

方知库
Eco-Environmental
Knowledge Web

环境科学

ENVIRONMENTAL SCIENCE

ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV
HUANJING KEXUE

■ 主办 中国科学院生态环境研究中心
■ 出版 科学出版社



2020

Vol.41 No.12
第41卷 第12期

目次(卷终)

我国地级及以上城市臭氧污染来源及控制区划分	闫慧, 张维, 侯墨, 李银松, 高平, 夏青, 孟晓艳, 范丽雅, 叶代启 (5215)
2015~2018年我国PM _{2.5} 健康损害价值的动态评估	李惠娟, 周德群, 魏永杰 (5225)
2011~2017年中国PM _{2.5} 多尺度时空分异特征分析	杨文涛, 谯鹏, 刘贤赵, 雷雨亮 (5236)
关中地区PM _{2.5} 时空演化及人口暴露风险	黄晓军, 祁明月, 李艳雨, 王森, 黄馨 (5245)
中原城市冬季两次重污染形成机制及来源	贾佳, 丛怡, 高清敏, 王玲玲, 杨静静, 张国辉 (5256)
西北工业城市冬季PM _{2.5} 污染特征及理化性质	杨燕萍, 陈强, 王莉娜, 杨丽丽 (5267)
基于PMF模型的PM _{2.5} 中金属元素污染及来源的区域特征分析	邓林俐, 张凯山, 殷子渊, 李欣悦, 武文琪, 向铎鹏 (5276)
重庆主城区降尘中重金属污染特征及评价	张夏, 刘斌, 肖柏林, 王佳, 万达 (5288)
鄂尔多斯市夏秋季气溶胶新粒子生成过程影响因素分析	孔祥晨, 王红磊, 张连霞, 呼群, 李瑞峰, 许彩琴 (5295)
杭州市城区挥发性有机物污染特征及反应活性	景盛翱, 高雅琴, 沈建东, 王倩, 彭亚荣, 李英杰, 王红丽 (5306)
成都市区夏季大气挥发性有机物污染特征及来源解析	徐晨曦, 陈军辉, 姜涛, 韩丽, 王波, 李英杰, 王成辉, 刘政, 钱骏 (5316)
石家庄市挥发性有机物和臭氧的污染特征及源解析	王帅, 崔建升, 冯亚平, 刘大喜, 陈静, 田亮, 冯超, 王梦璇, 王学臣, 王婷婷 (5325)
厦门市工业源VOCs排放清单及控制对策分析	吴冬阳, 庄马展, 吴艳聪, 金磊, 吴义诚, 高攀峰, 刘建福, 金月正, 潘亚雷, 傅海燕 (5336)
建筑胶黏剂使用VOCs排放系数与排放清单	梁小明, 孙西勃, 苏燕花, 黄礼海, 陈锋, 任璐, 卢清, 赖君怡, 陈朋龙, 陈来国 (5345)
我国西北工业区城市大气多氯联苯来源及健康风险	毛潇萱, 李子璇, 宋世杰, 章晓冬, 高宏, 李春新, 黄韬, 马建民 (5352)
基于广州塔观测的城市近地面甲醛垂直分布特征	黄山, 裴成磊, 张莹, 宋奇聪, 齐吉朋, 赵一鸣, 王鸣, 邵敏 (5362)
新水沙条件下长江中下游干流水体总磷时空变化分析	卓海华, 姜保峰, 吴云丽, 王瑞琳, 陈杰, 兰静 (5371)
三峡库区汉丰湖水体氮磷及化学计量比季节变化特征	钱田, 黄祺, 何丙辉, 李天阳, 刘淑婧, 付适, 曾荣昌, 向可翠 (5381)
衡水湖沉积物营养盐形态分布特征及污染评价	张嘉雯, 魏健, 刘利, 王俭, 朱元荣, 段亮 (5389)
宜兴市横山水库底泥内源污染及释放特征	崔会芳, 陈淑云, 杨春晖, 唐婉莹, 殷鹏, 尹洪斌 (5400)
梅江流域清凉山水库沉积物重金属污染、生态风险评价及来源解析	江涛, 林伟稳, 曹英杰, 黎坤, 翟映雪, 李睿, 陈建耀 (5410)
汉江流域金水河与淇河潜在硝化速率及硝化功能基因的影响因子	赵彬洁, 王旭, 张健, 谭香, 何睿, 周全, 史航, 张全发 (5419)
山东省滨海旅游度假区水体环境典型全氟化合物污染特征及潜在生态风险	王世亮, 曹雪雅 (5428)
太湖重点区域多介质水体中有机磷酸酯的分布特征及来源解析	吕佳佩, 张振飞, 刘杨, 张恒, 王春英, 罗莹, 郭昌胜, 徐建 (5438)
岩溶地下水水体中有机氯农药和多氯联苯的残留特征及健康风险评价	叶凯, 孙玉川, 贾亚男, 朱琳跃, 徐昕 (5448)
澜沧江硅藻的地理分布模式与关键驱动因素	孙胜浩, 陈娟, 王沛芳, 王超, 王洵, 苗令占, 刘胜, 袁秋生 (5458)
白洋淀优势鱼类中喹诺酮类抗生素的生物累积特征及其与环境因子相关性	申立娜, 付雨, 张璐璐, 秦珊, 剧泽佳, 姚波, 崔建升 (5470)
生物炭粒径对负载MgO生物炭吸附水体中磷的影响	王鹏飞, 甄蒙蒙, 储昭升, 崔冠楠 (5480)
Bi ₂ MoO ₆ /Bi ₂ S ₃ 异质结光催化降解四环素-铜复合物	黄文鑫, 魏虎, 蒋彩云, 王玉萍 (5488)
超滤膜负载UiO-66@Fe ₃ O ₄ @UiO-66强化PPCPs去除和膜污染控制	尹越, 吴道文, 孙梦瑶, 吕路, 张炜铭 (5500)
低温季节水平潜流和垂直潜流人工湿地尾水深度处理中试	廖雪珂, 严晗璐, 王智源, 陈诚, 何东, 吴月龙, 陈求稳 (5509)
盐度渐增对水解微生物群落结构与功能的影响	高京, 张少华, 王锐, 金鹏康 (5518)
限NH ₄ ⁺ 和限NO ₂ ⁻ 厌氧氨氧化系统的运行特性及微生物种群特征	宋家俊, 朱明奕, 郭凯成, 汪倩, 刘文如, 沈耀良 (5527)
厌氧氨氧化菌富集培养过程微生物群落结构及多样性	闫冰, 夏嵩, 桂双林, 付嘉琦, 吴九九, 熊继海, 魏源送 (5535)
二价铁活化过氧化钙提高剩余活性污泥的脱水性能	毕薇薇, 阮书瑜, 陈昊傲啸, 梁方艺, 陈智文, 谢松儒, 唐晶, 邓靖 (5544)
中国北方某城市绿地土壤重金属空间分布特征、污染评价及来源解析	赵靓, 梁云平, 陈倩, 徐谦, 荆红卫 (5552)
我国南方水稻产地镉环境质量类别划分技术	窦韦强, 安毅, 秦莉, 林大松, 董明明 (5562)
晒在土壤-农作物系统中的分布特征及富硒土壤阈值	王锐, 邓海, 贾中民, 严明书, 周皎, 何忠庠, 梁绍标, 董金秀, 苏黎明 (5571)
广东鼻咽癌高发区土壤-作物系统重金属迁移特征及健康风险评价	叶脉, 张景茹, 张路路, 李朝晖, 李兴远, 周永章 (5579)
胺鲜酯与螯合剂GLDA联合强化柳枝稷吸收积累镉效果	王正, 孙兆军, SAMEH Mohamed, 王珍, 何俊, 韩磊 (5589)
毛竹遗态Fe/C复合材料对As(V)污染土壤的钝化修复性能	赵宁宁, 何豪, 冯国杰, 朱宗强, 方雅莉, 李超, 朱义年, 张立浩 (5600)
大麦虫幼虫肠道菌群对聚苯乙烯泡沫塑料降解	杨莉, 刘颖, 高婕, 彭霞薇, 白志辉, 庄绪亮 (5609)
1株耐油甲醛降解菌的分离鉴定及降解特性	韩茜, 王蓉蓉, 史纯珍 (5617)
铜尾矿白羊草叶际和根际细菌群落特征	贾彤, 姚玉珊, 王瑞宏 (5628)
生物炭施用对再生水灌溉空心菜根际微生物群落结构及多样性的影响	崔丙健, 崔二革, 胡超, 樊向阳, 高峰 (5636)
废弃物基水热炭改良对水稻产量及氮素吸收的影响	侯朋福, 薛利红, 冯彦房, 余嫻, 杨林章 (5648)
基于GIS和PMF模型的石嘴山市土壤多环芳烃空间分布及来源解析	夏子书, 王玉玉, 钟艳霞, 白一茹, 王幼奇, 杨帆, 李鸣骥 (5656)
氮肥和秸秆还田方式对麦玉轮作土壤N ₂ O排放的影响	许宏伟, 李娜, 冯永忠, 任广鑫, 谢呈辉, 吕宏菲, 马星霞, 郝嘉琪 (5668)
《环境科学》第41卷(2020年)总目录	(5677)
《环境科学》征订启事(5344)	《环境科学》征稿简则(5361)
信息(5287, 5499, 5508)	

