朱丹阳,刁思圆,宫 徽,等.厌氧铁氨氧化功能微生物的驯化与 AQDS 强化作用 [J]. 中国环境科学, 2025,45(7):3735-3741.
Zhu D Y, Diao S Y, Gong H, et al. Enrichment of Feammox functional microorganisms and the strengthening effect of AQDS [J]. China Environmental Science, 2025,45(7):3735-3741.

厌氧铁氨氧化功能微生物的驯化与 AQDS 强化作用

朱丹阳 [1],刁思圆 [2],宫 徽 [1],戴晓虎 [1] (1.同济大学环境科学与工程学院,污染控制与资源化研究国家重点实验室,上海 200092；2.上海电力大学环境与化学工程学院,上海 200090)

摘要：利用厌氧消化污泥,通过添加含氨氮和 Fe(III)的配水富集厌氧铁氨氧化(Feammox)功能微生物,并评估其长期脱氮性能.结果表明,第 66d 出现 Feammox 活性,并在后续批次中保持稳定;Feammox 潜在功能菌 *Geobacter* 和 *Anaeromyxobacter* 的相对丰度分别增加了 457 倍和 11.6 倍.宏基因组分析显示,3 条与亚硝氮转化相关的途径功能基因总相对丰度显著提升,包括氨氮氧化为亚硝氮(*amo*、*hao*),亚硝氮反硝化为氮气(*nirSK*、*norB*、*nosCZ*)和亚硝氮还原为铵(*nirABD*、*nrfAH*).添加电子穿梭体蒽醌-2,6-二磺酸(AQDS)后可促进细胞外电子转移,氨氮去除率提高了 17.8%.

关键词：自养脱氮；厌氧铁氨氧化；AQDS；胞外电子传递；宏基因分析
中图分类号：X703.1 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2025)07-3735-07

Enrichment of Feammox functional microorganisms and the strengthening effect of AQDS. ZHU Dan-yang[1], DIAO Si-yuan[2], GONG Hui[1*], DAI Xiao-hu[1] (1.State Key Laboratory of Pollution Control and Resource Reuse, College of Environmental Science and Engineering, Tongji University, Shanghai 200092, China；2.College of Environmental Science and Chemical Engineering, Shanghai University of Electric Power, Shanghai 201306, China). *China Environmental Science*, 2025,45(7)：3735~3741

Abstract：Feammox functional microorganisms were enriched from anaerobic digestion sludge with NH_4^+-N and Fe(III) supplementation and their long-term nitrogen removal performance was evaluated. Feammox activity was detected on day 66and remained stable in subsequent batches. The relative abundances of the potential Feammox functional bacteria *Geobacter* and *Anaeromyxobacter* increased by 457-fold and 11.6-fold, respectively. Metagenomic analysis revealed a significant increase in the total relative abundance of functional genes associated with three nitrite transformation pathways: ammonia oxidation to nitrite (*amo*, *hao*), nitrite denitrification to nitrogen gas (*nirSK*, *norB*, *nosCZ*), and nitrite reduction to ammonium (*nirABD*, *nrfAH*). The addition of the electron shuttle AQDS promoted extracellular electron transfer and enhanced the ammonia removal efficiency by 17.8%.

Key words：autotrophic nitrogen removal；feammox；AQDS；extracellular electron transfer；metagenomic analysis

厌氧铁氨氧化(Feammox)作为微生物脱氨过程,功能微生物在无氧、无碳源条件下将铁离子(Fe(III))还原为亚铁离子(Fe(II)),同时氧化氨氮[1-2].研究表明,Feammox 可氧化 NH_4^+-N 为 NO_2^--N、NO_3^--N、N_2[3-6].相比传统硝化反硝化,Feammox 无需额外供氧,从而节省了能源和操作成本[7-8].Feammox 被认为是一种具有巨大潜力的自养脱氮途径[9].然而,相比其他工程化的脱氮途径,Feammox 过程的脱氮负荷处于较低水平(0.03~0.42mg N/(kg·d))[7],且对其相关微生物群落的认知尚不完善[10, 11].与厌氧氨氧化(Anammox)类似,Feammox 的污泥驯化时间较长(菌株 A6 的倍增时间为 8~10d[12]),反应速率较慢.

目前已确认的 Feammox 功能菌仅有 *Acidimicrobiaceae* sp.A6,但潜在的功能菌种,如铁还原菌和厌氧氨氧化菌[7,13]也可能发挥作用.因此,如何培养出大量具有 Feammox 活性的污泥,仍然是 Feammox 应用面临的重要挑战.传统废水处理工艺如高温热水解、厌氧消化及后续脱水干化步骤会产出大量厌氧消化污泥,若能将其用于 Feammox 功能微生物的富集并应用于沼液脱氮,将具有重要的实际意义.有研究[14]指出,类似天然 Feammox 系统的厌氧消化环境由于其长期停留时间和厌氧条件,可能有利于 Feammox 微生物的选择性富集,如 Yang 等[14]发现在厌氧消化期间补充 Fe(III)时可诱导 Feammox 反应,但尚缺乏关于驯化前后微生物群落及氮代谢途径变化的对比研究.Feammox 过程依赖于 Fe(III)作为电子受体,但其低溶解性限制了反应效率,引入

收稿日期：2024-12-23
基金项目：国家自然科学基金资助项目(52470159)
* 责任作者, 副教授, gonghui001@tongji.edu.cn

电子穿梭体(如蒽醌-2,6-二磺酸(Anthraquinone-2,6-disulfonic acid,AQDS))可显著提升电子传递效率和 Fe(III)的可还原性,增强 Feammox 反应[15-16].AQDS 通过其强氧化还原活性,在胞外充当电子接受平台,促进微生物呼吸链电子向 Fe(III)的高效传递[17-18],并可能重构 Feammox 体系中的氮代谢路径,然而目前关于 AQDS 作用下 Feammox 过程中氮素变化的研究较少.

