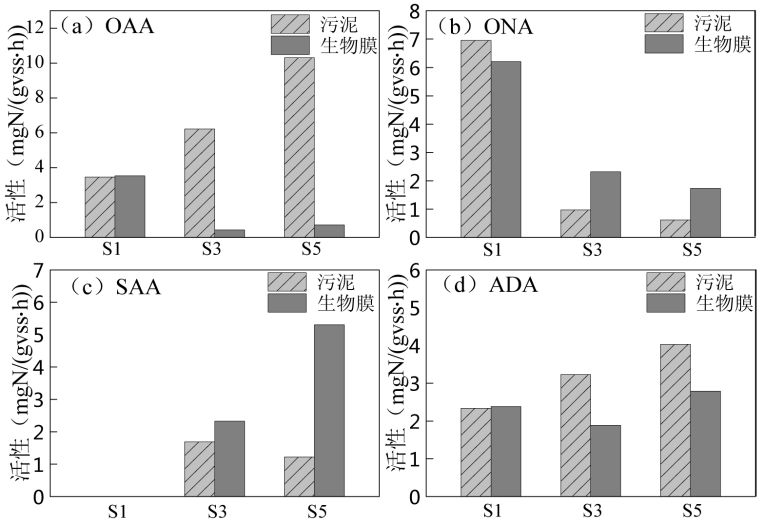


图 5 功能活性测定

Fig.5 Functional Activity Measurement

2.4 EPS 组成及特性

图 6 显示了 S1、S3 和 S5 阶段污泥和生物膜 EPS 含量与组分.随着 COD 增加,活性污泥和生物膜 EPS 含量分别从 70.91mg/gVSS 增至 78.53mg/gVSS 和 66.84mg/gVSS 增至 107.47mg/gVSS.在同阶段,生物膜比污泥相产生更多的 EPS,这与 Shao 等的研究

结果相同[21].这是因为,生物膜中微生物呈附着生长,具有很长固体污泥停留时间,可以分泌出更多的多糖(PS)和蛋白物(PN)抵御进水水质与环境变化,有助于系统的稳定[22-23].各阶段,生物膜和活性污泥的 PN 浓度一直高于 PS 浓度,并且 PN/PS 之比呈增加趋势:活性污泥中 PN/PS 比分别为 1.84、1.85、3.89;生物膜中 PN/PS 比分别为 3.28、6.72、7.96.PN/PS 的增高,代表生物膜结构更加紧密,更具有稳定性;污泥具有更强的疏水性与沉降性能[24].此时,污泥拥有更稳定的 COD 和 NH_4^+-N 去除能力,能够缓解水质变换对生物膜带来的冲击,有利于反应器高效而稳定的运行[25].此外,高 PN/PS 比还能通过提高微生物表面的疏水性和降低污泥表面的电负性来促进生物膜的形成,有利于反应器快速启动.