限 NH_4^+ 和限 NO_2^- 厌氧氨氧化系统的运行特性及微生物种群特征

宋家俊¹, 朱明奕¹, 郭凯成¹, 汪倩¹, 刘文如^{1,2,3*}, 沈耀良^{1,2,3}

(1. 苏州科技大学环境科学与工程学院, 苏州 215009; 2. 城市生活污水资源化利用技术国家地方联合工程实验室, 苏州 215009; 3. 江苏省水处理技术与材料协同创新中心, 苏州 215009)

摘要: 在控制进水 TN 浓度 $< 50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、水力停留时间为 2.0 h 和水温为 20℃ 条件下, 采用连续流完全混合式反应器对比研究了限 NH_4^+ 和限 NO_2^- 厌氧氨氧化系统的脱氮效能及微生物种群特征。结果表明, 尽管两厌氧氨氧化反应器维持了类似的 TN 去除负荷 $[0.45 \sim 0.5 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}]$ 和 TN 去除率 (70% 左右), 但限 NH_4^+ 厌氧氨氧化反应器中 $\Delta\text{NO}_3^- / \Delta\text{NH}_4^+$ 呈现更快的上升趋势。批次试验及高通量测序结果表明, 限 NH_4^+ 厌氧氨氧化反应器比限 NO_2^- 反应器具有更为显著的功能及微生物种群空间异质性。 *Candidatus_Brocadia* 是两反应器中的优势厌氧氨氧化菌属, 限 NH_4^+ 条件下 *Candidatus_Brocadia* 在大粒径颗粒污泥中的富集水平 (53.9%) 显著高于絮体污泥 (19.1%); 而在限 NO_2^- 条件下颗粒污泥与絮体污泥中 *Candidatus_Brocadia* 的相对丰度差别不大, 分别为 28.1% 和 21.3%。两反应器中均有 *Nitrospira* 存在且主要生存于絮体污泥中, 对 O_2 的需求应是驱动 *Nitrospira* 于絮体污泥中生长的关键因素; 此外, 限 NH_4^+ (即 NO_2^- 富余) 环境可以促进 *Nitrospira* 的生长繁殖。综上, 提出了基于选择性排泥的限 NH_4^+ 厌氧氨氧化系统优化运行策略。

关键词: 厌氧氨氧化 (ANAMMOX); 空间异质性; 颗粒污泥; 絮体; 主流

中图分类号: X172 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2020)12-5527-08 DOI: 10.13227/j.hj.kx.202005145

Performance and Microbial Characteristics of Ammonium-limited and Nitrite-limited ANAMMOX Systems

SONG Jia-jun¹, ZHU Ming-yi¹, GUO Kai-cheng¹, WANG Qian¹, LIU Wen-ru^{1,2,3*}, SHEN Yao-liang^{1,2,3}

(1. School of Environmental Science and Engineering, Suzhou University of Science and Technology, Suzhou 215009, China; 2. National and Local Joint Engineering Laboratory for Municipal Sewage Resource Utilization Technology, Suzhou 215009, China; 3. Jiangsu Collaborative Innovation Center of Technology and Material of Water Treatment, Suzhou 215009, China)

Abstract: The performance and microbial characteristics of ammonium-limited and nitrite-limited ANAMMOX reactors were studied in two continuously stirred tank reactors. The influent TN concentrations were controlled below $50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. The hydraulic retention time and water temperature were maintained at 2.0 h and 20℃, respectively. Results showed that though both ANAMMOX reactors demonstrated similar TN removal loading rates $[0.45 \sim 0.5 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}]$ and TN removal efficiencies (around 70%), the $\Delta\text{NO}_3^- / \Delta\text{NH}_4^+$ ratio of the ammonium-limited ANAMMOX reactor showed a faster upward trend. Batch tests and high-throughput sequencing results indicated that the ammonium-limited ANAMMOX reactor had more significant functional and population heterogeneity than the nitrite-limited ANAMMOX reactor. *Candidatus_Brocadia* was the predominant ANAMMOX bacteria in both reactors. The relative abundance of *Candidatus_Brocadia* in large granules (53.9%) was significantly higher than that in flocs (19.1%) under the ammonium-limited conditions, whereas only a small difference in relative abundance of *Candidatus_Brocadia* was observed between the granules (28.1%) and flocs (21.3%) in the nitrite-limited ANAMMOX reactor. *Nitrospira*-like NOB were detected in both ANAMMOX reactors, which primarily inhabited flocs, seemingly driven by the availability of oxygen. Moreover, the ammonium-limited (i.e., excess nitrite) conditions seemingly favored the growth of *Nitrospira*. Building upon these results, a control strategy for optimal operation of the ammonium-limited ANAMMOX reactor was proposed based on selective floc discharge.

Key words: ANAMMOX; spatial heterogeneity; granular sludge; flocs; mainstream

厌氧氨氧化菌能够以 NO_2^- -N 为电子受体将污水中 NH_4^+ -N 转化为氮气, 该过程在厌氧条件下进行且无需有机碳源, 被认为是当前最具可持续发展潜力的污水生物脱氮技术^[1~3]。城市污水高效厌氧氨氧化脱氮 (主流厌氧氨氧化) 技术的成功应用将使城市污水处理厂迈进能源自给甚至额外产能的时代^[4~7]。

厌氧氨氧化耦合部分亚硝化是城市污水自养脱氮的主要实现形式^[6, 8]。越来越多的研究表明, 相

比一体式自养脱氮工艺 (即二者耦合于同一反应器中), 两级式自养脱氮工艺 (二者分置于不同反应器中) 在城市污水处理领域表现更为突出^[9~11]。两级

收稿日期: 2020-05-14; 修订日期: 2020-06-08

基金项目: 国家自然科学基金项目 (51808367, 51878430); 江苏省高等学校自然科学研究项目 (18KJD610003); 城市生活污水资源化利用技术国家地方联合工程实验室开放课题项目 (2018KF05); 苏州市科技计划项目 (SS201834); 江苏省研究生创新计划项目 (SJCX19_0833)

作者简介: 宋家俊 (1995~), 男, 硕士研究生, 研究方向为水污染控制与理论, E-mail: 875078465@qq.com

* 通信作者, E-mail: liuwenru1987@126.com

式自养脱氮工艺处理城市污水的优势主要体现在可以实现较高的脱氮负荷高 [$>0.1 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$], 即使在冬季低温 ($<15^\circ\text{C}$) 条件下^[8]. 其原因可以归结于以下 3 点: 首先, 厌氧氨氧化菌可以在缺氧条件下运行, 免受 (即使短暂性的) 过量供氧的不利影响^[12]; 其次, 厌氧氨氧化反应器中可以实现极高的污泥浓度, 低温条件下能够以充足的总体数量弥补单体活性的下降^[13~15]; 第三, 前置的亚硝化反应器对后续的厌氧氨氧化系统有一定保护作用, 可以缓解进水中所携带有机物、重金属、抑制剂等对厌氧氨氧化菌的不利影响^[11]. 总之, 在两级式主流自养脱氮工艺中“弱势”的厌氧氨氧化菌得以充分发挥脱氮功能.

此外, 两级式自养脱氮工艺的运行方式更加灵活, 既可以限 NO_2^- 模式运行, 也可以限 NH_4^+ 模式运行^[9, 11]. 尤其是限 NH_4^+ 模式运行的两级自养脱氮工艺, 其出水中氮以 NO_2^- -N 和 NO_3^- -N 为主 (而无 NH_4^+ -N), 为后续脱氮精处理 (即深度反硝化) 实现城市污水极限脱氮 (出水 $\text{TN} < 3.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 奠定了良好基础^[9]. 然而, 目前有关限 NH_4^+ 模式主流自养脱氮工艺的研究非常有限, 对于该工艺的运行效能、微生物种群特征以及优化调控等更是鲜见报道.

因此, 本研究主要针对两级式主流自养脱氮工艺中的厌氧氨氧化系统开展限 NH_4^+ 模式下的运行效能和微生物种群特征, 同时以限 NO_2^- 厌氧氨氧化系统作为参照. 通过对比研究, 提出了基于选择性排泥的限 NH_4^+ 式主流厌氧氨氧化系统的优化运行策略.

