

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



2019

Vol.40 No.9

第40卷 第9期

目次

气溶胶中不同类型碳组分粒径分布特征	杜翔, 赵普生, 董群, 苏捷 (3849)
郑州市 2014~2017 年大气污染特征及气象条件影响分析	郭蒙蒙, 姜楠, 王申博, 段时光, 张瑞芹 (3856)
济南市背景区域大气 PM _{2.5} 污染特征及其对能见度的影响	别淑君, 杨凌霄, 高颖, 姜盼, 李岩岩, 杨雨蒙, 赵彤, 王文兴 (3868)
聊城市冬季 PM _{2.5} 中多环芳烃来源解析及健康风险评估	刘晓迪, 侯战方, 孟静静, 燕丽, 周贝贝, 刘子亭, 衣雅男, 李静, 魏本杰, 伏梦璇 (3875)
2001~2017 年全国气溶胶光学厚度时空分布及变化趋势	刘海知, 郭海燕, 马振峰, 徐辉, 包红军, 徐成鹏 (3886)
长三角地区吸收性气溶胶时空分布特征	赵楠, 曹梵诗, 田晴, 陈勇航, 刘琼, 黄艺伟, 王羽佳 (3898)
燃煤锅炉颗粒物化学组成排放特征	杨艳蓉, 周雪明, 秦娟娟, 谭吉华, 胡京南, 陈荣志, 段菁春, 李艳 (3908)
高速公路沿线 PM _{2.5} 中重金属污染特征	李晓宝, 廖祖文, 赵红, 彭成辉, 谭腾飞, 黄萍 (3916)
北京市道路扬尘重金属污染特征及潜在生态风险	胡月琪, 郭建辉, 张超, 王铮, 颜旭, 杨懂艳, 刘兆莹 (3924)
风蚀扬尘抑尘剂效率测试方法与应用	秦建平, 李贝贝, 杨涛, 宋博, 黄玉虎, 张春荣 (3935)
京津冀地区典型印刷企业 VOCs 排放特征及臭氧生成潜势分析	刘文文, 方莉, 郭秀锐, 聂磊, 王敏燕 (3942)
成都市典型工艺过程源挥发性有机物源成分谱	周子航, 邓也, 吴柯颖, 谭钦文, 周小玲, 宋丹林, 黄凤霞, 曾文斌 (3949)
工业园区恶臭污染源排放特征和健康风险评估	孟洁, 翟增秀, 荆博宇, 崔焕文, 王亘 (3962)
典型华北农村地区冬季 HONO 的浓度水平及来源分析	王玉征, 薛朝阳, 张成龙, 刘鹏飞, 张圆圆, 陈晖, 陈建民, 牟玉静, 刘俊峰 (3973)
不同方法制备 Co ₃ O ₄ 催化剂 CO-SCR 性能及机制	仲雪梅, 张涛, 李佳萌, 秦萱, 王亚洲, 曾洁, 张光明, 常化振 (3982)
全氟烷基物质在胶州湾海水、沉积物及生物中污染特征	崔杰文, 彭吉星, 谭志军, 翟毓秀, 郭萌萌, 李兆新, 牟海津 (3990)
江苏水源地型水库异味物质发生风险及影响因素	史鹏程, 朱广伟, 杨文斌, 许海, 朱梦圆, 邹伟, 胡林娜, 笪文怡, 季鹏飞 (4000)
城镇流域水体-沉积物中溶解性有机质的荧光特性及影响因素: 以宁波市小浃江为例	高凤, 邵美玲, 唐剑锋, 曹昌丽, 易辉 (4009)
水华对沉积物中氮的转化和去除的影响	肖琳, 杨佳怡 (4018)
沉积物有效态磷对湖库富营养化的指示及适用性	刘辉, 胡林娜, 朱梦圆, 赵林林, 许海, 邹伟, 史鹏程, 韩慧洁, 季鹏飞, 朱广伟 (4023)
汾河下游雨季硝酸盐污染源解析	汪银龙, 冯民权, 董向前 (4033)
新疆喀什三角洲地下水化学特征及演化规律	魏兴, 周金龙, 乃尉华, 曾妍妍, 范薇, 李斌 (4042)
基于多个扩增子的 DNA metabarcoding 技术探究黄海微型真核浮游植物多样性	张莉, 张远, 林佳宁, 王书平 (4052)
FG、MFG 和 MBFG 浮游植物功能群的比较: 以贵州三座水库为例	陈倩, 李秋华, 马欣洋, 熊梅君, 何应, 韩孟书 (4061)
天然含铁矿物对砷的吸附效果及机制	邵金秋, 温其谦, 阎秀兰, 申俊峰, 杨林生, 杨硕 (4072)
