

DOI:10.3969/j.issn.1003-5060.2026.05.012

基于赤泥烧结陶粒的 ABR 反应器 脱氮性能和氮转化机制

方金涛^{1,2,3}, 岳正波^{1,2,3}, 王 进^{1,2,3}, 马 丁^{1,2,3}, 李 豪^{1,2,3}, 吴文涛^{1,2,3}

(1. 合肥工业大学 资源与环境工程学院, 安徽 合肥 230009; 2. 纳米矿物与污染控制安徽普通高校重点实验室, 安徽 合肥 230009;
3. 安徽省工业废水处理与资源化工程研究中心, 安徽 合肥 230009)

摘 要:为了探究厌氧氨氧化耦合 Fe(III) 还原(anaerobic ammonium oxidation coupled to Fe(III) reduction, Feammox)过程的脱氮机制及氮转化机制, 文章开发一种基于赤泥烧结陶粒的厌氧折流板反应器(anaerobic baffled reactor, ABR)。该反应器经过 90 d 驯化达到稳定, NH_4^+-N 去除率为 29.34%, 化学需氧量(chemical oxygen demand, COD)去除率为 88.70%; 经长期反应, 赤泥陶粒表面形成次生矿物(FeCO_3 和 FeOOH), 表明反应器中发生 Fe(III)/Fe(II) 氧化还原循环; 在反应器 3 个反应室中分别富集以水解酸化菌、铁还原菌和铁氧化菌为主的微生物群落。对反应器沿程污染物转化规律、赤泥物相变化和微生物结果进行分析, 结果表明, 该反应器沿程发生水解酸化、Feammox 和硝酸盐依赖亚铁氧化(nitrate-dependent ferrous oxidation, NDFO)反应。研究结果有助于加深对 Feammox 反应过程的认识和开发基于 Feammox 的单级废水处理工艺。

关键词:赤泥; 生活污水; 厌氧氨氧化耦合 Fe(III) 还原(Feammox); 硝酸盐依赖亚铁氧化(NDFO); 铁循环
中图分类号:X703.1; X756 **文献标志码:**A **文章编号:**1003-5060(2026)05-0655-07

Nitrogen removal performance and nitrogen transformation mechanism of ABR based on red mud sintered ceramics

FANG Jintao^{1,2,3}, YUE Zhengbo^{1,2,3}, WANG Jin^{1,2,3}, MA Ding^{1,2,3}, LI Hao^{1,2,3}, WU Wentao^{1,2,3}

(1. School of Resources and Environmental Engineering, Hefei University of Technology, Hefei 230009, China; 2. Key Laboratory of Nanominerals and Pollution Control of Anhui Higher Education Institutes, Hefei 230009, China; 3. Anhui Engineering Research Center of Industrial Wastewater Treatment and Resource Recovery, Hefei 230009, China)

Abstract: In order to investigate the mechanism of nitrogen removal and nitrogen transformation in anaerobic ammonium oxidation coupled to Fe(III) reduction (Feammox), an anaerobic baffled reactor (ABR) based on red mud sintered ceramics was developed to promote the long-term stable treatment of domestic sewage. The reactor reached a stable state after 90 days of acclimation, and the removal rates of NH_4^+-N and chemical oxygen demand (COD) were 29.34% and 88.70%, respectively. The formation of secondary minerals (FeCO_3 and FeOOH) indicated that an Fe(III)/Fe(II) redox cycle occurred in the reactor. The reactor was divided into three reaction chambers, each harboring a microbial community enriched with hydrolytic acidifying bacteria, iron-reducing bacteria and iron-oxidizing bacteria. The results of pollutant removal, red mud phase change and microbial analysis showed that hydrolytic acidification, Feammox and nitrate-dependent ferrous oxidation (NDFO) reactions occurred along the reactor. The study results are helpful for deepening the understanding of the Feammox reaction process and developing a single-stage wastewater treatment process based on Feammox.

收稿日期: 2023-12-20; 修回日期: 2024-01-25

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(52070062); 安徽省自然科学基金资助项目(2308085QE187)

作者简介: 方金涛(1999—), 男, 安徽池州人, 合肥工业大学硕士生;

岳正波(1980—), 男, 河南济源人, 博士, 合肥工业大学教授, 博士生导师;

王 进(1978—), 男, 安徽淮南人, 博士, 合肥工业大学教授, 博士生导师;

吴文涛(1972—), 男, 安徽合肥人, 博士, 合肥工业大学教授, 硕士生导师, 通信作者, E-mail: wwthfut@126.com.