1 材料与方法

1.1 试验装置及运行

采用两套平行运行的连续流完全混合式反应器 (CSTR), 如图 1 所示. 反应区和沉淀区有效容积分别为 2.4 L 和 0.8 L. 反应区设有用于泥水混合的机械搅拌装置, 搅拌强度为 $40 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$. 反应器外层设有水浴夹层, 使反应器内水温维持在 20°C 左右. 两反应器接种同一絮体厌氧氨氧化污泥, 接种后反应器中污泥浓度 (MLVSS) 均为 $3.4 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$. 本试验用水为人工配制模拟污水, 以 NH_4Cl 和 NaNO_2 为主要成分, 具体浓度根据试验需要进行调整, 确保两反应器分别在限 NH_4^+ 和限 NO_2^- 条件下运行, 即出水中 NH_4^+ -N 和 NO_2^- -N 浓度分别在 $0.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下; 其他成分根据文献^[16]进行添加. 进水中投加碳酸氢钠, 用于维持反应器中 pH 在 7.5~8.0. 进水未进行除氧处理, 两反应器中水力停留时间 (HRT) 为 2 h. 反应器运行期间, 无剩余污泥排放,

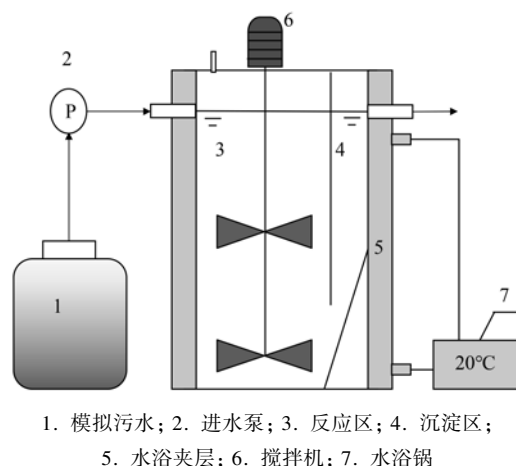


图 1 试验装置示意

Fig. 1 Schematic diagram of the experimental equipment

即污泥停留时间 (SRT) 不控制.

1.2 絮体和颗粒污泥活性测定

两反应器中均呈现明显的颗粒与絮体共存现象. 本研究末期 (即第 90 d 时), 从反应器中取出一定量的污泥, 在厌氧操作台内用 $400 \mu\text{m}$ 筛子进行筛分, 得到粒径 $>400 \mu\text{m}$ 和 $<400 \mu\text{m}$ 的污泥, 分别代表颗粒污泥 (G) 和絮体污泥 (F). 如图 2 所示, 取自限 NH_4^+ 厌氧氨氧化反应器的则为 G-NH_4^+ 和 F-NH_4^+ , 取自限 NO_2^- 厌氧氨氧化反应器的则为 G-NO_2^- 和 F-NO_2^- ; 它们各自在系统中所占质量分数分别约为 40% (G-NH_4^+), 60% (F-NH_4^+), 44% (G-NO_2^-), 56% (F-NO_2^-). 采用批式试验对所得颗粒污泥和絮体污泥分别进行厌氧氨氧化活性 (以 TN 比去除速率计) 及 NO_2^- 氧化活性 (以 NO_3^- -N 比产生速率计) 测定, 具体操作步骤见文献^[9], 其中 NO_2^- 氧化活性测定时 DO 浓度维持在 $0.2 \sim 0.3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

1.3 分析方法

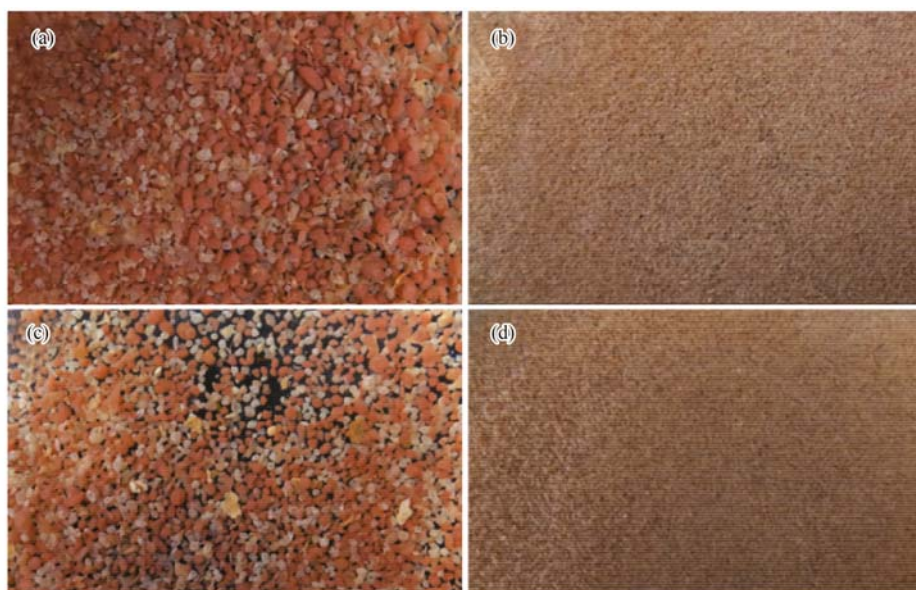
NH_4^+ -N、 NO_2^- -N、 NO_3^- -N、TN 和 MLSS/MLVSS 等水质及污泥指标分别按文献^[17]中规定的纳氏试剂光度法、N-(1-萘基)-乙二胺光度法、紫外分光光度法、过硫酸钾氧化法、重量法等进行测定; 温度和 DO 采用哈希便携式溶解氧测定仪 (HQ30d) 分析; pH 由雷磁 PHSJ-4A 型 pH 计测定.

采用 Illumina MiSeq 测序平台对两厌氧氨氧化反应器中的颗粒与絮体污泥分别进行生物信息学分析, 本试验流程包括 DNA 抽提、PCR 扩增、PE 文库构建和 Illumina 测序, 具体分析步骤参见文献^[18].

2 结果与分析

2.1 反应器运行效能

图 3 和图 4 所示分别为限 NH_4^+ 厌氧氨氧化反应器和限 NO_2^- 厌氧氨氧化反应器的运行状况. 通



(a)和(b)限 NH_4^+ 反应器中的颗粒和絮体污泥; (c) 和 (d) 限 NO_2^- 反应器中的颗粒与絮体污泥

图2 厌氧氨氧化反应器中颗粒与絮体污泥图片

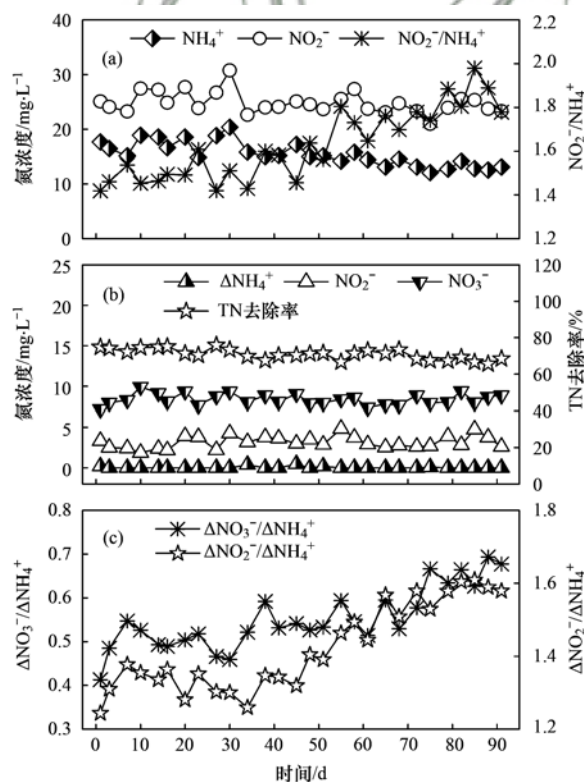
Fig. 2 Photos of the granules and flocs in both ANAMMOX reactors

过调整进水中 NH_4^+ -N 和 NO_2^- -N 浓度 (或进水 $\text{NO}_2^-/\text{NH}_4^+$ 比) [图 3(a) 和图 4(a)], 使得两个厌氧氨氧化反应器分别在限 NH_4^+ 和限 NO_2^- 条件下运行. 3 个月的运行过程中, 限 NH_4^+ 厌氧氨氧化反应器出水中 NH_4^+ -N、 NO_2^- -N 和 NO_3^- -N 平均浓度分别为 <0.1 、 (3.2 ± 1.4) 和 $(8.4 \pm 2.3) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ [图 3(b)]; 限 NO_2^- 厌氧氨氧化反应器出水中 NH_4^+ -N、 NO_2^- -N 和 NO_3^- -N 平均浓度分别为 (7.1 ± 2.1) 、 <0.1 和 $(7.3 \pm 1.7) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ [图 3(b)]; 总体而言, 两反应器表现出类似的 TN 去除负荷 $[0.45 \sim 0.5 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}]$ 和 TN 去除率 (70% 左右).