镁-钙羟基磷灰石吸附剂对水中 Pb ²⁺ 的去除	何豪, 朱宗强, 刘杰, 朱义年, 阎起明, 刘阳, 莫南, 玄惠灵, 魏婉莹 (4081)
2,6-二氨基蒽醌/石墨烯复合电极强化电吸附 Pb ²⁺	晋圣兆, 向阳, 张隽瑀, 张凯, 吉庆华 (4091)
钙掺杂四氧化三铁回收水中磷的实验	白润英, 刘建明, 郝俊峰, 徐慧, 胡文斌, 宋蕾, 刘宇红, 李会东, 周琦善 (4098)
大型城市污水处理厂处理工艺对微塑料的去除	贾其隆, 陈浩, 赵昕, 李磊, 聂云汉, 叶建峰 (4105)
A ² /O 流量分配处理低 C/N 污水性能与微生物结构优化	荣懿, 刘小钗, 何音旋, 章武首, 金鹏康 (4113)
上向流厌氧滤池 (UAF) 处理城市生活污水的运行效能	杨忠启, 刘秀红, 李海鑫, 刘智斌, 刘润雨, 杨庆 (4121)
微氧条件下自养-异养联合反硝化工艺的电子平衡分析	张若晨, 陈川, 邵博, 王威, 徐熙俊, 任南琪 (4128)
基于反硝化除磷的低温启动与稳定运行的中试试验	张帆, 于德爽, 刘杰, 王晓霞, 宋新新, 李传举, 赵峰辉 (4136)
聚己内酯与聚羟基丁酸戊酸酯的脱氮性能对比	易成豪, 秦伟, 陈湛, 文湘华 (4143)
厌氧氨氧化颗粒污泥快速培养及其抑制动力学	唐鹏, 于德爽, 陈光辉, 张培玉, 王晓霞, 吕廷廷, 黄硕, 刘诚诚 (4152)
Ca ²⁺ 对污泥硝化活性和絮凝沉降性能的影响	张兰河, 赵倩男, 张海丰, 贾艳萍, 李正, 陈子成, 郭静波, 赵天鹏 (4160)
从剩余污泥厌氧发酵上清液中以鸟粪石形式回收磷	畅萧, 曾薇, 王保贵, 许欢欢 (4169)
信号分子联合脱氮硫杆菌对同步脱氮除硫的影响	徐金兰, 陈紫薇, 张少枫, 魏清施 (4177)
海水养殖尾水直排对河道沉积物细菌群落的影响	胡越航, 宣丽霞, 裴琼芬 (4185)
耦合短程硝化反硝化的垃圾渗滤液厌氧氨氧化处理系统构建及微生物群落分析	赵晴, 刘梦莹, 吕慧, 梁俊宇, 刁兴兴, 张鑫, 孟了 (4195)
稻秸添加对两种水稻土产甲烷古菌及细菌的影响	保琼莉, 王凤花, 保万魁, 黄益宗 (4202)
地膜覆盖对稻-油轮作农田温室气体排放的影响	陈世杰, 江长胜, 倪雪, 李晓茜, 郝庆菊 (4213)
氮肥深施及间种白三叶草对茶园 N ₂ O 排放的影响	吕天新, 伍延正, 沈健林, 陈丹, 姜文倩, 王娟, 李勇, 吴金水 (4221)
三峡库区及其下游溶解氧化亚氮 (N ₂ O) 分布和释放	程芳, 丁帅, 刘素美, 宋国栋, 张桂玲 (4230)
沉降除藻协同沉积物覆盖对藻华水体甲烷释放的影响	朱琳, 于江华, 施文卿, 易齐涛, 曹华勇, 蒲寅羽 (4238)
新建铅蓄电池集聚区对周边土壤环境的影响: 基于重金属空间特征	丁亚丽, 廖敏, 方至萍, 陈树森, 张云, 郭佳雯, 梁雨琦 (4244)
不同碳氮磷源改良剂对铅锌尾矿废弃地植被与土壤性质的影响	杨胜香, 李凤梅, 彭禧柱, 曹建兵, 高智席 (4253)
基于农产品安全的土壤重金属有效态含量限值推定方法	张云慧, 杜平, 何赢, 仲小飞, 罗会龙, 秦晓鹏, 徐刚 (4262)
缙云山不同土地利用方式下土壤植硅体碳的含量特征	罗东海, 王子芳, 陆畅, 黄容, 王富华, 李娇, 高明 (4270)
西南喀斯特土地利用变化对植物凋落物-土壤 C、N、P 化学计量特征和土壤酶活性的影响	田静, 盛茂银, 汪攀, 温培才 (4278)
调理剂+淹水措施对 Cd 污染稻田控 Cd 效果分析	彭鸥, 刘玉玲, 铁柏清, 何钟响, 杨蕊嘉, 李丹阳, 刘寿涛, 罗海艳 (4287)
海螺沟植物和积雪中有机磷酸酯的分布及来源	陈阳, 印红玲, 吴迪, 罗怡, 邓旭, 徐维新, 柳锦宝 (4295)
《环境科学》征订启事 (3923) 《环境科学》征稿简则 (3941) 信息 (4041, 4051, 4229)	