本文探讨厌氧消化污泥中 Feammox 过程的启动及长期运行性能,并评估 AQDS 在强化电子传递过程中的作用.

1 材料和方法

1.1 Feammox 富集、运行实验与 AQDS 实验

1.1.1 接种污泥 接种污泥来自长沙某污泥处理厂厌氧消化罐中的厌氧消化污泥,该装置日处理能力为 500t 市政污泥(含水率 80%),污泥处理工艺包括高温热水解、高温厌氧消化、板框脱水和带式干化.

1.1.2 实验装置和运行条件 采用 500mL 螺旋瓶口血清瓶作为 Feammox 微生物的驯化反应器,在室温、避光条件下的数显振荡反应器(135r/min)中运行 200d.在实验开始前,用高纯氮气吹脱 25min 以确保无氧环境,使用 1mol/L 氢氧化钠溶液调整 pH 值,将初始 pH 值控制在 7.5~8.0 之间.

驯化阶段(第 1~80d),向反应器的配水中接种厌氧消化污泥进行 Feammox 活性污泥驯化,配水含有 0.6mmol/L $Fe_2(SO_4)_3$、0.2mmol/L NH_4Cl 和 1mmol/L $NaHCO_3$.

批次试验阶段(第 80~200d),进行 3 个批次的实验,每个批次实验以氨氮浓度降至 50mg/L 以下为结束,评估 Feammox 的反应产物和稳定性.配水含有 300~400mg/L NH_4Cl 和 1.2~2.4g/L $Fe_2(SO_4)_3$.

AQDS 影响研究(第 200~280d),将污泥均分为实验组(配水中含 AQDS)与对照组(不含 AQDS),研究 AQDS 对 Feammox 过程的影响.其中实验组使用含 AQDS(10mmol/L)的配水,控制组使用不含 AQDS 的配水作为进料溶液.继续使用 300~400mg/L 的 NH_4Cl 和 1.2~2.4g/L 的 $Fe_2(SO_4)_3$.

所有化学试剂均为分析纯,AQDS 购自 Damas-beta,其余来自国药集团化学试剂有限公司.

1.2 取样与分析方法

在反应器运行期间,采用注射器从血清瓶的取样口提取 10mL 的样品,经 4000r/min 离心 10min,上清液通过 0.45μm 滤膜过滤,并测定其中的 NH_4^+-N、NO_2^--N 和 NO_3^--N 浓度.同时,取样并测定泥水混合液的 pH 值.

为了避免共存铁离子引起的颜色干扰,NH_4^+-N 的测量采用水杨酸法.NO_2^--N 通过 N-(1-萘基)乙二胺分光光度法测定,NO_3^--N 通过紫外分光光度法测定.pH 值用便携式 pH 计(Inpro 6050-120,METTLER TOLEDO,瑞士)测量.

此外,还对泥水混合物采样分析盐酸可萃取的 Fe(II)和总可萃取的 Fe[19].具体操作是将 1.0g 泥水混合物在室温下用 5mL 0.5mol/L HCl 提取 2h,然后通过邻菲罗啉法测定 Fe(II)浓度.总可提取铁的测定采用相同的方法,但使用 5mL 0.25mol/L 盐酸羟胺作为萃取剂,盐酸羟胺可将 Fe(III)还原为 Fe(II).计算微生物可还原的 Fe(III)为总铁与 Fe(II)的差值.

1.3 微生物分析

对最初接种的污泥和富集的 Feammox 污泥(第 120d)进行宏基因组测序(上海美吉生物医药科技有限公司).首先,从样品中提取基因组 DNA,并通过 1%琼脂糖凝胶电泳检测其质量.在测序前,将平行样本混合,以确保数据的代表性.使用 Illumina 第二代测序仪对样品进行高通量测序,并使用 Fastp v0.20.0 对原始读数进行质量过滤,去除长度小于 50bp 的低质量区域.清洁读数通过 MEGAHIT v1.1.2 进行组装,生成≥300bp 的连续片段.随后,Prodigal 用于预测片段中的开放阅读框(ORFs),并使用 CD-HIT v4.6.1 将预测基因聚类为具有≥90%相似性和覆盖率的非冗余基因集.每个样本中基因的读数以 RPKM(Reads Per Kilobase of transcript per Million mapped reads)为单位进行计算,方法是将测序读段映射到非冗余基因集,以评估微生物的丰度.为了进行基因注释和分类,使用 DIAMOND 将非冗余基因集与 NCBI 非冗余基因数据库进行比对.基因比对使用 BLASTP (BLAST 版本 2.2.28+,http://blast. ncbi.nlm.nih.gov/Blast.cgi),并将比对的期望值(e-value)设置为 1e-5.最后,使用 KOBAS 2.0 工具(基于 KEGG 同源性注释系统)对功能进行进一步注释.