从厌氧氨氧化反应计量学方面, 两反应器中的 NO_3^- 产生速率与 NH_4^+ 消耗速率之比 ($\Delta\text{NO}_3^-/\Delta\text{NH}_4^+$) 以及 NO_2^- 消耗速率与 NH_4^+ 消耗速率之比 ($\Delta\text{NO}_2^-/\Delta\text{NH}_4^+$) 均呈上升趋势 [图 3(c) 和图 4(c)], 并且 $\Delta\text{NO}_3^-/\Delta\text{NH}_4^+$ 比值始终高于 Strous 等^[19] 报道的经典厌氧氨氧化反应计量学数值 ($\Delta\text{NO}_3^-/\Delta\text{NH}_4^+$ 为 0.26), 表明两厌氧氨氧化系统中均有 NOB 存在. 特别地, $\Delta\text{NO}_3^-/\Delta\text{NH}_4^+$ 在限 NH_4^+ 厌氧氨氧化反应器中的上升速度明显快于其在限 NO_2^- 厌氧氨氧化反应器中的上升速度, 暗示了 NOB 在限 NH_4^+ 厌氧氨氧化反应器中活性更高或增殖更快.

2.2 颗粒与絮体污泥活性

图 5 所示为两反应器中颗粒和絮体污泥的氮转化活性. 对于取自限 NH_4^+ 厌氧氨氧化反应器的污泥而言, 颗粒污泥的 TN 比去除速率显著高于絮体污泥, 分别为 $(379 \pm 15) \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$ 和 (132 ± 10)



(a) 进水中 NH_4^+ 、 NO_2^- 浓度及 $\text{NO}_2^-/\text{NH}_4^+$ 比; (b) 出水中 NH_4^+ 、 NO_2^- 、 NO_3^- 浓度及 TN 去除率; (c) 反应器中 NO_3^- 产生速率与 NH_4^+ 消耗速率之比 ($\Delta\text{NO}_3^-/\Delta\text{NH}_4^+$) 及 NO_2^- 消耗速率与 NH_4^+ 消耗速率之比 ($\Delta\text{NO}_2^-/\Delta\text{NH}_4^+$)

图3 限 NH_4^+ 厌氧氨氧化反应器运行状况

Fig. 3 Performance of the NH_4^+ -limited ANAMMOX reactor

$\text{mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$ [图 5(a)]; 然而, 在低氧 (DO 在 $0.2 \sim 0.3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 环境下絮体污泥的 NO_3^- -N 比产生速率 $[(85 \pm 5.7) \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}]$ 是颗粒污泥的 $[(17 \pm$

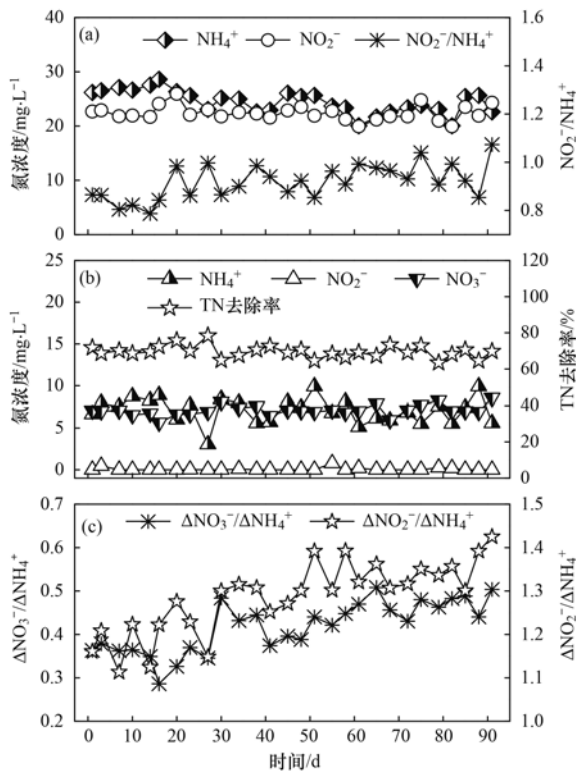


图4 限 NO_2^- 厌氧氨氧化反应器运行状况
(a) 进水中 NH_4^+ 、 NO_2^- 浓度及 $\text{NO}_2^-/\text{NH}_4^+$ 比; (b) 出水中 NH_4^+ 、 NO_2^- 、 NO_3^- 浓度及 TN 去除率; (c) 反应器中 NO_3^- 产生速率与 NH_4^+ 消耗速率之比 ($\Delta\text{NO}_3^-/\Delta\text{NH}_4^+$) 及 NO_2^- 消耗速率与 NH_4^+ 消耗速率之比 ($\Delta\text{NO}_2^-/\Delta\text{NH}_4^+$)

图4 限 NO_2^- 厌氧氨氧化反应器运行状况

Fig. 4 Performance of the NO_2^- -limited ANAMMOX reactor

2.4) $\text{mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$] 近 5 倍 [图 5(b)]. 上述结果表明在限 NH_4^+ 条件下, 厌氧氨氧化菌主要生存于粒径较大 ($>400 \mu\text{m}$) 的颗粒污泥内, 而 NOB 则主要栖息于絮体污泥中. 换言之, 颗粒污泥是限 NH_4^+ 厌氧氨氧化反应器脱氮的主导者.

对于取自限 NO_2^- 厌氧氨氧化反应器的污泥, 颗粒污泥和絮体污泥的 TN 比去除速率分别为 $(257 \pm 11) \text{mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$ 和 $(213 \pm 9.7) \text{mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$ [图 5(a)], 二者的差异幅度显著小于限 NH_4^+ 厌氧氨氧化反应器中的情况. 这说明在限 NO_2^- 条件下, 颗粒污泥和絮体污泥中均有相当数量的厌氧氨氧化细菌生存, 二者对限 NO_2^- 厌氧氨氧化系统的脱氮均有重要贡献, 这与笔者前期研究结果基本一致^[18]. 然而, 颗粒污泥与絮体污泥的 NO_3^- -N 比产生速率差异显著, 分别为 $(12 \pm 2.3) \text{mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$ 和 $(47 \pm 3.8) \text{mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$ [图 5(b)], 表明在限 NO_2^- 条件下, NOB 仍然倾向于生存在絮体污泥中, 这与限 NH_4^+ 厌氧氨氧化反应器中的情况类似.

2.3 颗粒与絮体污泥微生物种群结构

借助高通量测序技术分别考察了两反应器中颗

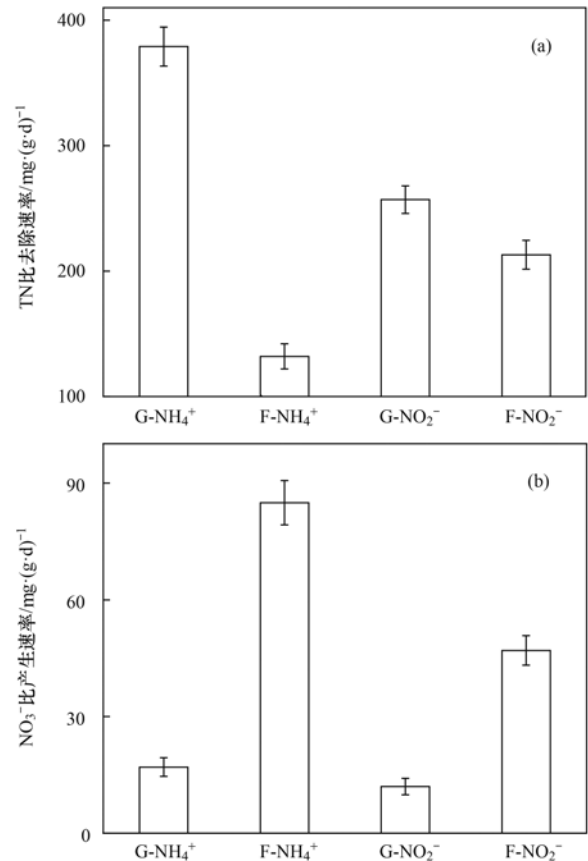


图5 厌氧氨氧化反应器中颗粒与絮体污泥的比活性
(a) 厌氧条件下 TN 比去除速率; (b) DO 在 $0.2 \sim 0.3 \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 条件下 NO_3^- 比产生速率

图5 厌氧氨氧化反应器中颗粒与絮体污泥的比活性

Fig. 5 Specific activity of granular and flocculent sludge in both ANAMMOX reactors

粒与絮体污泥在属水平上的微生物种群结构, 结果如图 6 所示. 限 NH_4^+ 条件下, *Candidatus_Brocadia* 在粒径较大的颗粒污泥中被高度富集, 作为颗粒污泥唯一的主导菌属其相对丰度达 53.9%; 而在絮体污泥中 *Candidatus_Brocadia* (19.1%)、*Nitrospira* (14.1%)、*norank_Anaerolineaceae* (11.3%)、*Candidatus_Jettenia* (8.8%) 和 *DS-100* (7.7%) 同为优势菌属. 显而易见, 絮体污泥与颗粒污泥中微生物种群结构有较为显著的差异. 相比于限 NH_4^+ 厌氧氨氧化反应器, 限 NO_2^- 厌氧氨氧化反应器中颗粒污泥与絮体污泥的微生物种群结构差异明显较低, 二者均以 *Candidatus_Brocadia* (17.5% ~ 24.5%)、*norank_PHOS-HE36* (7.4% ~ 15.3%)、*norank_Anaerolineaceae* (7.0% ~ 12.2%)、*norank_Acidobacteria* (8.3% ~ 8.4%) 以及 *unclassified_Rhodocyclaceae* (3.8% ~ 8.0%) 为主导.