厌氧氨氧化颗粒污泥快速培养及其抑制动力学

唐鹏¹, 于德爽¹, 陈光辉^{1,2*}, 张培玉¹, 王晓霞¹, 吕廷廷¹, 黄硕¹, 刘诚诚¹

(1. 青岛大学环境科学与工程学院, 青岛 266071; 2. 北京工业大学城镇污水深度处理与资源化利用技术国家工程实验室, 北京 100124)

摘要:为实现厌氧氨氧化颗粒污泥 (ANAMMOX granular sludge, AGS) 的快速培养, 采用上流式厌氧污泥床 (up-flow anaerobic sludge bed, UASB) 工艺, 在添加少量絮状厌氧氨氧化污泥 (flocculent ANAMMOX sludge, FAS) 的反应器内填充生物流离球作为填料, 对 ANAMMOX 的启动及 FAS 的颗粒化进行研究. 同时利用 Haldane 模型研究 AGS 的基质抑制动力学特性. 结果表明, 利用生物流离球作为填料, 实现了 ANAMMOX 的启动, 总氮去除率达 85% 以上, 总氮容积负荷为 $0.72 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 并在 127 d 内成功培养出直径 $1.0 \sim 3.0 \text{ mm}$ 的 AGS. 动力学研究表明, 反应器内 AGS 对氨和亚硝酸盐的最大反应速率分别为 $1.46 \text{ kg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$ 和 $1.76 \text{ kg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$, 半抑制速率分别是 $852.2 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $108.2 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$. 与絮状污泥相比, AGS 能承受更高的氨和亚硝酸盐抑制浓度, 并保持较高的反应速率. 采用含有海绵的生物流离球作为填料, 能有效加速反应器的启动, 加快 AGS 的形成, 对厌氧氨氧化工艺的实际运行具有积极的意义.

关键词:厌氧氨氧化 (ANAMMOX); 颗粒污泥; 生物流离球; 动力学; 群体感应

中图分类号: X703 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2019)09-4152-08 DOI: 10.13227/j.hj.kx.201812091

Rapid Cultivation of Anaerobic Ammonium Oxidation Granular Sludge and Inhibition Kinetics of Granular Sludge

TANG Peng¹, YU De-shuang¹, CHEN Guang-hui^{1,2*}, ZHANG Pei-yu¹, WANG Xiao-xia¹, LÜ Ting-ting¹, HUANG Shuo¹, LIU Cheng-cheng¹

(1. School of Environmental Science and Engineering, Qingdao University, Qingdao 266071, China; 2. National Engineering Laboratory for Advanced Municipal Wastewater Treatment and Reuse Technology, Beijing University of Technology, Beijing 100124, China)

Abstract: For the rapid cultivation of anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX) granular sludge (AGS), a small amount of flocculent ANAMMOX sludge (FAS) was taken as the research object, and a bio-flow separate ball was used as the filler in an up-flow anaerobic sludge bed (UASB) to rapidly begin ANAMMOX and to cultivate granular sludge. In addition, the substrate inhibition kinetic characteristics of the AGS were investigated by using the Haldane model. The results showed that start-up of the ANAMMOX was successfully achieved. The total nitrogen removal rate was more than 85%, and the volume load of total nitrogen was $0.72 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$. AGS with diameters of $1.0 \sim 3.0 \text{ mm}$ were cultured within 127 days using the Bio-flow Separate Ball. The kinetic studies showed that the maximum reaction rates for ammonia and nitrite of granular sludge were $1.46 \text{ kg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$ and $1.76 \text{ kg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$, with half inhibition constants of ammonia and nitrite at $852.2 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ and $108.2 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$, respectively. Compared with FAS, AGS can withstand higher concentrations of ammonia and nitrite and can maintain a higher reaction rate. The placement of the filler has positive significance for starting ANAMMOX and rapidly culturing AGS.