2　结果与分析

2.1　厌氧消化污泥中 Feammox 活性的富集与批次实验

经过 66d 的驯化,厌氧消化污泥成功表现出 Feammox 活性.如图 1 所示,驯化阶段可分为细菌死亡阶段(1~66d)和 Feammox 活性出现阶段(66~78d).在细菌死亡阶段,部分微生物因不适应配水环境而死亡,细胞裂解释放出 NH_4^+-N,使其浓度从初始的 360mg/L 升至第 55d 的 570mg/L.由于高浓度 NH_4^+-N 可能抑制 Feammox 微生物生长,第 55d 通过超纯水稀释将 NH_4^+-N 浓度降低至 342mg/L.至第 66d,系统开始表现出 Feammox 活性,NH_4^+-N 和 pH 值持续下降,同时生成 NO_2^--N 和 NO_3^--N.

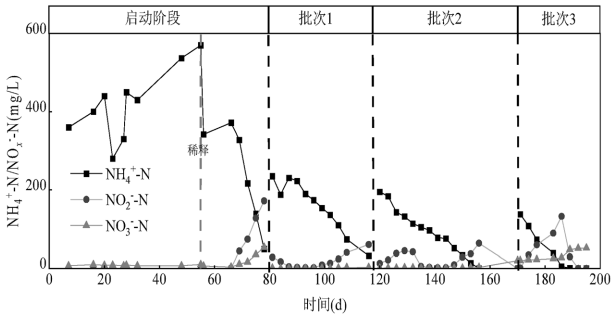


图 1　Feammox 反应器氮素动态变化

Fig.1　Dynamic change of nitrogen in Feammox reactor

驯化完成后,Feammox 污泥在 120d 内进行了 3 次重复批次实验(批次 1、批次 2、批次 3),均表现出稳定的 Feammox 活性.3 个批次氮的主要转化产物为 N_2(74.1%±14.4%),批次 1 的次要产物为 NO_2^--N,占比 22.9%;批次 2 的次要产物为 NO_3^--N,占比 9.4%;批次 3 的次要产物为 NO_3^--N,占比 32.4%.根据 Feammox 反应的吉布斯自由能计算公式(公式 1~3)[20],理论上 NH_4^+-N 的主要转化产物为 N_2,其次为 NO_2^--N 和 NO_3^--N.实验结果与理论预期一致,即倾向于进行自由能变化最大的反应,以 N_2 为主要产物.

$$3Fe(OH)_3 + 5H^+ + NH_4^+ \rightarrow 3Fe^{2+} + 9H_2O + 0.5N_2 \quad \Delta_r G_m = -245\ kJ/mol \tag{1}$$

$$6Fe(OH)_3 + 10H^+ + NH_4^+ \rightarrow 6Fe^{2+} + 16H_2O + NO_2^- \quad \Delta_r G_m = -164\ kJ/mol \tag{2}$$

$$8Fe(OH)_3 + 14H^+ + NH_4^+ \rightarrow 8Fe^{2+} + 21H_2O + NO_3^- \quad \Delta_r G_m = -207\ kJ/mol \tag{3}$$

在批次 2 和批次 3 中,系统生成 NO_2^--N 后进一步消耗.这可能由以下两方面原因造成:一是 Fe(II)与 NO_2^--N 发生化学反应,产生气态氮和 Fe(III)[21];二是硝酸盐依赖型铁氧化(NDFO)微生物通过 NO_2^--N/NO_3^--N 还原氧化 Fe(II)[22-25].研究还表明,*Acidimicrobiaceae* sp. A6 在纯培养条件下仅产生 NO_2^--N,进一步支持了 NO_2^--N 在 Feammox 过程中的重要作用[12].故而,尽管实验最终以 N_2 和 NO_3^--N 为主要产物,但受 NDFO 和化学反硝化过程影响,Feammox 反应的直接产物是 N_2、NO_2^--N 还是 NO_3^--N 仍难以明确.

2.2　Feammox 活性富集过程中铁的变化

如图 2 所示,HCl 可萃取铁总量随时间推移有所减少,表明部分铁可能转化为惰性形式而难以被 HCl 萃取.驯化过程中,Fe(III)浓度逐渐降低,Fe(II)浓度则有所升高,这可能与异化铁还原菌的作用有关.然而,在第 55d 稀释操作后,Fe(III)浓度回升,Fe(II)浓度下降.至第 66d,Feammox 活性开始显现,说明体系中可能存在 NDFO 微生物将 Fe(II)氧化为 Fe(III).Fe(III)作为 Feammox 反应的重要反应物,可能进一步促进了 Feammox 过程的进行.这些结果表明,在 Feammox 过程中,铁的转化起到了重要作用.