Key words: red mud; domestic sewage; anaerobic ammonium oxidation coupled to Fe(Ⅲ) reduction (Feammox); nitrate-dependent ferrous oxidation(NDFO); iron cycle

氨氮(NH_4^+-N)是城市生活污水主要污染物之一,其脱氮处理是研究热点^[1]。传统好氧硝化-厌氧反硝化的脱氮工艺存在占地面积大、污泥产量高、能耗高等问题,且生活污水碳氮比偏低,该工艺通常需要外加有机碳源实现出水氮达标,这导致工艺运行经济成本高^[2]。因此,开发新型厌氧低碳脱氮工艺至关重要。近年来,厌氧氨氧化耦合Fe(Ⅲ)还原(anaerobic ammonium oxidation coupled to Fe(Ⅲ) reduction, Feammox)过程在多种自然环境中被发现,在该过程中微生物利用Fe(Ⅲ)将 NH_4^+-N 氧化成 N_2 、 NO_3^--N 和 NO_2^--N ^[3],其功能菌多为自养菌^[4],开发基于Feammox的脱氮工艺可减少有机碳源和能源需求,这为解决废水脱氮提供了新思路。文献^[5]研究发现,补充Fe(Ⅲ)可提升Feammox体系总氮(total nitrogen, TN)去除率,但Feammox在Fe(Ⅲ)竞争中处于劣势^[6],充足的Fe(Ⅲ)供给是其持续脱氮的关键。赤泥是氧化铝生产的工业废渣^[7],每吨赤泥中富含14%~45%的铁且多为高价铁^[8],兼具铁源供给与固废资源化利用的双重价值,将其应用于Feammox体系具有可行性。

基于上述分析,本文构建一种基于赤泥的厌氧折流板反应器(anaerobic baffled reactor, ABR)来处理生活污水。ABR反应器具有水质沿程变化显著、利于自养微生物生长、泥水分离便易于维持高铁高生物量环境等特点^[9]。本研究通过长期运行富集相关功能微生物,探究各反应室主导功能微生物群落及污染物去除机制,旨在加深对Feammox反应的认识,为开发基于Feammox的单级废水处理工艺提供理论依据。

1 实验材料与方法

1.1 实验材料

实验所用赤泥取自山东某制铝厂,经200目筛分烘干备用。以粉煤灰、高岭土为黏结剂,CaO、MgO为助熔剂,锯末为造孔剂。先将粉煤灰、高岭土、CaO、MgO按质量比6:6:1:1混合,得到掺加剂,再将其与赤泥、锯末按质量比50:45:5混合,于造粒机中造出6~9 mm陶粒,在100℃烘箱中烘干,放入马弗炉以10℃/min加热至400℃维持20 min,再以10℃/min加热至1100℃维持35 min,最后自然冷却至室温得到赤泥陶粒。

1.2 实验装置与运行条件

实验采用亚克力材质ABR反应器,其工作容积约15 L,用于培养Feammox污泥和脱氮,装置示意图如图1所示。该反应器分为3个等体积反应室(沿水流方向分别为 $A_1 \sim A_3$),单室长、宽、高分别为25、20、10 cm,上下流室水平宽度比为3.5:1.0。每室投加100 g赤泥陶粒。采用蠕动泵将模拟废水泵入 A_1 室,然后依次流经 A_2 、 A_3 室,水力停留时间为24 h,各室侧面设取样口收集水样和污泥(反应器两侧均设取泥口),定期反冲洗排出多余污泥。

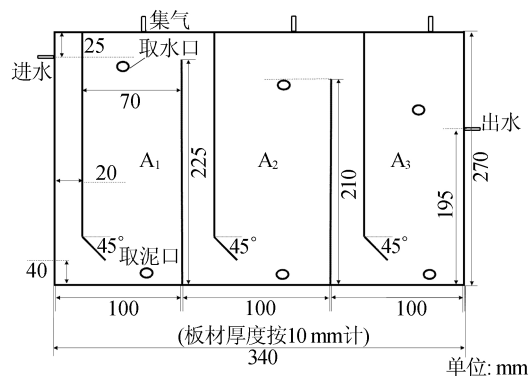


图1 ABR反应器实验装置示意图

1.3 接种污泥与合成废水

接种污泥取自合肥市某污水处理厂厌氧段污泥,接种后污泥混合液悬浮固体(mixed liquor suspended solids, MLSS)质量浓度为3180 mg/L。

采用人工模拟合成废水,其中: $\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$ 170 mg/L, NH_4Cl 130 mg/L, KNO_3 36 mg/L, KH_2PO_4 25 mg/L, $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 8 mg/L, CaCl_2 8 mg/L, KHCO_3 500 mg/L, 微量元素 1 mL/L^[10]。利用1 mol/L的NaOH和HCl溶液调节废水pH值至 7.0 ± 0.1 ,用纯 N_2 曝气排除废水中的溶解氧(dissolved oxygen, DO),确保进水的 $\rho(\text{DO}) < 0.10$ mg/L。

1.4 分析方法

1.4.1 污染物常规指标测定方法

水质检测指标分析方法按照文献^[11]。化学需氧量(chemical oxygen demand, COD)采用重铬酸钾法, NH_4^+-N 采用纳氏试剂分光光度法,TN采用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法, NO_3^--N 采用紫外分光光度法, NO_2^--N 采用N-(1-萘基)-乙二胺分光光度法。