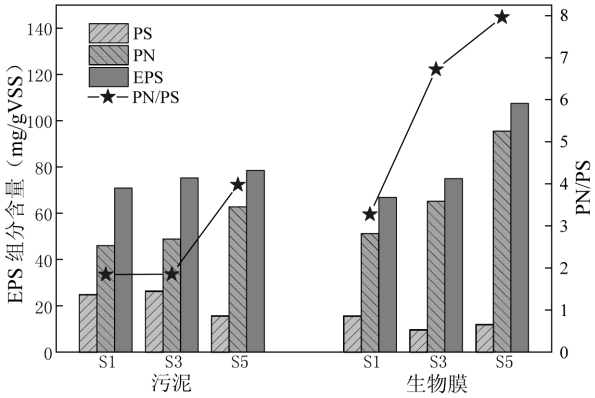


图 6　EPS 组分及 PN/PS

Fig.6　EPS Components and PN/PS Ratio

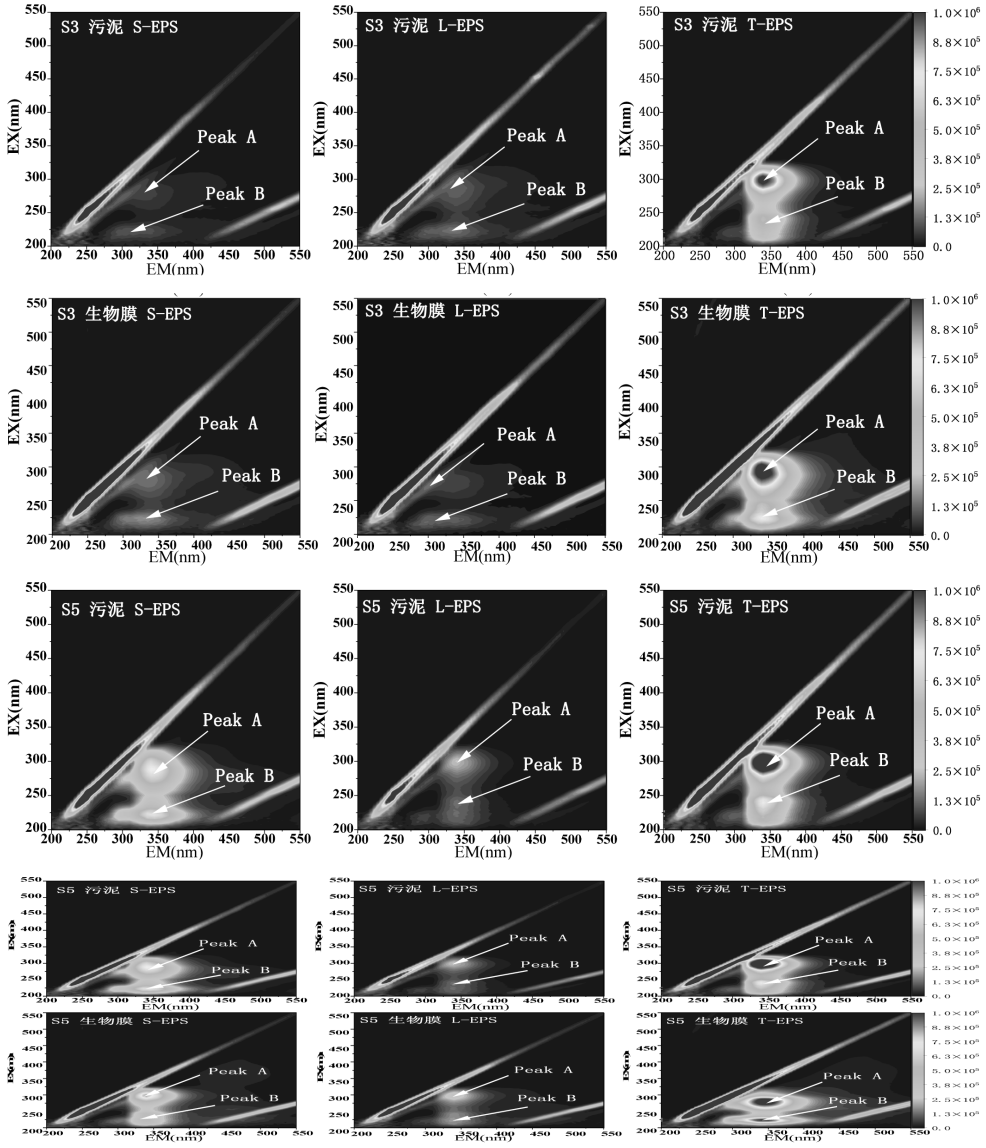


图 7　EPS 三维荧光光谱

Fig.7　Three-Dimensional Fluorescence Spectra of EPS

S3 阶段和 S5 阶段的 3D-EEM 如图 7.两阶段生物膜与污泥各层 EPS 均有 2 个明显的荧光峰,且位置基本一致,说明提高进水氨氮浓度并未显著改变 EPS 组分.其中,峰 A 位于 Ex/Em=255~320/300~380nm,Ⅳ区(可溶性微生物副产物类),与酪氨酸和类蛋白、色氨酸和蛋白质类物质有关[26];峰 B 位于 220~250/330~380nm,Ⅱ区(芳香族蛋白质).与第 2 阶段相比,第 3 阶段时溶解性 EPS(S-EPS)、松散性 EPS(LB-EPS)和紧密结合性 EPS(TB-EPS)的峰 A 和峰 B 的荧光强度都显著增加,这也与 PN 与 PS 浓度增加相印证.在两个阶段中,填料中的各层 EPS 荧光强度皆强于污泥,这说明生物膜中微生物细胞凝聚了更多的芳香族蛋白质、类蛋白质物质和可溶性微生物副产物类物质,以促进生物膜的形成并增强抗冲击负荷的能力[14].此外,这些物质还能作为内源碳源,促进短程硝化过程,提供 NO_2^--N,为厌氧氨氧化菌在生物膜中的大量存在创造条件,提高了系统脱氮效能.

2.5 启动效果比较