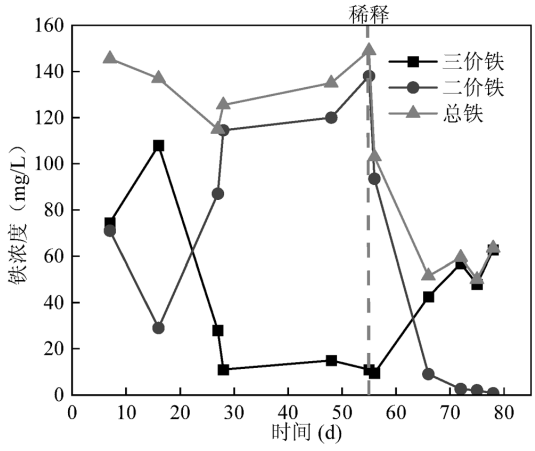


图 2　Feammox 反应器铁的动态变化

Fig.2　Dynamic change of Fe in Feammox reactor

2.3　Feammox 活性富集过程中微生物群落

如图 3(a)所示,门水平分析显示,主要优势菌群为 Proteobacteria(变形菌门)、Actinobacteria(放线菌

门)、Bacteroidetes(拟杆菌门)和 Chloroflexi(绿弯菌门),其相对丰度总和分别占接种污泥和第 120d 污泥样本的 65.0%和 76.8%. 在富集过程中,*Planctomycetes* 和 *Acidobacteria* 的相对丰度分别增加了 17%和 8%.*Planctomycetes* 门含有 Anammox 细菌以及多种化能异养微生物,能够在厌氧条件下发酵有机化合物[26-27].*Acidobacteria* 门能够利用无机和有机氮源作为营养物质,适应多种栖息地[28-30].

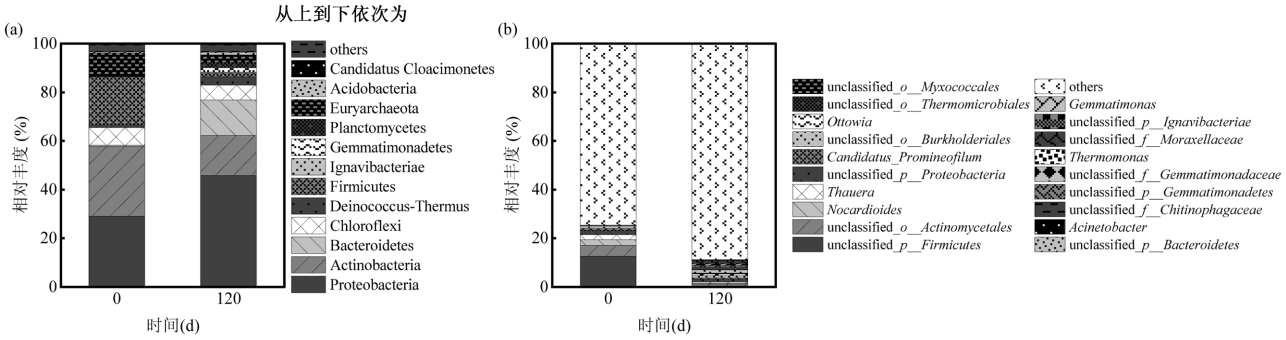


图 3 门和属水平下微生物群落结构变化

Fig.3 Changes in microbial community structure at the phylum level and the genus level