1.4.2 物相表征

采用 X 射线衍射仪 (X-ray diffractometer, XRD) 对赤泥陶粒的晶型结构进行分析。

1.4.3 微生物群落分析

运行 175 d 后各反应室污泥取 2.0 g, 提取 DNA 样品, 送至上海派森诺生物科技股份有限公司进行高通量测序。测序使用 515F/806R 引物

扩增 16S rRNA 基因 V3~V4 区。聚合酶链式反应产物通过 Illumina MiSeq 平台测定。

2 实验结果与讨论

2.1 ABR 反应器的运行

反应器运行过程中污染物质量浓度变化情况如图 2 所示。

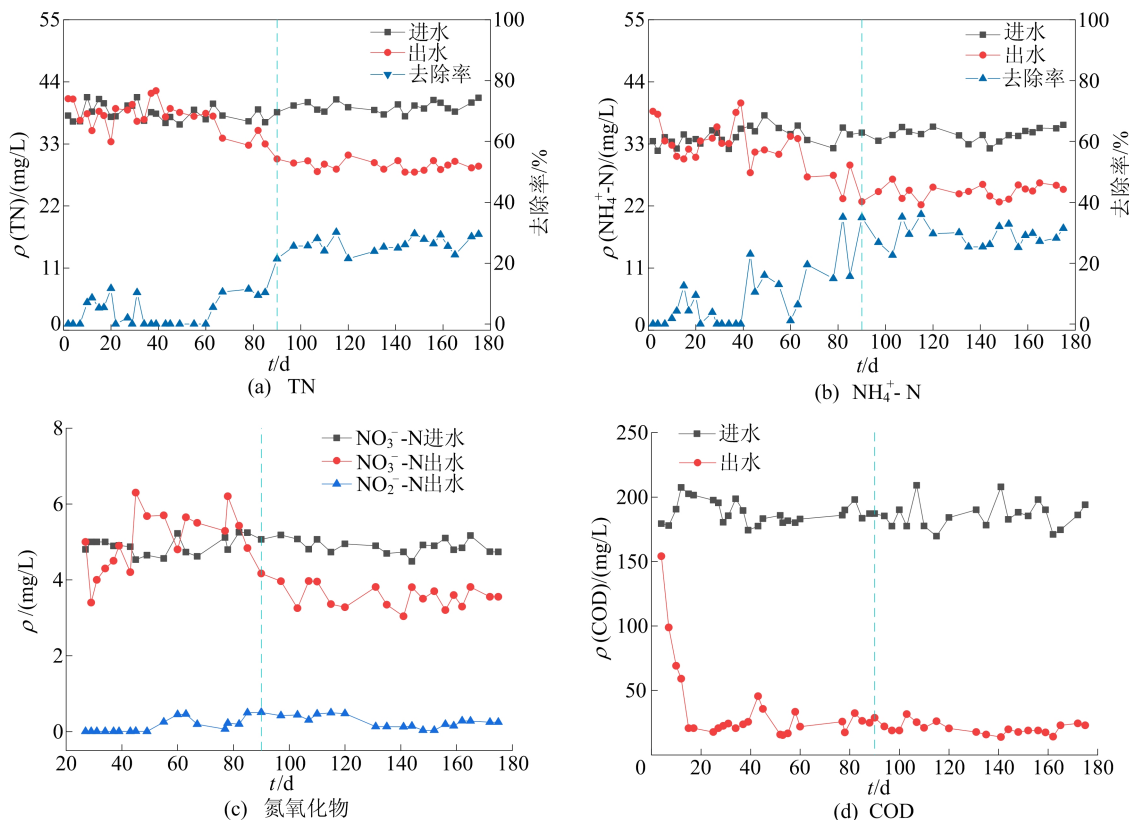


图 2 反应器运行过程中污染物质量浓度变化情况

反应器共运行 175 d, 分为驯化 (0~90 d) 和稳定 (91~175 d) 2 个阶段。在驯化初期, 出水 $\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})$ 、 $\rho(\text{TN})$ 略高于进水, 这是由于 A_1 室 COD 快速降解, 后续反应室中碳源不足导致微生物解体, 使 $\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})$ 、 $\rho(\text{TN})$ 上升; 运行 43 d 后, 微生物逐步适应, 出水 $\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})$ 逐渐降低。由于进水经曝 N_2 处理 ($\rho(\text{DO}) < 0.10 \text{ mg/L}$), 可排除硝化作用, 推测是反应器内大量 $\text{Fe}(\text{III})$ 作为电子受体, 与 NH_4^+-N 发生 Feammox 反应, 导致 NH_4^+-N 氧化。随着 $\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})$ 降低, $\rho(\text{NO}_3^--\text{N})$ 呈现先降低后增加再降低的趋势, 其原因可能是: 驯化中期, Feammox 反应生成 NO_3^--N 速率弱于反硝化脱除速率, 导致出水 $\rho(\text{NO}_3^--\text{N})$ 降低; 驯化后期 Feammox 反应增强, $\rho(\text{NO}_3^--\text{N})$ 上升; 随后 Feammox 反应生成的 $\text{Fe}(\text{II})$ 参与硝酸盐依赖亚铁氧化 (nitrate-dependent ferrous oxidation, NDFO) 反