表 3 比较了本研究与其他相关研究处理高氨氮有机废水 Anammox 启动效果. 本研究,采用 IFAS 系统,在进水水质、水温相似的条件下,在较短时间(83d)和极低 DO(<0.2mg/L)实现了 Anammox 启动.对比 SBBR,SBR 等其他系统,IFAS 对于氨氮、总氮和 COD 去除率都有一定提高,这是由于泥膜两相同时存在,系统内微生物更加多样化,多种脱氮菌群共同完成协同脱氮.因此,连续流 IFAS 系统在处理高氨氮有机废水实现同步脱氮除碳方面更具应用前景.

表 3 本研究与其他相关研究启动效果比较

Table 3 Comparison of Startup Performance between This Study and Other Related Studies

反应器形式	进水 NH_4^+-N (mg/L)	进水 COD (mg/L)	NH_4^+-N 去除率(%)	TN 去除率 (%)	COD 去除率 (%)	氮去除负荷 (kg/(m^3·d))	温度 (℃)	DO (mg/L)	启动时间 (d)	参考文献
PN/A	350	750	>90.0	74.2	82.0	0.24	29-31	-	117	[2]
SBR	175	200	>90.0	84.0	72.4	0.17	29-31	<0.2	113	[3]
SBBR	300	900	92.6	88.0	94.3	0.15	29-31	1.1-1.3	81	[4]
IFAS	300	900	94.2	87.1	95.3	0.13	29-31	<0.2	83	本研究

2.6 微生物群落特征

图 8 为 S1、S3 和 S5 阶段污泥和生物膜中微生物群落组成.门水平(图 8(a)),在生物膜和污泥中最具优势的菌门从变形菌门 Proteobacteria 最终变为拟杆菌门 Bacteroidota,变形菌门退居第二.其他优势菌门还有浮霉菌门 Planctomycetes、酸杆菌门 Acidobacteriota、绿弯菌门 Chloroflexi.这些菌群在生物脱氮、COD 去除等方面发挥着重要作用[29-30].