2.4 对 Feammox 系统中复杂氮代谢途径的功能基因分析

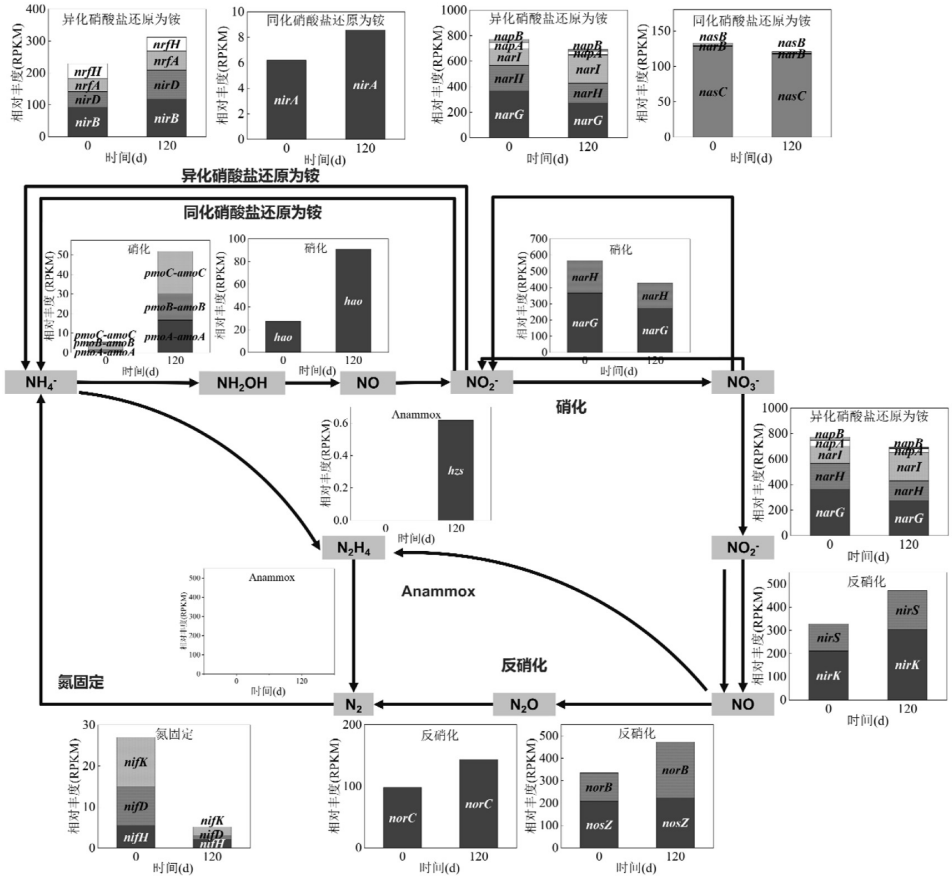


图 4 Feammox 培养第 0d 与第 200d 各氮途径相关功能基因相对丰度对比

Fig.4 Comparison of relative abundance of functional genes related to each nitrogen pathway between day 0 and 200d of Feammox enrichment

属水平分析(图 3(b))显示,主要优势属包括 unclassified_*p*__*Firmicutes*、unclassified_*o*__*Actinomycetales*、*Nocardioides*、*Thauera*、unclassified_*p*__*Proteobacteria*.其中,反硝化细菌

Thauera 常见于污水处理系统[31].潜在 Feammox 功能菌 *Geobactor* 的相对丰度从 49RPKM(接种污泥)上升至 22939RPKM(第 120d),增加了 457 倍[15-16,32-33];*Anaeromyxobacter* 的相对丰度也从 29RPKM 增至 366RPKM,增加了 11.6 倍[24,33]. *Anaeromyxobacter* 和 *Geobactor* 都是铁还原菌.铁还原菌被认为是 Feammox 重要的潜在功能菌,可通过直接接触矿物、胞外导线或外膜附属结构实现电子传递,从而加速 Feammox 反应[1,32,34].此外,NDFO 微生物 *Paracoccus* 和 *Acidovorax* 在富集前后其丰度显著上升.*Paracoccus* 从 6015RPKM 增至 18453RPKM, *Acidovorax* 从 719RPKM 增至 1274RPKM.这一变化表明了 NDFO 过程在 Feammox 系统中的重要作用.

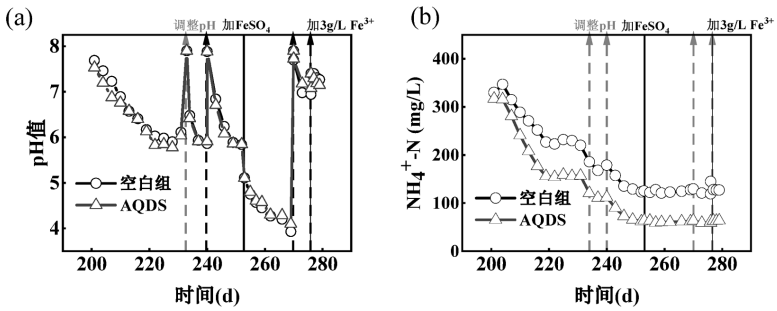
Feammox 系统涉及多条氮代谢途径.根据 KEGG 注释结果,评估了 6 条氮代谢相关功能基因的相对丰度变化.如图 4 所示,与其他氮代谢过程(Anammox、硝化作用、同化硝酸盐还原为铵、异化硝酸盐还原为铵、氮固定)相比,反硝化途径相关基因(*narGHI*、*napAB*、*nirSK*、*norB*、*nosCZ*)丰度较高.在 Feammox 富集过程中,与亚硝氮代谢相关的功能基因丰度显著增加,包括氨氮氧化为亚硝氮的相关功能基因(*amo*、*hao*)总相对丰度从 33RPKM 增加到 143RPKM,亚硝氮反硝化为氮气的相关功能基因(*nirSK*、*norB*、*nosCZ*)总相对丰度从 761RPKM 增加到 1088RPKM,以及亚硝氮还原为铵的相关功能基因(*nirABD*、*nrfAH*)总相对丰度从 235RPKM 增加到 320RPKM.此外,Anammox 相关功能基因 *hzs* 的相对丰度由 0 增加至 0.62RPKM,而其他途径相关基因丰度有所下降.这表明 Feammox 过程产生的亚硝氮可能促进了亚硝氮转化相关途径,进一步推动了系统内氮循环和转化.

2.5　AQDS 对 Feammox 性能的影响

本研究中 Feammox 潜在功能微生物是两种铁还原菌.铁还原菌可以利用蒽醌、腐殖质等具有氧化还原活性的电子穿梭体加速微生物与胞外电子受体之间的电子传递[35].AQDS 作为腐殖质类似物,以醌基为活性成分,可以在氧化态和还原态之间快速可逆地转换,在化学反应过程中能够高效地接受和传递电子,可增强 Feammox 系统的活性[2].如图 5 所示,加入 AQDS 显著提高了 Feammox 反应速率.在最初的 20d 内,AQDS 组的反应速率达到 8.47mg N/(L·d),较对照组(5.42mg N/(L·d))提高 56.3%.在整个运行周期中,AQDS 组的 NH_4^+−N 去除率超过 80%,比对照组高 17.8%(图 5(f)).根据杨亚飞等的研究,AQDS 通过接受有机物和氢的电子转化为 AH_2QDS,随后 AH_2QDS 又被铁(III)氧化为 AQDS,形成循环,加快了微生物与铁(III)之间的胞外电子传递,脱氮效率提高 18.3%,并富集了多种铁还原菌[22].