应, NDFO 与反硝化共同脱氮作用强于 NO_3^--N 生成, 导致出水 $\rho(\text{NO}_3^--\text{N})$ 降低。

在稳定运行阶段, COD 和 NH_4^+-N 的降解率分别为 88.70%、29.34%。最终出水 $\rho(\text{COD})$ 、 $\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})$ 均小于 30.00 mg/L, $\rho(\text{NO}_3^--\text{N})$ 平均为 3.65 mg/L, NO_2^--N 有少量积累 ($\rho(\text{NO}_2^--\text{N}) < 0.50 \text{ mg/L}$)。

2.2 ABR 各反应室特性

污染物在 ABR 各反应室的降解规律如图 3 所示。反应器稳定运行至第 160 天时, ABR 对 COD 和 NH_4^+-N 的降解呈明显分区特征。 $\rho(\text{COD})$ 在 A_1 、 A_2 室下降显著, 在 A_3 室继续降低, $\text{A}_1 \sim \text{A}_3$ 室出水 $\rho(\text{COD})$ 分别为 41.50、26.40、19.00 mg/L; $\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})$ 从最初的 35.30 mg/L 下降至 A_1 室 33.00 mg/L, A_2 、 A_3 室分别下降至 27.00、25.00 mg/L。总体而言, A_1 室 COD 降解率

为 61.00%, 而 A_2 室 NH_4^+-N 降解率为 17.00%, 表明各反应室降解能力不同。进水 $\rho(\text{DO}) < 0.10 \text{ mg/L}$, COD 主要由 A_1 室的厌氧微生物降解;

A_2 、 A_3 室 $\rho(\text{COD})$ 进一步降低, 缓解了 Feammox 与铁还原菌对 Fe(III) 的竞争, 强化了 Feammox 驱动 NH_4^+-N 氧化的过程。

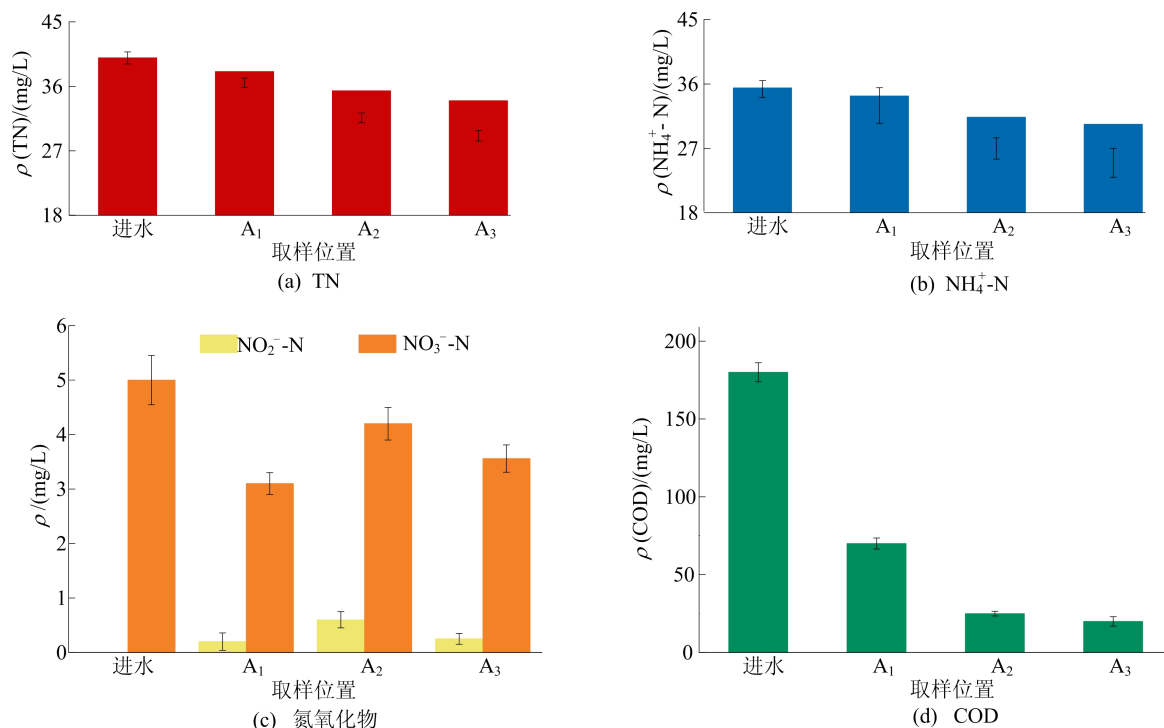


图 3 污染物在 ABR 各反应室的降解规律

$\rho(\text{TN})$ 在 3 个反应室中逐级降低, 降解率最终稳定在 30.00%。 A_1 室因碳源充足, 反硝化作用强, NO_3^--N 降解率为 40.00%; 而 A_2 室的 $\rho(\text{NO}_3^--\text{N})$ (4.20 mg/L) 高于 A_1 室 (3.10 mg/L), 推测与 NH_4^+-N 经 Feammox 反应氧化为 NO_3^--N 有关; A_3 室 $\rho(\text{NO}_3^--\text{N})$ 又呈下降趋势, 系其产生的 Fe(II) 及低有机质环境支持铁自养反硝化所致。 $\rho(\text{NO}_2^--\text{N})$ 在各室都维持在 0.50 mg/L 以下, 可能由 Feammox 反应氧化 NH_4^+-N 产生。