Key words: anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX); granular sludge; bio-flow separate ball; kinetics; quorum sensing

氮元素的大量排放所导致的自然水体污染已经日益成为人们关注的重点, 传统生物脱氮工艺能耗高, 并且产生的大量剩余污泥处置困难. 研究人员将目光投向新型生物脱氮工艺技术, 在短程硝化反硝化 (short-cut nitrification and denitrification, SNAD) 和厌氧氨氧化 (anaerobic ammonium oxidation, ANAMMOX) 等脱氮技术取得了进展^[1,2]. 厌氧氨氧化是指在厌氧或缺氧的条件下, 厌氧氨氧化菌 (anaerobic ammonium oxidizing bacteria, AnAOB) 以亚硝酸盐为电子受体, 将氨氮转为氮气或少量硝酸盐的过程^[3]. 相比于传统工艺, ANAMMOX 工艺无需供氧, 无需添加有机碳源, 同时污泥产量减少了 90%, 是目前已知的最简

洁和最经济的生物脱氮途径之一^[1].

AGS 具有良好的沉降性能, 抗冲击负荷能力强, 可有效减少细菌流失, 保证反应器高效稳定运行. 但 AnAOB 作为自养型细菌, 生长缓慢, 世代周期长达 11 d, 且对生存环境要求较严格^[4], 这给驯化 FAS 和培养 AGS 带来极大困难. 因此, 如何加快培养 AGS, 成为了国内外研究的热点. López 等^[5]用高负荷废水培养得到 AGS, 但时间较长, 大于

收稿日期: 2018-12-10; 修订日期: 2019-04-03

基金项目: 中国博士后科学基金项目 (2018M630053); 国家自然科学基金项目 (51778304); 北京市博士后科学基金项目 (2018-ZZ-012); 朝阳区博士后基金项目 (2018ZZ-01-24)

作者简介: 唐鹏 (1995 ~), 男, 硕士研究生, 主要研究方向为水污染控制, E-mail: qdtpeng@163.com

* 通信作者, E-mail: ghui0066@163.com

200 d; 唐崇俭等^[6]通过接种比厌氧氨氧化活性 (specific ANAMMOX activity, SAA) 为 $1.9 \text{ kg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$ 的 FAS, 经过 230 d 的稳定培养, 得到粒径为 2~4 mm 的 AGS; 丛岩等^[7]把好氧硝化颗粒污泥与 ANAMMOX 生物膜作为接种污泥, 经过 80 d 得到平均直径 0.556 mm 的成熟颗粒污泥, 但总氮去除负荷较低; 陈光辉等^[8]通过包埋固定化技术, 以 ANAMMOX 包埋菌颗粒代替 ANAMMOX 污泥, 在短时间内成功启动 ANAMMOX; 刘晓宇等^[9]利用反硝化颗粒污泥掺杂少量 ANAMMOX 污泥, 反应器连续运行 60 d, 成功培养出 AGS。

这些研究表明通过不同的培养方法, ANAMMOX 污泥均可实现颗粒化, 但存在不同的缺陷, 如培养过程耗时较长或颗粒污泥杂质和杂菌较多, 不利于实际工程的应用。本研究利用少量 ANAMMOX 污泥为接种污泥, 在反应器中放置生物流离球, 逐步提高进水基质浓度和缩短水力停留时间 (hydraulic retention time, HRT), 旨在启动 ANAMMOX 反应器, 进一步加快培养 AGS。同时, 为了研究 AGS 的脱氮性能, 以基质抑制动力学模型为基础, 分析其动力学特性, 以期为实际的工程优化提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 实验装置及运行方式

采用 UASB 完成主体实验, 如图 1 所示。反应器由有机玻璃制成, 上部设有三相分离器, 外面用锡纸包裹以避光, 底部进水, 上部出水。反应器的有效容积为 8 L, 进水 pH 控制在 7.4~8.0, 水温控制在 32℃, 在不同阶段控制不同 HRT。本实验所用生物流离球为聚乙烯材质, 直径 80 mm, 球内填充大孔径黑色长方体海绵, 可有效截留微生物, 防止菌体流失, 加快反应器启动。