图 7 展示了两厌氧氨氧化反应器中氮功能菌群在颗粒污泥和絮体污泥中的分布情况. 在限 NH_4^+ 厌氧氨氧化反应器内, 颗粒污泥中厌氧氨氧化菌的相对丰度达 59.3%, 是絮体污泥中厌氧氨氧化菌丰

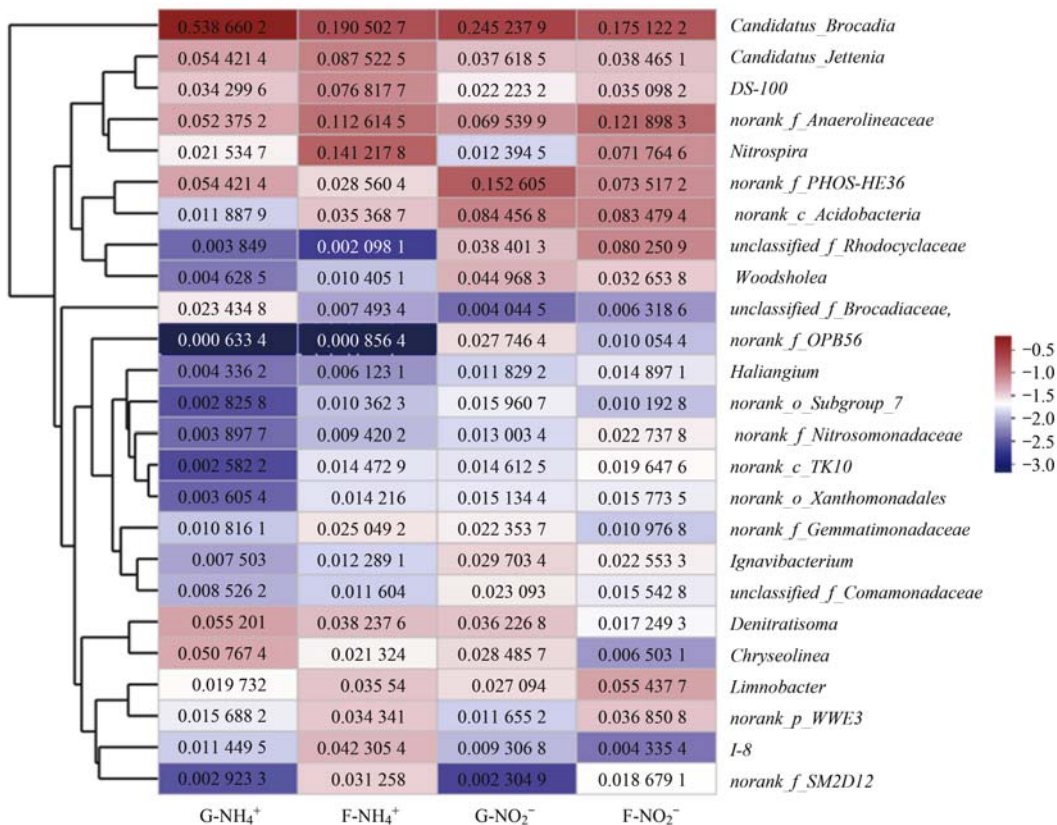


图 6 颗粒与絮体污泥中微生物种群结构(属水平)
Fig. 6 Bacterial community structures of granular and flocculent sludge at the genus level

度(27.8%)的 2.2 倍 [图 7(a)]; 而在限 NO_2^- 厌氧氨氧化反应器内,颗粒污泥与絮体污泥中厌氧氨氧化菌的相对丰度差别不大,分别为 28.1% 和 21.3% [图 7(a)]. 需要指出的是,4 个污泥样品中的厌氧氨氧化菌均以 *Candidatus_Brocadia* 为主,同时还含有少量 *Candidatus_Jettenia* (图 6).

Denitratisoma、*Ignavibacterium*、*Comamonadaceae* 以及 *Rhodocyclaceae* 是两厌氧氨氧化反应器中主要的反硝化菌属,它们的相对丰度总和如图 7(b)所示. 限 NO_2^- 条件下颗粒污泥和絮体污泥中反硝化细菌的相对丰度分别为 14% 和 15.1%,高于限 NH_4^+ 厌氧氨氧化反应器中反硝化细菌的相对丰度 (7.8%~7.9%).

Nitrospira 是两厌氧氨氧化反应器中唯一被检测到的 NOB 菌属 (图 6). 如图 7(c)所示,两个厌氧氨氧化反应器内絮体污泥中 NOB 的相对丰度均显著高于颗粒污泥,表明无论是在限 NH_4^+ 条件下还是在限 NO_2^- 环境中,*Nitrospira* 都倾向于在絮体污泥中生存.

3 讨论

3.1 厌氧氨氧化系统中微生物种群空间异质性

有关厌氧氨氧化系统中微生物种群空间分布不

均匀(即空间异质性)的报道多是在一体式厌氧氨氧化系统^[20-24],本研究发现在单独的缺氧厌氧氨氧化系统中亦存在显著的基于污泥粒径大小的微生物种群空间异质性(图 6 和图 7),微生物种群的空间异质性进而导致相应生物功能的空间分化(图 5).

本研究表明,厌氧氨氧化菌在限 NH_4^+ 厌氧氨氧化反应器中的空间异质性比在限 NO_2^- 反应器中更为显著[图 7(a)],尽管两个厌氧氨氧化反应器均为完全混合式反应器. 限 NH_4^+ 或 NO_2^- 富余条件下优势厌氧氨氧化菌属 *Candidatus_Brocadia* 在大粒径颗粒污泥中的富集水平显著高于絮体污泥,这正与限 NH_4^+ 厌氧氨氧化反应器中颗粒与絮体污泥之间厌氧氨氧化活性的明显分化相呼应[图 5(a)]. 此外,在 TN 去除负荷基本相等的前提下,*Candidatus_Brocadia* 和 *Candidatus_Jettenia* 在限 NH_4^+ 反应器中的富集水平均明显高于限 NO_2^- 反应器中的富集水平(图 6),暗示了二者在限 NH_4^+ 环境中具有更高的生长速率. 遗憾的是,基于本研所得数据尚不足以对上述发现作出合理解释.

除厌氧氨氧化菌外,在两厌氧氨氧化反应器中 NOB 的空间异质性表现最为显著,即 *Nitrospira* 主要生存于絮体或小粒径污泥中[图 7(c)],这与一体式厌氧氨氧化系统中的相关报道一致^[22,23,25,26]. 此