2.3 赤泥陶粒的物相变化

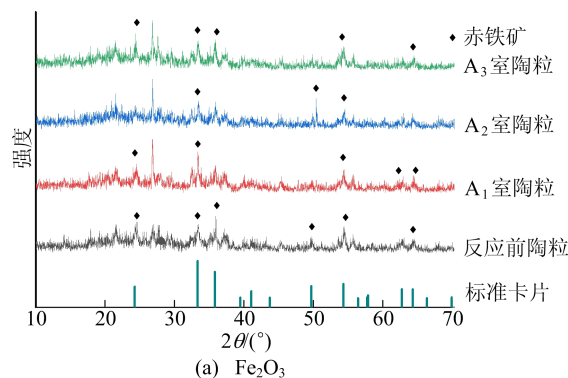
理论上, 进水中 NH_4^+-N 通过 Feammox 途径氧化, 同时赤泥中 Fe(III) 被还原成 Fe(II) , 然而在长期运行过程中, 出水中未检测到 Fe(II) 。因此, 通过 Feammox 生成的 Fe(II) 可能是转化成了不溶的晶体态或者通过 NDFO 等途径重新氧化成 Fe(III) [12]。

反应前与反应后各反应室赤泥陶粒 XRD 图谱如图 4 所示。

由图 4a 可知: 24.2° 、 33.2° 、 35.6° 、 49.5° 、 54.1° 、 64.0° 的特征峰分别属于赤铁矿 (hematite, ICSD card No. 01-079-1741) 的 (012)、(104)、(110)、(024)、(116)、(300) 晶面, 赤泥陶粒主要成

分为赤铁矿; 运行 175 d 后, $A_1 \sim A_3$ 室赤铁矿特征峰减弱或消失, 结晶度下降, 与微生物利用 Fe(III) 有关。由图 4b 可知, 在 A_1 室生成次生矿物菱铁矿 (FeCO_3), 菱铁矿 (siderite, ICSD card No. 00-012-0531) 特征峰 24.8° 、 33.3° 、 61.6° 分别对应 (012)、(104)、(122) 晶面; 由厌氧硝化生成的 CO_3^{2-} 与异化铁还原产生的 Fe(II) 为菱铁矿形成提供了条件, 这也是废水中未检测到 Fe(II) 的重要原因。

从图 4c 可以看出: 针铁矿 (goethite, ICSD card No. 00-017-0536) 也是主要次生矿物之一, 其中特征峰 26.3° 、 32.1° 、 45.1° 、 51.6° 分别对应针铁矿 (120)、



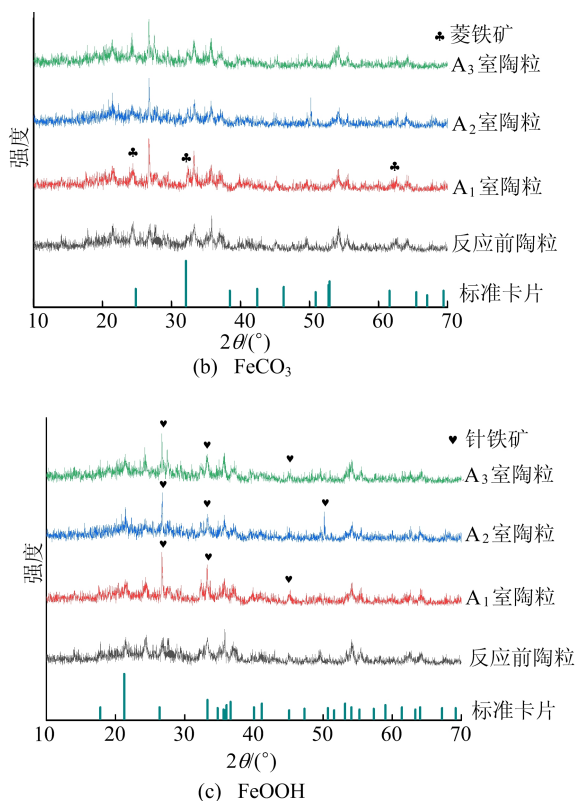


图4 反应前与反应后各反应室赤泥陶粒 XRD 图谱

(130)、(131)、(141)晶面; A_2 室形成新的特征峰(如 50.7°),表明 Fe(II)经微生物作用重新氧化生成 Fe(III)矿物,证实体系内存在 NDFO 等铁氧化过程,赤铁矿经生物还原再氧化完成铁循环。