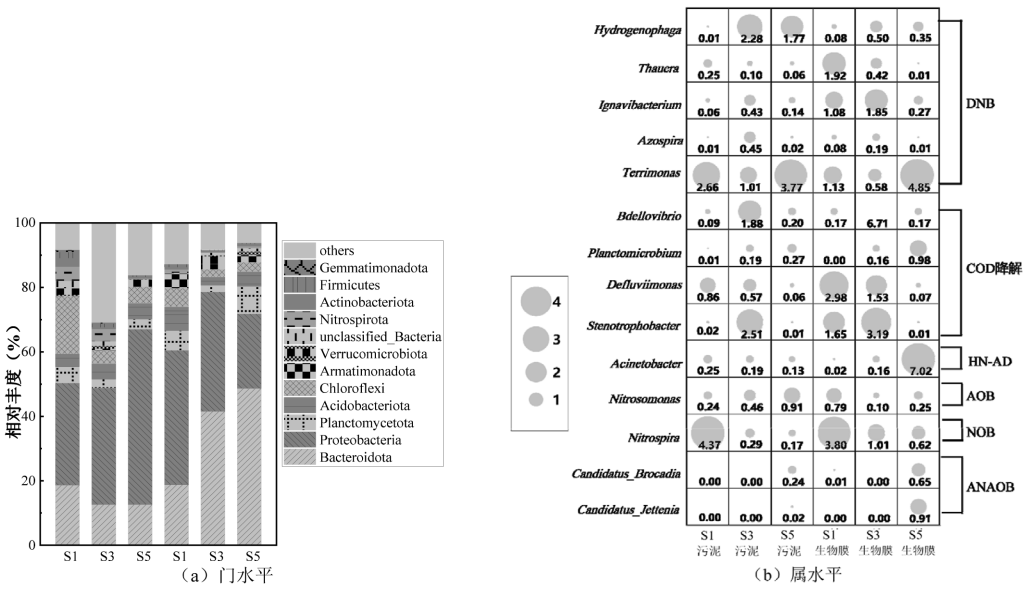


图 8 微生物群落组成

Fig.8 Microbial Community Composition

属水平(图 8(b)),共发现 14 种脱氮除碳相关的主要功能菌,包括:*Acinetobacter*、*Hydrogenophaga*、*Ignavibacterium*、*Terrimonas* 等. S1 阶段,系统内几乎没有 AnAOB,这可能是由于 AnAOB 在低氨和高 DO 运行中处于劣势而被抑制. S5 阶段时,系统中检测出了 *Candidatus Brocadia*(膜:0.65%;泥:0.24%)和 *Candidatus Jettenia*(膜 :0.91%; 泥 :0.02%) 两 种 AnAOB,且生物膜中丰度远高于活性污泥,这表明进水氨氮负荷的增加有利于促进 AnAOB 在生物膜内数量增加[31],与活性污泥相比,生物膜更容易形成有利于 AnAOB 生长的微环境空间.硝化菌方面,在污泥相,*Nitrosomonas* 丰度远高于 *Nitrosipira*,表明可能存在短程硝化作用.而生物膜相,AOB 丰度很低.此外,还发现了大量的异养硝化−好氧反硝化菌(HN−AD),以 *Acinetobacter* 为主,主要存在于生物膜中.同时具备硝化、反硝化和降解 COD 能力,降低 COD 对自养菌的负面影响,促进 AnAOB 生长[32];而反硝化菌属的相对丰度则均呈减少趋势,在 S5 阶段时,反硝化菌以 *Ignavibacterium*(膜:0.35%;泥:1.77%)为主,其丰度远远低于 HN−AD 菌表明系统主要以 HN−AD 脱氮为主.IFAS 系统在泥膜两相所具有的微生物群落空间分布特性,促使不同功能菌属定向富集与协同脱氮[33-34].

2.7　脱氮机制分析

图 9(a)为 S1、S3 和 S5 阶段污泥和生物膜中氮代谢基因注释.S1 阶段,泥膜两相中亚硝酸氧化酶基因(*Nxr*)数量显著大于氨单加氧酶基因(*Amo*)和羟胺脱氨酶基因(*Hao*);同时,硝酸盐还原酶基因(*Nar/Nap*)和反硝化相关基因(*Nir/Nor/Nos*)丰度较高.表明,此时系统内脱氮路径主要以传统硝化/反硝化为主.随着氮负荷提高和溶解氧下降,S5 阶段泥相,亚硝酸氧化基因(*Nxr*)低于硝酸盐还原酶基因(*Nar/Nap*)且具有高丰度的反硝化基因(*Nir/Nor/Nos*),表明泥相存在短程硝化/反硝化过程;膜相,硝化相关基因(*Amo*, *Hao*,*Nxr*)数量和硝酸盐还原基因(*Nar*)数量显著上升,结合微生物菌群分析,表明发生了明显的异养硝化−好氧反硝化.与此同时,膜相中还存在 AnAOB,因此,IFAS 泥膜两相中,在 AOB、HN−AD、HDB、AnAOB 等功能脱氮菌的共同作用下,通过异养硝化/好氧反硝化和短程硝化/反硝化/厌氧氨氧化路径实现了高效脱氮(图 9(b)).