AQDS 的添加还影响了氮代谢产物的分布.对照组的总氮(TN)浓度基本稳定,而 AQDS 组的 TN 浓度在最初的 15d 内从 320mg N/L 降至约 200mg N/L,表明 AQDS 促进了 N_2 的生成,符合其他研究结果[17,22].

Feammox 微生物受 pH 值的影响,但关于 Feammox 反应所需的严格 pH 值控制尚无明确结论[7].本研究发现,当 pH 值降至 5.7 以下时,Feammox 反应停止,但通过调整 pH 至 7.9 后,反应活性得以恢复.在实验中,pH 下降至约 5.7(第 220d),导致 NH_4^+−N 的利用停止;调整 pH 后(第 233d),反应恢复,NH_4^+−N 浓度再次下降,pH 也随之下降.与第 200−220d 观察到的最初 Feammox 反应相比,在这一阶段,pH 下降更快,可能是由于系统缓冲能力的耗尽所致.第 240d 后,pH 再次下降至约 5.9,导致 Feammox 反应再次停止.调整 pH 值至 7.9 后,Feammox 活性恢复.



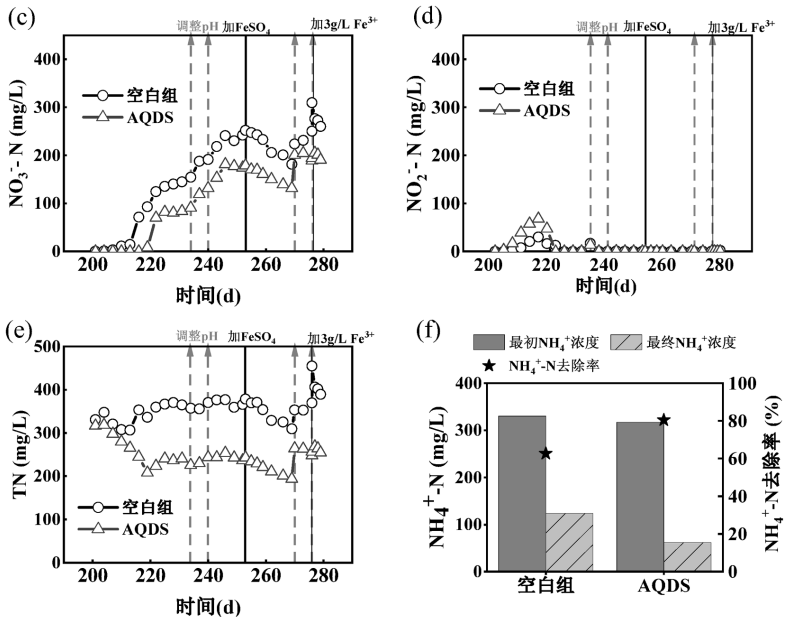


图 5 添加 AQDS 对 Feammox、pH 值 (a)、NH_4^+−N (b)、NO_3^-−N (c)、NO_2^-−N (d)、TN 去除率(e)、NH_4^+−N 和全程 NH_4^+−N 去除率(f)的影响实验

Fig.5 Experiments on the Impact of AQDS Addition on Feammox, pH (a), NH_4^+−N (b), NO_2^-−N (c), NO_3^-−N (d), TN removal rate (e), NH_4^+−N and overall NH_4^+−N removal efficiency (f)

pH 值对 Feammox 反应的影响表明,pH 直接决定了 Feammox 反应的进展,低于 5.9 的 pH 显著抑制 Feammox 反应.在第 53d 向系统中添加了 5mM Fe(II),以确保有足够的生物可利用的 Fe (II).此时,pH 值降至 4.8 以下,Feammox 反应停止,同时启动了化学反硝化和 NDFO 反应.在此期间,NO_3^-−N 和 TN 浓度继续下降,并产生了 N_2.

3 结论

3.1 66d 的驯化成功使厌氧消化污泥具备 Feammox 活性,并在随后的 120d 重复批次实验中表现出稳定的氨氮转化能力,主要产物为氮气,其次为亚硝氮和硝氮.

3.2 宏基因组分析表明,Feammox 过程中生成的亚硝氮可能促进了与其转化相关的微生物过程,同时富集了 Feammox 潜在功能菌 *Geobactor* 和 *Anaeromyxobacter*,以及 NDFO 微生物 *Paracoccus* 和 *Acidovorax*.

3.3 电子穿梭体 AQDS 通过增强微生物与 Fe(III)之间的胞外电子传递,使氨氮去除率提升 17.8%,并促进氮气的生成.

3.4 pH 对 Feammox 反应存在显著影响:当 pH 值低于 5.9 时,Feammox 反应暂时停止,调整 pH 值至适宜范围可恢复反应活性.

参考文献:

[1] 罗珺月,冯 杰,罗 阳,等.微生物厌氧氨氧化耦合铁还原的研究进展及展望 [J]. 微生物学报, 2023,63(6):2031−2046.
Luo J Y, Feng J, Luo Y, et al. Research progress and prospect of microbial ammonium oxidation coupled to Fe(Ⅲ) reduction [J]. Acta Microbiologica Sinica, 2023,63(6):2031−2046.