2.4 微生物群落

为解析 ABR 反应器微生物结构特征,运行 175 d 后,取 $A_1 \sim A_3$ 室污泥样品(X1~X3),采用高通量测序技术进行分析。

生物群落门水平的相对丰度如图 5 所示。

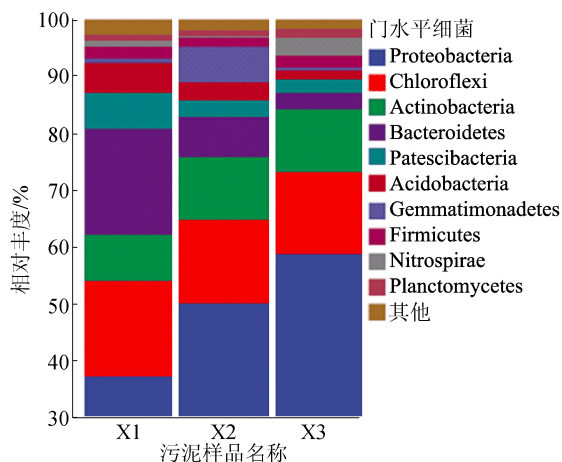


图5 微生物群落门水平的相对丰度

由图 5 可知:各反应室污泥中的优势菌门都是变形杆菌门(Proteobacteria)、绿弯菌门(Chlo-

roflexi)、拟杆菌门(Bacteroidetes)和放线菌门(Actinobacteria);在 X1、X2、X3 中,这 4 个菌门的相对丰度总和分别为 80.67%、82.93%、87.06%;变形杆菌门的相对丰度持续升高,从 37.02%(X1)至 50.14%(X2)再到 58.76%(X3),其为反硝化与铁还原菌主要菌门,是 Feammox 关键驱动菌群,支撑 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除^[13];拟杆菌门持续下降,从 18.57%(X1)减少至 2.77%(X3);放线菌门由 8.13%(X1)增加至 11.14%(X3);绿弯菌门保持稳定。上述菌群为污水处理中的主要细菌,对反应器 COD 和 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的降解起关键作用^[14]。

为了深入分析微生物群落结构差异性,从属水平分析各室细菌群落特点,结果如图 6 所示。

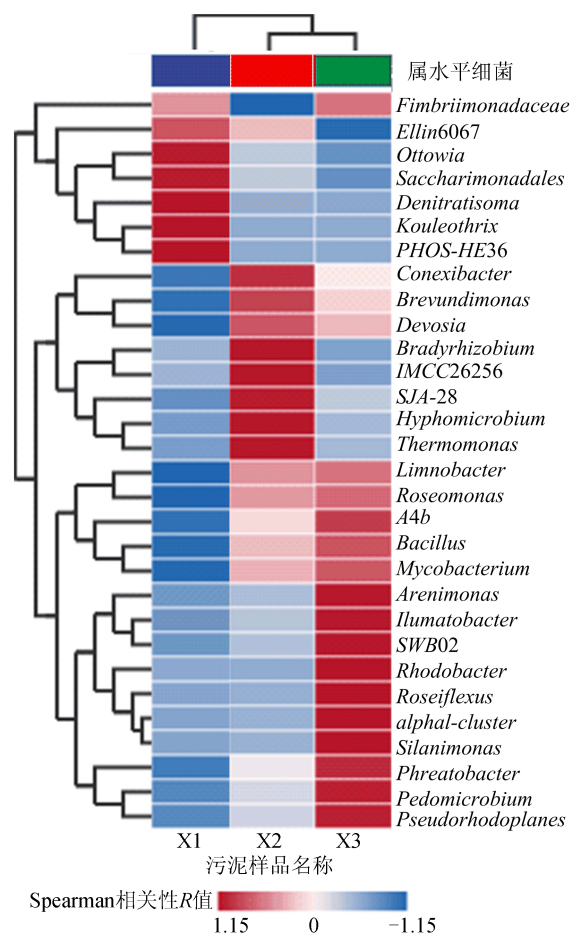


图6 微生物群落属水平物种组成热图

X1 样品的优势菌属为 *Saccharimonadales* (24.99%)、*PHOS-HE36* (14.15%)、*Denitratisoma* (11.87%)、*Ottowia* (9.93%)。据相关研究报道,*Saccharimonadales*、*Denitratisoma*、*PHOS-HE36* 这 3 个菌属具有反硝化功能^[15-17],*Ottowia* 菌属具有水解酸化功能,可以将大分子有机物转化成小分

子,提高废水可生化性^[18],由此可解释反应器中 A₁ 室 COD 降解率显著的原因。

X2 样品的优势菌属为 *Conexibacter* (5.87%)、*SJA-28* (12.85%)、*Brevundimonas* (10.53%)、*Thermomonas* (21.95%)。X2 样品中铁还原菌属 (*Conexibacter*、*Brevundimonas*)^[19-20] 得到富集, *Conexibacter* 具有还原硫酸盐和 Fe(Ⅲ)能力; *SJA-28* 拥有降解有机物的功能,由此可解释 A₂ 室 COD 进一步降低的原因; *Thermomonas* 菌属能够利用 Fe(Ⅱ)作为电子供体进行反硝化,这间接证明了 A₂ 室内发生 Fe(Ⅲ)还原。X3 样品富集具有铁氧化功能的菌属 *Rhodobacter* (16.31%)、*SWB02* (5.31%)、*Arenimonas* (12.23%)^[21], 这些菌属能够利用 Fe(Ⅱ)将 NO₃⁻-N 还原,由此可解释 A₃ 室 NO₃⁻-N 降低的原因。总体来看,3 个反应室中微生物群落差异较大,成功富集了不同功能的微生物群落。