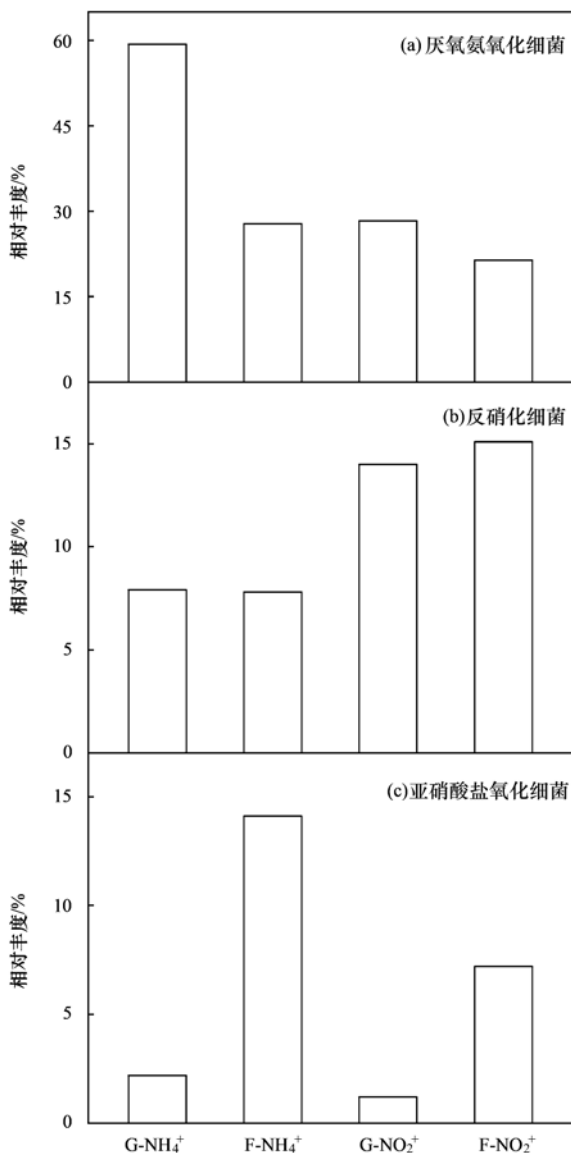


图7 颗粒与絮体污泥中氮功能菌群的相对丰度(属水平)

Fig. 7 Relative abundance of bacteria involved in nitrogen metabolism at the genus level

外,本研究证实 *Nitrospira* 空间异质性似乎不依赖于限 NH_4^+ 和限 NO_2^- 环境. 分析认为 *Nitrospira* 对 O_2 的需求是驱动其趋于絮体污泥中生长的关键因素. 众所周知, *Nitrospira* 具有极高的氧亲和力^[27, 28], 尽管两厌氧氨氧化反应器中没有主动供氧(反应器中 $\text{DO} < 0.1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), 但 *Nitrospira* 可以利用进水中携带的 $2 \sim 5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{ O}_2$ 生存. 絮体污泥相比颗粒污泥传质限制较低或 *Nitrospira* 更易获得 O_2 , 正是基于此, *Nitrospira* 倾向于在絮体污泥中生长繁殖. 需要注意的是, 尽管限 NH_4^+ 和限 NO_2^- 环境对厌氧氨氧化系统中 *Nitrospira* 的空间异质性影响不大, 但本研究末期限 NH_4^+ 厌氧氨氧化反应器絮体污泥中 *Nitrospira* 的相对丰度约是限 NO_2^- 反应器絮体污泥中的 2 倍, 说明限 NH_4^+ (即 NO_2^- 富余) 环境更利于 *Nitrospira* 生长繁殖, 从而造成限 NH_4^+ 厌氧氨氧化

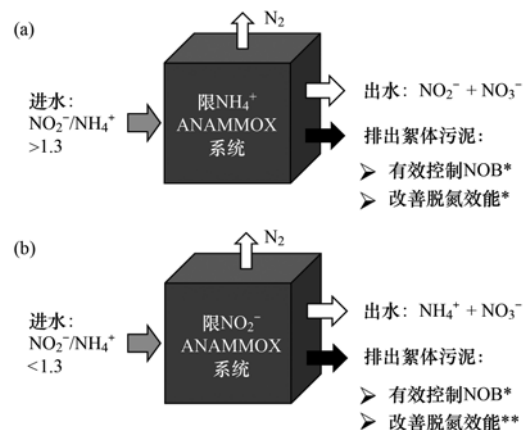
反应器中 $\Delta\text{NO}_3^-/\Delta\text{NH}_4^+$ 比值上升更快.

3.2 选择性排出絮体污泥对厌氧氨氧化系统效能的潜在影响分析

缺氧厌氧氨氧化系统中厌氧氨氧化菌与 *Nitrospira* 的共存已有诸多报道^[18, 29~31], Lückner 等^[32]更是通过宏基因组测序发现 *Nitrospira* 与厌氧氨氧化菌在进化上存在密切联系. 总之, 上述报道以及本研究结果均表明彻底分离厌氧氨氧化菌与 *Nitrospira* 类 NOB 是极其困难的, 尤其是对处理城市污水的主流厌氧氨氧化系统而言.

然而, 厌氧氨氧化系统中存在的基于污泥粒径大小的微生物种群空间异质性为系统厌氧氨氧化功能的优化调控提供了思路. 如已有研究证实, 通过选择性排出富含 NOB 的絮体或小粒径污泥可以显著改善一体式厌氧氨氧化系统的脱氮效能^[20, 21, 23]. 基于本研究结果, 对于缺氧厌氧氨氧化系统的优化调控可以做如下预测(图8).

选择性排出絮体污泥对于限 NH_4^+ 厌氧氨氧化系统的优化运行应是极为必要的. 如前所述, 高度富集厌氧氨氧化菌的颗粒污泥为系统脱氮的主要承担者, 同时 NOB 主要栖息于絮体污泥中, 并在 NO_2^- 富余的环境中以较快速度增殖, 对厌氧氨氧化脱氮造成明显的不利影响. 因此, 通过选择性排出富含 NOB 的絮体污泥既能有效控制 NOB, 亦可改善系统脱氮效能. 然而, 对于限 NO_2^- 厌氧氨氧化系统, 选择性排出絮体污泥的必要性尚不明确. 限 NO_2^- 厌氧氨氧化系统絮体污泥的排出虽能实现 NOB 的有效控制, 但也可能造成系统脱氮效能的下降, 因为絮体污泥中也有相当数量的厌氧氨氧化菌并对系统脱氮有重要贡献. 此外, *Nitrospira* 类 NOB 在限 NO_2^-



* 表示可以保证所述效果; ** 表示无法保证所述效果

图8 选择性絮体污泥排放对限 NO_2^- 和限 NH_4^+ 厌氧氨氧化污泥系统的潜在影响

Fig. 8 Potential effects of selective floc discharge on the NO_2^- -limited and NH_4^+ -limited ANAMMOX systems

条件下的增殖速度及反应活性明显较低,对厌氧氨氧化系统的影响并非如限 NH_4^+ 厌氧氨氧化系统中显著. 综上,通过选择性絮体污泥排放优化限 NO_2^- 厌氧氨氧化系统运行的必要性有待进一步研究.

总之,本研究为主流自养脱氮技术的发展,尤其是为两级式主流自养脱氮工艺中缺氧厌氧氨氧化系统的运行调控提供了思路. 需要指出的是,本研究所用进水为人工配制的无机含氮污水,由于没有外源有机质进入厌氧氨氧化系统,异养微生物(特别是异养反硝化细菌)对两厌氧氨氧化系统中微生物种群结构、空间异质性以及脱氮效能的影响尚不清楚. 因此,当限 NH_4^+ 和限 NO_2^- 厌氧氨氧化系统用于实际城市污水处理时,二者的宏观表现和微生物特征将会如何亦是后续研究的重点.

4 结论

(1)在控制 HRT 为 2.0 h,温度为 20℃ 的条件下,通过调整进水 $\text{NO}_2^-/\text{NH}_4^+$ 比使两厌氧氨氧化反应器分别在限 NH_4^+ 和限 NO_2^- 条件下连续运行 3 个月. 尽管二者维持了 TN 去除负荷 [$0.45 \sim 0.5 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$] 和 TN 去除率(70%左右)基本一致,但限 NH_4^+ 厌氧氨氧化反应器具有更高的 $\Delta\text{NO}_3^-/\Delta\text{NH}_4^+$ 比.

(2)*Candidatus_Brocadia* 同是两反应器的优势厌氧氨氧化菌. 对于限 NH_4^+ 厌氧氨氧化反应器,厌氧氨氧化菌主要富集于大粒径颗粒污泥中,其相对丰度为 59.3%,大粒径颗粒污泥是该反应器脱氮功能的主导者;而在限 NO_2^- 厌氧氨氧化反应器中,颗粒和絮体污泥中均有相当数量的厌氧氨氧化菌(21.3%~28.1%),即二者对系统脱氮均有重要贡献.

(3)两厌氧氨氧化反应器中均有 *Nitrospira* 存在且它们主要生存于絮体污泥中,分析认为 *Nitrospira* 对 O_2 的需求是驱动其趋于絮体污泥中生长的关键因素. 此外,限 NH_4^+ (即 NO_2^- 富余)厌氧氨氧化系统中 *Nitrospira* 表现出更高的活性和生长速率.

参考文献:

[1] Kuenen J G. Anammox bacteria: from discovery to application [J]. Nature Reviews Microbiology, 2008, 6(4): 320-326.

[2] Winkler M K, Straka L. New directions in biological nitrogen removal and recovery from wastewater [J]. Current Opinion in Biotechnology, 2019, 57: 50-55.

[3] 郝晓地, 仇付国, Van Der Star W R L, 等. 厌氧氨氧化技术工程化的全球现状及展望 [J]. 中国给水排水, 2007, 23(18): 15-19.