[2] 田莹莹,师东阳,王 强.厌氧铁氨氧化的电子传递机制、环境意义和影响因素 [J]. 昆明理工大学学报(自然科学版), 2022,47(4):118−126.
Tian Y Y, Shi D Y, Wang Q. Electron transferring mechanisms, environmental significance and influencing factors of Feammox [J]. Journal of Kunming University of Science and Technology (Natural Science Edition), 2022,47(4):118−126.

[3] Zhu T T, Lai W X, Zhang Y B, et al. Feammox process driven anaerobic ammonium removal of wastewater treatment under supplementing Fe(III) compounds [J]. Science of the Total Environment, 2022,804:149965.

[4] Yang Y F, Xiao C C, Yu Q, et al. Using Fe(II)/Fe(III) as catalyst to drive a novel anammox process with no need of anammox bacteria [J]. Water Research, 2021,189,1:116626.

[5] Yang Y F, Zhao Z Q, Zhang Y B. Anaerobic ammonium removal pathway driven by the Fe(II)/Fe(III) cycle through intermittent aeration [J]. Environmental Science & Technology, 2021,55(11):7615−23.

[6] 赖安兴,王洪伟,谢 珂,等.长江中下游湖泊沉积物厌氧铁氨氧化过程及脱氮贡献 [J]. 湖泊科学, 2024,36(6):1743−1756.
Lai A X, Wang H W, Xie K, et al. The feammox mechanism within lake sediments in the middle and lower Yangtze River basin and its contribution to nitrogen removal [J]. Journal of Lake Sciences, 2024, 36(6):1743−1756.

[7] Sun S S, Zhang M P, Gu X S, et al. New insight and enhancement mechanisms for Feammox process by electron shuttles in wastewater treatment — A systematic review [J]. Bioresource Technology, 2023, 369:128495.

[8] Clement J C, Shrestha J, Ehrenfeld J G, et al. Ammonium oxidation coupled to dissimilatory reduction of iron under anaerobic conditions

in wetland soils [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2005,37(12): 2323−2328.

[9] 王　冰,高天一,王丽鑫.厌氧铁氨氧化的启动运行与脱氮机理 [J]. 中国给水排水, 2024,40(5):69−74.
Wang B, Gao T Y, Wang L X. Start−up, operation and nitrogen removal mechanism of feammox [J]. China Water & Wastewater, 2024,40(5):69−74.

[10] 梁　松,杨亚飞,张耀斌.水铁矿驱动 Feammox 处理污泥消化液中的氨氮 [J]. 土木与环境工程学报(中英文), 2022,44(1):168−176.
Liang S, Yang Y F, Zhang Y B. Removing ammonia in sludge digester liquor by driving Feammox with ferrihydrite [J]. Journal of Civil and Environmental Engineering (Chinese and English Edition), 2022, 44(1):168−176.

[11] 姚海楠,张立秋,李淑更,等.厌氧铁氨氧化处理模拟垃圾渗滤液的影响因素研究 [J]. 环境科学学报, 2019,39(9):2953−2963.
Yao H N, Zhang L Q, Li S G, et al. Study on the factors affecting simulated landfill leachate treatment by anaerobic ferric ammonia oxidation [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2019,39(9):2953−2963.

[12] Huang S, Jaffé P R. Isolation and characterization of an ammonium−oxidizing iron reducer: *Acidimicrobiaceae* sp A6 [J]. PLoS One, 2018, 13(4):e0194007.

[13] 张　娟,张烨锟,隋倩雯,等.接种污泥类型对厌氧铁氨氧化反应启动影响与微生物解析[J].环境科学学报, 2023,43(11):13−23.
Zhang J, Zhang Y K, Sui Q W, et al. Effect of inoculation sludge type on the start−up of Fe (Ⅲ) reduction coupled to anaerobic ammonium oxidation (Feammox) process and the microbial analysis [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2023,43(11):13−23.

[14] Yang Y F, Jin Z, Quan X, et al. Transformation of nitrogen and iron species during nitrogen removal from wastewater via feammox by adding ferrihydrite [J]. ACS Sustainable Chemistry & Engineering, 2018,6(11):14394−402.

[15] Xia Q, Ai Z Y, Huang W W, et al. Recent progress in applications of Feammox technology for nitrogen removal from wastewaters: A review [J]. Bioresource Technology, 2022,362:127868.

[16] 吴彦成,顾　鑫,朱继涛,等.铁氨氧化污水生物脱氮技术的研究进展 [J]. 中国给水排水, 2020,36(18):38−44.
Wu Y C, Gu X, Zhu J T, et al. Research advances of biological nitrogen removal from wastewater via Fe(Ⅲ) reduction coupled to anaerobic ammonium oxidation(Feammox) process [J]. China Water & Wastewater, 2020,36(18):38−44.

[17] Zhou G W, Yang X R, Li H, et al. Electron shuttles enhance anaerobic ammonium oxidation coupled to iron(III) reduction [J]. Environmental Science & Technology, 2016,50(17):9298−307.