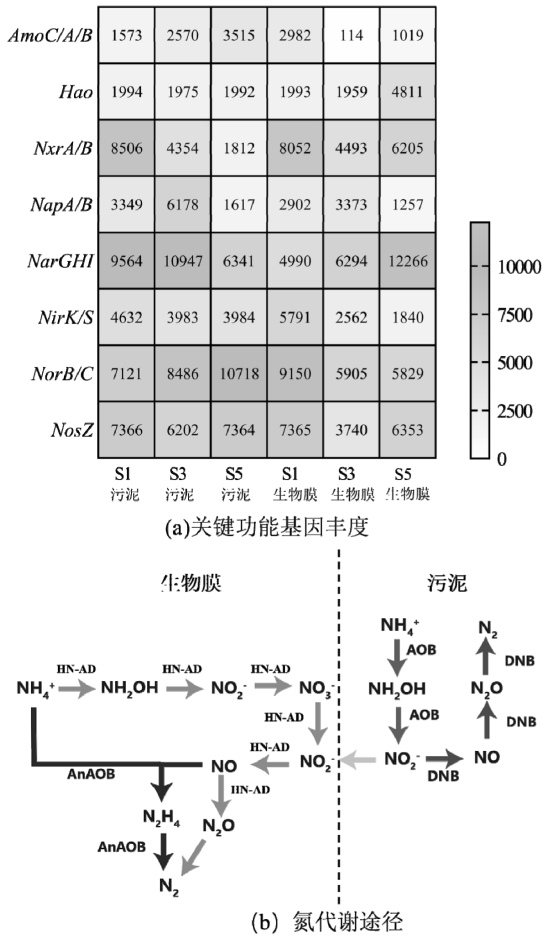


图 9　氮代谢基因注释(S5 阶段)

Fig.9　Annotation of Nitrogen Metabolism Gene (S5Stage)

3　结论

3.1　在活性污泥加入少量 Anammox 污泥,通过提高氨氮和降低 DO 方式,83d 后实现 IFAS−Anammox 启动,TNRE、CODRE 分别达 87.1%、95.3%.

3.2　生物膜 SAA 显著高于污泥相.生物膜中 EPS 含量和 PN/PS 较污泥相更高,说明分泌了更多的芳香族蛋白质物质和可溶性微生物副产物.

3.3　氨氮负荷增加促使了 *Candidatus Brocadia*、*Candidatus Jettenia* 丰度增加.生物膜 AnAOB 丰度远高于活性污泥,泥膜分离方式有助于实现短程硝化反硝化与厌氧氨氧化的同步耦合.

3.4　功能基因注释推断 IFAS 通过异养硝化/好氧反硝化和短程硝化/反硝化/厌氧氨氧化协同脱氮.

参考文献：

[1] Xie Y D, Zhang Q H, Dzakpasu M, et al. Towards the formulation of rural sewage discharge standards in China [J]. Science of The Total Environment, 2021,759:143533.