Hao X D, Qiu F G, Van Der Star W R L, et al. Global situation of developing ANAMMOX technology towards engineering application [J]. China Water & Wastewater, 2007, 23(18):

15-19.

[4] Kartal B, Kuenen J G, Van Loosdrecht M C M. Sewage treatment with Anammox [J]. Science, 2010, 328(5979): 702-703.

[5] Jetten M S M, Horn S J, Van Loosdrecht M C M. Towards a more sustainable municipal wastewater treatment system [J]. Water Science and Technology, 1997, 35(9): 171-180.

[6] Siegrist H, Salzgeber D, Eugster J, et al. Anammox brings WWTP closer to energy autarky due to increased biogas production and reduced aeration energy for N-removal [J]. Water Science and Technology, 2008, 57(3): 383-388.

[7] 卢健聪, 高大文, 孙学影. 基于能源回收的城市污水厌氧氨氧化生物脱氮新工艺 [J]. 环境科学, 2013, 34(4): 1435-1441.

Lu J C, Gao D W, Sun X Y. A novel municipal wastewater treating process for energy production and autotrophic nitrogen removal based on Anammox [J]. Environmental Science, 2013, 34(4): 1435-1441.

[8] 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.

[9] 刘文如, 杨殿海, 沈耀良, 等. 主流条件下两级式 PN-ANAMMOX 工艺的高效能脱氮过程 [J]. 环境科学, 2018, 39(12): 5580-5586.

Liu W R, Yang D H, Shen Y L, et al. High-rate nitrogen removal in a two-stage partial nitritation-ANAMMOX process under mainstream conditions [J]. Environmental Science, 2018, 39(12): 5580-5586.

[10] Jin P F, Li B K, Mu D Y, et al. High-efficient nitrogen removal from municipal wastewater via two-stage nitritation/anammox process: long-term stability assessment and mechanism analysis [J]. Bioresource Technology, 2019, 271: 150-158.

[11] Liu W R, Yang D H, Shen Y L, et al. Two-stage partial nitritation-anammox process for high-rate mainstream deammonification [J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2018, 102(18): 8079-8091.

[12] Joss A, Derlon N, Cyprien C, et al. Combined nitritation-anammox: advances in understanding process stability [J]. Environmental Science & Technology, 2011, 45(22): 9735-9742.

[13] Reino C, Suárez-Ojeda M E, Pérez J, et al. Stable long-term operation of an upflow ANAMMOX sludge bed reactor at mainstream conditions [J]. Water Research, 2018, 128: 331-340.

[14] Guo Q, Xing B S, Li P, et al. Anaerobic ammonium oxidation (anammox) under realistic seasonal temperature variations: characteristics of biogranules and process performance [J]. Bioresource Technology, 2015, 192: 765-773.

[15] Jin R C, Ma C, Yu J J. Performance of an Anammox UASB reactor at high load and low ambient temperature [J]. Chemical Engineering Journal, 2013, 232: 17-25.

[16] Zhang L, Narita Y, Gao L, et al. Microbial competition among anammox bacteria in nitrite-limited bioreactors [J]. Water Research, 2017, 125: 249-258.

[17] 国家环境保护总局. 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.

[18] Liu W R, Yang D H, Chen W J, et al. High-throughput sequencing-based microbial characterization of size fractionated biomass in an anoxic anammox reactor for low-strength wastewater at low temperatures [J]. Bioresource Technology, 2017, 231:

- 45-52.
- [19] Strous M, Heijnen J J, Kuenen J G, *et al.* The sequencing batch reactor as a powerful tool for the study of slowly growing anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 1998, **50**(5): 589-596.
- [20] Laurenzi M, Weissbrodt D G, Vilchez K, *et al.* Biomass segregation between biofilm and flocs improves the control of nitrite-oxidizing bacteria in mainstream partial nitrification and anammox processes[J]. *Water Research*, 2019, **154**: 104-116.
- [21] Shi Y J, Wells G, Morgenroth E. Microbial activity balance in size fractionated suspended growth biomass from full-scale sidestream combined nitrification-anammox reactors [J]. *Bioresource Technology*, 2016, **218**: 38-45.
- [22] Vlaeminck S E, Terada A, Smets B F, *et al.* Aggregate size and architecture determine microbial activity balance for one-stage partial nitrification and anammox[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2010, **76**(3): 900-909.
- [23] Winkler M K H, Kleerebezem R, Kuenen J G, *et al.* Segregation of biomass in cyclic anaerobic/aerobic granular sludge allows the enrichment of anaerobic ammonium oxidizing bacteria at low temperatures[J]. *Environmental Science & Technology*, 2011, **45**(17): 7330-7337.
- [24] Zheng B Y, Zhang L, Guo J H, *et al.* Suspended sludge and biofilm shaped different ANAMMOX communities in two pilot-scale one-stage anammox reactors[J]. *Bioresource Technology*, 2016, **211**: 273-279.
- [25] Gilbert E M, Agrawal S, Karst S M, *et al.* Low temperature partial nitrification/anammox in a moving bed biofilm reactor treating low strength wastewater [J]. *Environmental Science & Technology*, 2014, **48**(15): 8784-8792.
- [26] Volcke E I P, Picioreanu C, De Baets B, *et al.* The granule size distribution in an anammox-based granular sludge reactor affects the conversion--implications for modeling[J]. *Biotechnology and Bioengineering*, 2012, **109**(7): 1629-1636.
- [27] Daims H, Lücker S, Wagner M. A new perspective on microbes formerly known as nitrite-oxidizing bacteria [J]. *Trends in Microbiology*, 2016, **24**(9): 699-712.
- [28] Park M R, Park H, Chandran K. Molecular and kinetic characterization of planktonic *Nitrospira* spp. selectively enriched from activated sludge[J]. *Environmental Science & Technology*, 2017, **51**(5): 2720-2728.
- [29] Li W, Zhuang J L, Zhou Y Y, *et al.* Metagenomics reveals microbial community differences lead to differential nitrate production in anammox reactors with differing nitrogen loading rates[J]. *Water Research*, 2020, **169**: 115279.
- [30] Tang X, Guo Y Z, Jiang B, *et al.* Metagenomic approaches to understanding bacterial communication during the anammox reactor start-up[J]. *Water Research*, 2018, **136**: 95-103.
- [31] Zhu G B, Wang S Y, Ma B, *et al.* Anammox granular sludge in low-ammonium sewage treatment: not bigger size driving better performance[J]. *Water Research*, 2018, **142**: 147-158.
- [32] Lücker S, Wagner M, Maixner F, *et al.* A *Nitrospira* metagenome illuminates the physiology and evolution of globally important nitrite-oxidizing bacteria [J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2010, **107**(30): 13479-13484.