2.5 ABR 脱氮机制解析

ABR 中 NH₄⁺-N 的去除途径与硝化和 Anammox 存在差异。理论上,通过硝化作用将 1 mg NH₄⁺-N 氧化成 NO₃⁻-N 大约需要 4.3 mg O₂, 然而进水 $\rho(\text{DO}) < 0.10 \text{ mg/L}$, 不足以支持氨氧化菌 (ammonium-oxidizing bacteria, AOB) 与亚硝酸盐氧化菌 (nitrite oxidizing bacteria, NOB) 通过硝化反应去除 NH₄⁺-N^[22]; 同时,反应器内部 $\rho(\text{NO}_2^- - \text{N})$ 极低,不足以支撑厌氧氨氧化 (anaerobic ammonium oxidation, Anammox) 反应脱氮; 此外,微生物群落分析也表明,反应器内部并未富集好氧硝化菌与厌氧氨氧化菌。因此,可排除 ABR 反应器是由于硝化或者 Anammox 反应去除 NH₄⁺-N。

ABR 内 NH₄⁺-N 的去除说明反应器内发生了 Feammox 反应。研究表明: ABR 内微生物可能利用赤泥陶粒提供的 Fe(Ⅲ)将 NH₄⁺-N 转化成 NO₃⁻-N、N₂ 及小部分 NO₂⁻-N; 与此同时, NO₃⁻-N 能够被反应器内微生物活动去除,如 Feammox 反应产生的 Fe(Ⅱ)被自养微生物利用还原 NO₃⁻-N 和反硝化; NH₄⁺-N 必须首先通过 Feammox 氧化,才能激活后续脱氮反应 (反硝化、NDFO)。因此, Feammox 是 ABR 反应器脱氮体系的关键一步。

ABR 反应器沿程氮形态变化如图 7 所示。

A₁ 室 TN 去除率为 9.00%, NH₄⁺-N 与 NO₃⁻-N 各占一部分 (图 3b、图 3c), NH₄⁺-N 降解率较低的原因有以下 2 个: ① A₁ 室内发生了异化铁还原和反硝化反应; ② 该室内有机质含量

高,有机底物优先为异化铁还原供电子^[23]。A₂ 室的 NH₄⁺-N 去除率升高 (图 3b), 且 A₂ 室有菱铁矿生成,说明随着 $\rho(\text{COD})$ 降低,异化铁还原与 Feammox 对铁的竞争减弱; NO₃⁻-N 积累表明 Feammox 反应产物以 NO₃⁻-N 居多^[5]。在 A₃ 室中,由于缺乏有机碳源 (图 3d),异养反硝化难以进行; 次生矿物 FeOOH 生成及 *Rhodobacter*、*Arenimonas* 富集证实, NO₃⁻-N 经铁自养反硝化菌通过 NDFO 反应转化成 N₂ 去除。总之, Feammox 脱氮产生的 Fe(Ⅱ)又参与 NDFO 脱氮, NDFO 又将 Fe(Ⅱ)氧化成 Fe(Ⅲ), 在脱氮体系中形成了铁的循环利用。

本研究中 Feammox 与 NDFO 耦合形成脱氮与铁循环体系,各反应室富集相关功能微生物,与传统硝化-反硝化体系相比无需外加碳源和曝气; 与短程硝化耦合 Anammox 体系相比,无需控制 NO₂⁻-N 的产生,且 ABR 为单级脱氮除碳反应器,更经济节能。但本研究中反应器脱氮效果欠佳, Feammox 反应强度不足,导致后续 NDFO 不能有效进行。尽管如此,该单级分区富集功能微生物的脱氮除碳新工艺为生活污水处理提供了新途径。因此,提升 Feammox 反应强度,以实现完全脱氮是下一步研究的重点。

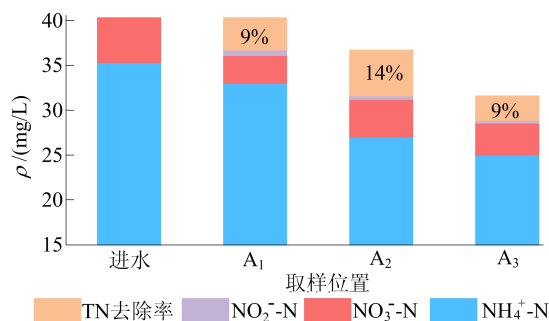


图 7 ABR 反应器沿程氮形态变化

3 结 论

1) 本研究利用赤泥制备富 Fe(Ⅲ)陶粒作为挂膜填料构建 ABR 反应器,实现厌氧条件下生活污水脱氮除碳,不仅具有经济、低碳的优势,同时也实现了赤泥的资源化利用。

2) ABR 反应器经过 90 d 的运行达到稳定, COD 降解率约为 88.70%, NH₄⁺-N 去除率约为 29.34%, TN 去除率为 28.51%, NH₄⁺-N 大部分转化成 N₂ 溢出。

3) 反应器的运行情况、物相表征与微生物群落分析结果表明,3 个反应室分别富集有机降解

菌、铁还原菌、铁氧化菌,说明在 $A_1 \sim A_3$ 室分别主要发生了反硝化与异化铁还原反应、Feammox 反应、NDFO 反应。反应器主要通过水解酸化反应将 COD 降解,而后通过 Feammox 与 NDFO 反应实现脱氮,同时实现 $Fe(III)$ 与 $Fe(II)$ 的循环。