[2] He Y X, Feng D B, Huang Y K, et al. Achieving transformation from denitrifying biofilter to partial denitrification/anammox biofilter through self-enrichment of anammox bacteria [J]. Journal of Water Process Engineering, 2024,57:104686.
[3] Cao Y S, Van Loosdrecht M C M, Daigger G T. Mainstream partial nitritation-anammox in municipal wastewater treatment: status, bottlenecks, and further studies [J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2017,101(4):1365-1383.
[4] Giustinianovich A E, Campos J L, Roeckel D M. The presence of organic matter during autotrophic nitrogen removal: Problem or opportunity? [J]. Separation and Purification Technology, 2016,166:102-108.
[5] Wan J F, Gu J, Zhao Q, et al. COD capture: a feasible option towards energy self-sufficient domestic wastewater treatment [J]. Scientific Reports, 2016,6(1):250-254.
[6] Jenni S, Vlaeminck E S, Morgenroth E, et al. Successful application of nitritation/anammox to wastewater with elevated organic carbon to ammonia ratios [J]. Water Research, 2014,49:316-326.
[7] Chen J B, 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.
[8] Zhou X, Zhang Z Q, Zhang X A, et al. A novel single-stage process integrating simultaneous COD oxidation, partial nitritation-denitritation and anammox (SCONDA) for treating ammonia-rich organic wastewater [J]. Bioresource Technology, 2018,254:50-55.
[9] 宋相通,徐祖武,董 滨.固定生物膜-活性污泥脱氮工艺研究进展与应用 [J]. 水处理技术, 2022,48(2):29-33.
Song X T, Xu Z W, Dong B. Research Progress and Application of Fixed Biofilm Activated Sludge Process for Nitrogen Removal [J]. Technology of Water Treatment, 2022,48(2):29-33.
[10] Liu Y, Niu Q G, Wang S P, et al. Upgrading of the symbiosis of *Nitrosomanas* and anammox bacteria in a novel single-stage partial nitritation-anammox system: Nitrogen removal potential and Microbial characterization [J]. Bioresource Technology, 2017,244(P1):463-472.
[11] Laureni M, Weissbrodt D G, Villez K, et al. [J]. Water Research, 2019,154:104-116.
[12] Laureni M, Weissbrodt D G, Szivák I, et al. Activity and growth of anammox biomass on aerobically pre-treated municipal wastewater [J]. Water Research, 2015,80:325-336.
[13] Wang W G, Wang Y Y, Wang X D, et al. Dissolved oxygen microelectrode measurements to develop a more sophisticated intermittent aeration regime control strategy for biofilm-based CANON systems [J]. Chemical Engineering Journal, 2019,365:165-174.
[14] Miao L, Zhang Q, Wang S Y, et al. Characterization of EPS compositions and microbial community in an Anammox SBBR system treating landfill leachate [J]. Bioresource Technology, 2018,249:108-116.
[15] Chen Q ,Xu L ,Zhang Z, et al. Insight into the short- and long-term effects of quinoline on anammox granules: Inhibition and acclimatization [J]. Science of The Total Environ, 2018,651(P1): 1294-1301.
[16] Wei D, Xue X D, Yan L G, et al. Effect of influent ammonium concentration on the shift of full nitritation to partial nitrification in a sequencing batch reactor at ambient temperature [J]. Chemical Engineering Journal, 2014,235:19-26.
[17] Wang Z Z, Ji Y, Yan L N, et al. Simultaneous anammox and denitrification process shifted from the anammox process in response to C/N ratios: Performance, sludge granulation, and microbial community [J]. Journal of Bioscience and Bioengineering, 2020, 130(3):319-326.
[18] Du Y, Yu D, Wang X, et al. Achieving simultaneous nitritation, anammox and denitrification (SNAD) in an integrated fixed-biofilm activated sludge (IFAS) reactor: Quickly culturing self-generated anammox bacteria [J]. Science of the Total Environment, 2021,768:144446.