[18] 程　宽,李　涵,杜衍红,等.微生物介导铁还原耦合氨氧化过程的研究进展 [J]. 微生物学报, 2022,62(6):2249−2264.
Cheng K, Li H, Du Y H, et al. Microbes−mediated coupling of Fe(Ⅲ) reduction and ammonium oxidation [J]. Acta Microbiologica Sinica, 2022,62(6):2249−2264.

[19] Ding L J, An X L, Li S, et al. Nitrogen loss through anaerobic ammonium oxidation coupled to iron reduction from paddy soils in a chronosequence [J]. Environmental Science & Technology, 2014, 48(18):10641−7.

[20] Yang W H, Weber K A, Silver W L. Nitrogen loss from soil through anaerobic ammonium oxidation coupled to iron reduction [J]. Nature Geoscience, 2012,5:538.

[21] Jamieson J, Prommer H, Kaksonen A H, et al. Identifying and quantifying the intermediate processes during nitrate−dependent iron(II) oxidation [J]. Environmental Science & Technology, 2018,52 (10):5771−5781.

[22] Yang Y F, Peng H, Niu J F, et al. Promoting nitrogen removal during Fe(III) reduction coupled to anaerobic ammonium oxidation (Feammox) by adding anthraquinone−2,6−disulfonate (AQDS) [J]. Environmental Pollution, 2019,247:973−9.

[23] Picardal F. Abiotic and microbial interactions during anaerobic transformations of Fe(II) and NOX [J]. Frontiers in Microbiology, 2012,3:112.

[24] 吴悦溪,曾　薇,刘　宏,等.Feammox 系统内氮素转化途径的研究 [J]. 化工学报, 2020,71(5):2265−72,1935.
Wu Y X, Zeng W, Liu H, et al. Exploration of nitrogen transformation pathway in Feammox [J]. Journal of Chemical Industry and Engineering (China), 2020,71(5):2265−2272,1935.

[25] 张莉红,李　杰,王亚娥,等.Feammox:一种新型自养生物脱氮技术 [J]. 化工进展, 2022,41(1):391−399.
Zhang L H, Li J, Wang Y E, et al. Feammox: a novel autotrophic nitrogen removal technology [J]. Chemical Industry and Engineering Progress, 2022,41(1):391−399.

[26] Woebken D, Teeling H, Wecker P, et al. Fosmids of novel marine planctomycetes from the Namibian and oregon coast upwelling systems and their cross−comparison with planctomycete genomes [J]. The ISME Journal, 2007,1(5):419−435.

[27] Glöckner F O, Kube M, Bauer M, et al. Complete genome sequence of the marine planctomycete *Pirellula* sp. strain 1 [J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2003,100(14):8298−8303.

[28] Xiong J B, Liu Y Q, Lin X G, et al. Geographic distance and pH drive bacterial distribution in alkaline lake sediments across Tibetan Plateau [J]. Environmental Microbiology, 2012,14(9):2457−2466.

[29] Eichorst S A, Trojan D, Roux S, et al. Genomic insights into the Acidobacteria reveal strategies for their success in terrestrial environments [J]. Environmental Microbiology, 2018,20(3):1041−1063.

[30] 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.

[31] 王　彤,汪　涵,周明达,等.污水脱氮功能微生物的组学研究进展 [J]. 微生物学通报, 2021,48(12):4844−4870.
Wang T, Wang H, Zhou M D, et al. Advances in omics of functional microorganisms for nitrogen removal in wastewater [J]. Microbiology China, 2021,48(12):4844−4870.

[32] 杨莉莉,李文譞,彭钰卓,等.铁氨氧化技术在废水脱氮中的应用研究进展 [J]. 中国环境科学, 2023,43(6):2948−2959.
Yang L L, Li W X, Peng Y Z, et al. Research progress on the application of Feammox for nitrogen removal from wastewaters [J]. Chinese Environmental Science, 2023,43(6):2948−2959.

[33] 丁帮璟,李正魁,朱鸿杰,等.河岸带表层土壤的铁氨氧化(Feammox)脱氮机制的探究 [J]. 环境科学, 2018,39(4):1833−1839.
Ding B J, Li Z K, Zhu H J, et al. Insight into the mechanism of feammox in the surface soils of a riparian zone [J]. Environmental Science, 2018,39(4):1833−1839.

[34] 刘嘉玮,汪　涵,王亚宜.铁矿物强化厌氧氨氧化效能及其微生物机制研究进展 [J]. 微生物学通报, 2022,49(10):4305−4326.
Liu J W, Wang H, Wang Y Y. Efficiency and microbial mechanism of iron minerals in enhancing the anammox: a review [J]. Microbiology China, 2022,49(10):4305−4326.

[35] 张馨蕾,刘文如.铁氨氧化在废水脱氮中驱动机制及影响因子分析[J/OL]. 工业水处理, 2024,1−24[2025−05−12].
Zhang X L, Liu W R. Analysis of driving mechanism and influence factors of Feammox in wastewater nitrogen removal [J/OL]. Industrial Water Treatment, 2024,1−24[2025−05−12].

作者简介：朱丹阳(2000−),女,四川广安人,同济大学博士研究生,主要从事厌氧铁氨氧化研究.发表论文 3 篇.2132765@tongji.edu.cn.