CONTENTS

Sources and Control Area Division of Ozone Pollution in Cities at Prefecture Level and Above in China	YAN Hui, ZHANG Wei, HOU Mo, <i>et al.</i> (5215)
Dynamic Assessment of PM _{2.5} Health Damage Value in China from 2015 to 2018	LI Hui-juan, ZHOU De-qun, WEI Yong-jie (5225)
Analysis of Multi-scale Spatio-temporal Differentiation Characteristics of PM _{2.5} in China from 2011 to 2017	YANG Wen-tao, QIAO Peng, LIU Xian-zhao, <i>et al.</i> (5236)
Spatio-temporal Evolution and Population Exposure Risk to PM _{2.5} in the Guanzhong Area	HUANG Xiao-jun, QI Ming-yue, LI Yan-yu, <i>et al.</i> (5245)
Formation Mechanism and Source Analysis of Two Heavy Pollution Periods in Winter in a Central Plains City	JIA Jia, CONG Yi, GAO Qing-min, <i>et al.</i> (5256)
Winter Pollution Characteristics and Physicochemical Properties of PM _{2.5} in a Northwest Industrial City	YANG Yan-ping, CHEN Qiang, WANG Li-na, <i>et al.</i> (5267)
Characterization of Metal Pollution of Regional Atmospheric PM _{2.5} and Its Sources Based on the PMF Model	DENG Lin-li, ZHANG Kai-shan, YIN Zi-yuan, <i>et al.</i> (5276)
Pollution Characteristics and Assessment of Heavy Metals in Atmospheric Deposition in Core Urban Areas, Chongqing	ZHANG Xia, LIU Bin, XIAO Bo-lin, <i>et al.</i> (5288)
Factors Influencing New Atmospheric Particle Formation in Ordos During Summer and Autumn 2019	KONG Xiang-chen, WANG Hong-lei, ZHANG Lian-xia, <i>et al.</i> (5295)
Characteristics and Reactivity of Ambient VOCs in Urban Hangzhou, China	JING Sheng-ao, GAO Ya-qin, SHEN Jian-dong, <i>et al.</i> (5306)
Characteristics and Sources of Atmospheric Volatile Organic Compounds Pollution in Summer in Chengdu	XU Chen-xi, CHEN Jun-hui, JIANG Tao, <i>et al.</i> (5316)
Characteristics and Source Apportionment of VOCs and O ₃ in Shijiazhuang	WANG Shuai, CUI Jian-sheng, FENG Ya-ping, <i>et al.</i> (5325)
Analysis of Industrial VOCs Emission Inventory and Countermeasures in Xiamen	WU Dong-yang, ZHUANG Ma-zhan, WU Yan-cong, <i>et al.</i> (5336)
Emission Inventory and Emission Factors of Volatile Organic Compounds (VOCs) from Architectural Adhesives	LIANG Xiao-ming, SUN Xi-bo, SU Yan-hua, <i>et al.</i> (5345)
Sources and Health Risks of Atmospheric Polychlorinated Biphenyls in an Urban/Industrial Areas, Northwest China	MAO Xiao-xuan, LI Zi-xuan, SONG Shi-jie, <i>et al.</i> (5352)
Vertical Distribution of Surface Formaldehyde in the Pearl River Delta Urban Area Based on Observations at the Canton Tower	HUANG Shan, PEI Cheng-lei, ZHANG Ying, <i>et al.</i> (5362)
Temporal and Spatial Characteristics of Total Phosphorus in the Middle and Lower Yangtze River Mainstem Under New Water and Sediment Conditions	ZHUO Hai-hua, LOU Bao-feng, WU Yun-li, <i>et al.</i> (5371)
Seasonal Variations in Nitrogen and Phosphorus Concentration and Stoichiometry of Hanfeng Lake in the Three Gorges Reservoir Area	QIAN Tian, HUANG Qi, HE Bing-hui, <i>et al.</i> (5381)
Distribution Characteristics and Pollution Assessment of Nutrients in Hengshui Lake Sediments	ZHANG Jia-wen, WEI Jian, LIU Li, <i>et al.</i> (5389)
Endogenous Pollution and Release Characteristics of Bottom Sediments of Hengshan Reservoir in Yixing City	CUI Hui-fang, CHEN Shu-yun, YANG Chun-hui, <i>et al.</i> (5400)
Pollution and Ecological Risk Assessment and Source Apportionment of Heavy Metals in Sediments of Qingliangshan Reservoir in the Meijiang Basin	JIANG Tao, LIN Wei-wen, CAO Ying-jie, <i>et al.</i> (5410)
Influence Factors of Potential Nitrification Rates and Functional Genes Abundance in the Jinshui River and the Qihe River of the Hanjiang River Basin	ZHAO Bin-jie, WANG Xu, ZHANG Jian, <i>et al.</i> (5419)
Contamination Characteristics and Potential Ecological Risks of Typical Perfluoroalkyl Substances in the Water and Sediment of Coastal Tourism Resorts in Shandong Province	WANG Shi-liang, CAO Xue-zhi (5428)
Distribution Characteristics and Source Identification of Organophosphate Esters in Key Waters Areas of Taihu Lake	LÜ Jia-pei, ZHANG Zhen-fei, LIU Yang, <i>et al.</i> (5438)
Residual Characteristics and Health Assessment Analysis of OCPs and PCBs in Karst Groundwater	YE Kai, SUN Yu-chuan, JIA Ya-nan, <i>et al.</i> (5448)
Biogeographic Distribution Patterns of Diatoms in Lancang River and Their Key Drivers	SUN Sheng-hao, CHEN Juan, WANG Pei-fang, <i>et al.</i> (5458)
Bioaccumulation Characteristics of Quinolones (QNs) in Dominant Fish Species and Their Correlation with Environmental Factors in Baiyangdian Lake	SHEN Li-na, FU Yu, ZHANG Lu-lu, <i>et al.</i> (5470)
Effect of Biomass Particle Size on the Adsorption of Phosphorus from Aqueous Solution by MgO-loaded Biochar	WANG Peng-fei, ZHI Meng-meng, CHU Zhao-sheng, <i>et al.</i> (5480)
Photocatalytic Degradation of Tetracycline and Copper Complex by Bi ₂ MoO ₆ /Bi ₂ S ₃ Heterojunction	HUANG Wen-xin, WEI Hu, JIANG Cai-yun, <i>et al.</i> (5488)
Enhancing PPCPs Removal and Membrane Fouling Control of Ultrafiltration Membrane by UiO-66@Fe ₃ O ₄ @UiO-66	YIN Yue, WU Dao-wen, SUN Meng-yao, <i>et al.</i> (5500)
Advanced Treatment of Tail Water Using Pilot-scale Horizontal and Vertical Subsurface Flow Constructed Wetlands in Low-temperature Seasons	LIAO Xue-ke, YAN Han-lu, WANG Zhi-yuan, <i>et al.</i> (5509)
Metagenomic Insights into Salinity Build-up in Microbial Communities and Metabolism of Hydrolytic Bioreactor Treating High-color PDWW	GAO Jing, ZHANG Shao-hua, WANG Rui, <i>et al.</i> (5518)
Performance and Microbial Characteristics of Ammonium-limited and Nitrite-limited ANAMMOX Systems	SONG Jia-jun, ZHU Ming-yi, GUO Kai-cheng, <i>et al.</i> (5527)
Microbial Community Structure and Diversity During the Enrichment of Anaerobic Ammonium Oxidation Bacteria	YAN Bing, XIA Song, GUI Shuang-lin, <i>et al.</i> (5535)
Enhanced Dewaterability of Waste-Activated Sludge in Presence of Fe(II)-Activated Calcium Peroxide	BI Wei-wei, RUAN Shu-yu, CHEN Wu-ao-xiao, <i>et al.</i> (5544)
Spatial Distribution, Contamination Assessment, and Sources of Heavy Metals in the Urban Green Space Soils of a City in North China	ZHAO Liang, LIANG Yun-ping, CHEN Qian, <i>et al.</i> (5552)
Technological Classification of Cadmium Quality in the Rice Producing Areas of South China	DOU Wei-qiang, AN Yi, QIN Li, <i>et al.</i> (5562)
Distribution Characteristics of Selenium in a Soil-Crop System and the Threshold of Selenium-Rich Soils	WANG Rui, DENG Hai, JIA Zhong-min, <i>et al.</i> (5571)
Transfer Factor and Health Risk Assessment of Heavy Metals in a Soil-Crop System in a High Incidence Area of Nasopharyngeal Carcinoma, Guangdong	YE Mai, ZHANG Jing-ru, ZHANG Lu-lu, <i>et al.</i> (5579)
DA-6 and GLDA Enhanced <i>Panicum virgatum</i> L. to Phytoextract Cd from Contaminated Soils	WANG Zheng, SUN Zhao-jun, Sameh Mohamed, <i>et al.</i> (5589)
Remediation Performance via the Passivation of a Porous Biomorph Genetic Composite of α -Fe ₂ O ₃ /Fe ₃ O ₄ /C Using a Bamboo Template on As(V) Contaminated Soils	ZHAO Ning-ning, HE Hao, FENG Guo-jie, <i>et al.</i> (5600)
Biodegradation of Expanded Polystyrene Foams in <i>Zophobas morio</i> : Effects of Gut Microbiota	YANG Li, LIU Ying, GAO Jie, <i>et al.</i> (5609)
Isolation, Identification, and Degrading Characteristics of an Oil Resistant Formaldehyde-Degrading Bacterium	HAN Xi, WANG Rong-rong, SHI Chun-zhen (5617)
Characteristics of Phyllosphere and Rhizosphere Bacterial Communities in <i>Bothriochloa ischaemum</i> in Copper Tailings	JIA Tong, YAO Yu-shan, WANG Rui-hong (5628)
Effects of Selected Biochars Application on the Microbial Community Structures and Diversities in the Rhizosphere of Water Spinach (<i>Ipomoea aquatica</i> Forssk.) Irrigated with Reclaimed Water	CUI Bing-jian, CUI Er-ping, HU Chao, <i>et al.</i> (5636)
Effects of Modified Biowaste-based Hydrochar on Rice Yield and Nitrogen Uptake	HOU Peng-fu, XUE Li-hong, FENG Yan-fang, <i>et al.</i> (5648)
Spatial Distribution Characteristics and Source Apportionment of Soil PAHs in Shizuishan City Based on GIS and PMF Model	XIA Zi-shu, WANG Yu-yu, ZHONG Yan-xia, <i>et al.</i> (5656)
Effects of Nitrogen Fertilizer and Straw Returning Methods on N ₂ O Emissions in Wheat-Maize Rotational Soils	XU Hong-wei, LI Na, FENG Yong-zhong, <i>et al.</i> (5668)