[参 考 文 献]

- [1] ZHANG L Y, LIN Y G, ZHU Z, et al. Rapidly recovering and maintaining simultaneous partial nitrification, denitrification and anammox process through hydroxylamine addition to advance nitrogen removal from domestic sewage[J]. *Bioresource Technology*, 2022, 360: 127645.
- [2] FENG Z T, MA X, SUN Y J, et al. Promotion of nitrogen removal in a denitrification process elevated by zero-valent iron under low carbon-to-nitrogen ratio [J]. *Bioresource Technology*, 2023, 386: 129566.
- [3] XIA Q, AI Z Y, HUANG W L, et al. Recent progress in applications of Feammox technology for nitrogen removal from wastewaters: a review[J]. *Bioresource Technology*, 2022, 362: 127868.
- [4] YI B, WANG H H, ZHANG Q C, et al. Alteration of gaseous nitrogen losses via anaerobic ammonium oxidation coupled with ferric reduction from paddy soils in Southern China[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 652: 1139-1147.
- [5] YANG Y F, ZHANG Y B, LI Y, et al. Nitrogen removal during anaerobic digestion of wasted activated sludge under supplementing $Fe(III)$ compounds[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2018, 332: 711-716.
- [6] LI X, HUANG Y, LIU H W, et al. Simultaneous $Fe(III)$ reduction and ammonia oxidation process in Anammox sludge [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2018, 64: 42-50.
- [7] WANG S H, JIN H X, DENG Y, et al. Comprehensive utilization status of red mud in China: a critical review[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2021, 289: 125136.
- [8] LIU Y J, NAIDU R. Hidden values in bauxite residue (red mud): recovery of metals[J]. *Waste Management*, 2014, 34: 2662-2673.
- [9] BUAKAEW T, RATANATAMSKUL C. Effects of novel anaerobic baffled biofilm membrane bioreactor configurations on membrane fouling mitigation and microbial community in treating liquor condensate[J]. *Bioresource Technology*, 2021, 335: 125310.
- [10] 李豪,王进,马丁,等. 铁泥资源化实现铁厌氧氨氧化及其机理初探[J]. *中国环境科学*, 2023, 43(10): 5310-5319.
- [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: 211-274.
- [12] LI J M, ZENG W, LIU H, et al. Achieving deep autotrophic nitrogen removal from low strength ammonia nitrogen wastewater in aeration sponge iron biofilter: simultaneous nitrification, Feammox, NDFO and Anammox[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2023, 460: 141755.
- [13] DING B J, LUO W Q, QIN Y B, et al. Effects of the addition of nitrogen and phosphorus on anaerobic ammonium oxidation coupled with iron reduction (Feammox) in the farmland soils [J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 737: 139849.
- [14] DENG X, SU C Y, LUO X E, et al. Performance and metagenomic analysis of a micro-aerated anaerobic reactor for biological sulfate-rich wastewater treatment[J]. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2022, 10: 107769.
- [15] ZHOU Y, WANG C, XU X C, et al. Deciphering the partial denitrification function of companion bacteria in mixotrophic anammox systems under different carbon/nitrogen ratios[J]. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2023, 11: 111232.
- [16] ZHANG M J, WANG X M, ZHANG D J, et al. Food waste hydrolysate as a carbon source to improve nitrogen removal performance of high ammonium and high salt wastewater in a sequencing batch reactor[J]. *Bioresource Technology*, 2022, 349: 126855.
- [17] XUE Z X, ZHANG T, SUN Y W, et al. Integrated moving bed biofilm reactor with partial denitrification-anammox for promoted nitrogen removal: layered biofilm structure formation and symbiotic functional microbes[J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 839: 156339.
- [18] PAN K, GUO T, LIAO H L, et al. Adding iron shavings in activated sludge system to enhance removal of refractory organics and nitrogen for textile-dyeing wastewater [J]. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2023, 11: 110999.
- [19] ZHU H J, LI W X, CHEN X J, et al. Effects of sponge iron dosage on nitrogen removal performance and microbial community structure in sequencing batch reactors [J]. *Bioresource Technology*, 2023, 368: 128307.
- [20] MIRALLES I, ORTEGA R, MONTERO-CALASANZ M D C. Functional and biotechnological potential of microbiome associated with soils colonised by cyanobacteria in drylands[J]. *Applied Soil Ecology*, 2023, 192: 105076.
- [21] WANG L L, LI A J. Impact of zero-valent iron on nitrifying granular sludge for 17α -ethinylestradiol removal and its mechanism[J]. *Chemosphere*, 2023, 333: 138904.
- [22] SEUNTJENS D, HAN M F, KERCKHOF F M, et al. Pinpointing wastewater and process parameters controlling the AOB to NOB activity ratio in sewage treatment plants [J]. *Water Research*, 2018, 138: 37-46.
- [23] WAN L Y, LIU H, WANG X Z. Anaerobic ammonium oxidation coupled to $Fe(III)$ reduction: discovery, mechanism and application prospects in wastewater treatment[J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 818: 151687.

(责任编辑 张淑艳)