[19] Waqas S, Bilad R M, Man Z, et al. Recent progress in integrated fixed-film activated sludge process for wastewater treatment: A review [J]. Journal of Environmental Management, 2020,268(C):110718.
[20] Li G, Yu Y, Li X, et al. Research progress of anaerobic ammonium oxidation (Anammox) process based on integrated fixed‐film activated sludge (IFAS) [J]. Environmental Microbiology Reports, 2024,16(2):13235.
[21] Shao Y X, Shi Y J, Mohammed A, et al. Wastewater ammonia removal using an integrated fixed-film activated sludge-sequencing batch biofilm reactor (IFAS-SBR): Comparison of suspended flocs and attached biofilm [J]. International Biodeterioration & Biodegradation, 2017,116:38-47.
[22] Sriwiriyarat T, Nuchlek P. Effects of pH on extracellular polymeric substances compositions of biofilm in Integrated Fixed Film Activated Sludge process [J]. International Journal of Environmental Science and Technology, 2022,19(1):73-84.
[23] Zeng J, Gao J M, Chen Y P, et al. Composition and aggregation of extracellular polymeric substances (EPS) in hyperhaline and municipal wastewater treatment plants [J]. Scientific Reports, 2016,6(1):26721.
[24] Wang W G, Yan Y, Zhao Y H, et al. Characterization of stratified EPS and their role in the initial adhesion of anammox consortia [J]. Water Research, 2020,169:115223.
[25] 聂裕婷,周 鑫,平彩霞.SO_3^{2-}驱动自养短程反硝化工艺亚硝酸盐积累特性研究 [J]. 中国环境科学, 2023,43(11):5719-5727.
Nie Y T, Zhou X, Ping C X. Nitrite accumulation characteristics in a SO_3^{2-} driven partial autotrophic denitrification process [J]. China Environmental Science, 2023,43(11):5719-5727.
[26] Huang Y, Peng Y Z, Huang D H, et al. Enhanced Nitrogen Removal from Domestic Wastewater by Partial-Denitrification/Anammox in an Anoxic/Oxic Biofilm Reactor [J]. Processes, 2022,10(1):109-109.
[27] 刘 俊,姚冬杰,周 淼,等.两段式亚硝化-厌氧氨氧化工艺处理沼液的运行特性研究 [J/OL]. 生态与农村环境学报, 2025.https://doi.org/10.19741/j.issn.1673-4831.2024.0444.
Liu J, Yao D J, Zhou M, et al. Operational Characteristics of a Two-Stage Partial Nitritation-Anammox Process for Biogas Slurry Treatment [J/OL]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2025.https://doi.org/10.19741/j.issn.1673-4831.2024.0444.
[28] Gao Z, Bi X, Zhao J, et al. Self-cultivating anammox granules for enhancing wastewater nitrogen removal in nitrification-denitrification flocculent sludge system [J]. Bioresour Technology, 2024,397:130458.
[29] Wang J X, Liang J D, Sun L, et al. Achieving reliable partial nitrification and anammox process using polyvinyl alcohol gel beads to treat low-strength ammonia wastewater [J]. Bioresour Technology, 2021,324:124669.
[30] Xiang H, Hong Y G, Wu J P, et al. Denitrification contributes to N_2O emission in paddy soils [J]. Frontiers in Microbiology, 2023,14: 1218207.
[31] Deng L, Guan X, Shen Y. Arginine enhances activity of anammox consortia and process stability with increased nitrogen loading [J]. Science of the Total Environ, 2024,956:177395.
[32] Kang P, Liang Z, Zhang Q, et al. The optimum particle size of anaerobic ammonia oxidation granular sludge under different substrate concentrations [J]. Journal of Environmental Management, 2023,328:116992.
[33] Liu W, Shen C, Liu C, et al. Achieving stable mainstream nitrogen and phosphorus removal assisted by hydroxylamine addition in a continuous partial nitritation/anammox process from real sewage [J]. Science of the Total Environment, 2021,794:148478.
[34] Yu L, Wang Y, Tian X, et al. Biomass types of nitrate-reducing denitrifiers to differentiate the hybrid community allocation of partial denitrification (PD) and anammox: IFAS vs MBBR [J]. Chemical Engineering Journal, 2023,461:141890.

作者简介：汪天浩(2000-),男,四川遂宁人,硕士研究生,研究方向为Anammox 处理技术.发表论文 1 篇.1300225371@qq.com.