本实验主要分为两个阶段: ①AnAOB 富集阶段。启动 UASB 反应器的接种污泥共计 1 L, 取自实验室 SBR 反应器内长期稳定运行的 FAS, 反应器初始阶段污泥浓度 (mixed liquid suspended solids, MLSS) 为 $750 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。②AnAOB 快速增殖与颗粒化阶段。生物流离球被放置在 UASB 反应器内, 水体可以均匀地从流离球内部经过, 从而保证 AnAOB 被流离球截留并附着在流离球内部, 实现 AnAOB 的增殖和 AGS 的快速形成。

1.2 实验水质

UASB 反应器和动力学测定的实验用水采用人工模拟配水, 主要成分组成见表 1^[10]。同时补充微量元素 (微量元素 I、II 事先配成浓溶液, 配水时

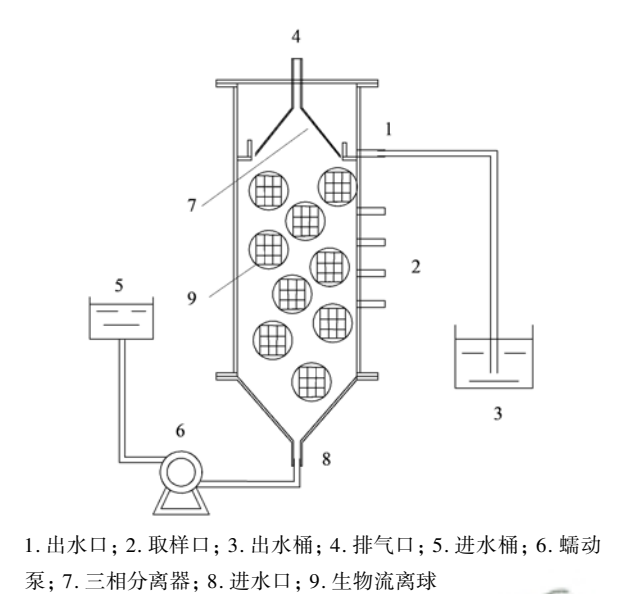


图 1 ANAMMOX UASB 反应器示意
Fig. 1 Schematic diagram of ANAMMOX UASB reactor system

按 $1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 取用), 微量元素 I 的主要成分为 ($\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$): EDTA 15、 $\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 0.99、 $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ 0.25、 $(\text{NH}_4)_6\text{MoO}_7 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 0.16、 H_3BO_3 0.011、 $\text{NaSeO}_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ 0.159 6、 $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 0.43、 $\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 0.19、 $\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 0.24; 微量元素 II 的主要成分为 ($\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$): EDTA 5、 $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 5^[11]。由 NH_4Cl 和 NaNO_2 提供 NH_4^+-N 和 NO_2^--N , 浓度按需所配, 比例为 1:1.32^[12]。

表 1 模拟废水的主要成分组成	
Table 1 Main components of simulated wastewater	
成分	浓度/ $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$
KH_2PO_4	0.027
CaCl_2	0.136
KHCO_3	1.25
$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	0.3
NaNO_2	—
NH_4Cl	—

1.3 指标测定方法

NH_4^+-N : 纳氏试剂分光光度法^[13]; NO_2^--N : N -(1-萘基)-乙二胺分光光度法^[13]; NO_3^--N : 麝香草酚分光光度法^[13]; 污泥浓度 MLSS: 重量法^[13]。pH: 雷磁 PHS-3C 型 pH 计; 温度与溶解氧 (dissolved oxygen, DO) 值: 雷磁便携式溶解氧测定仪; 颗粒污泥粒径: 奥利巴斯 CX-31 显微镜配合目镜十字标尺; 扫描电镜 (SEM): JSM-6390LV。

1.4 动力学测定

从反应器中取适量直径 1~3 mm 的 AGS 分装两个 300 mL 的锥形瓶中, 并将锥形瓶放在 35℃ 恒温振荡箱中培养, 控制摇床转速为 $120 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ 。

进水 NH_4^+ -N和 NO_2^- -N按实验要求调整浓度,其他同表1.进水之后,用氮气吹脱3 min,以去除锥形瓶内的DO.定时取样测定水中 NH_4^+ -N和 NO_2^- -N浓度,锥形瓶内初始污泥浓度为 $1\,020\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.由于实验时间较短,可假设在实验期间污泥浓度无较大变化,由基质浓度降解曲线,计算出AGS的SAA^[6],单位为 $\text{kg}\cdot(\text{kg}\cdot\text{d})^{-1}$.

2 结果与分析

2.1 ANAMMOX 启动

2.1.1 AnAOB 富集阶段

反应器接种阶段,加入1 L接种污泥,设置 NH_4^+ -N和 NO_2^- -N的初始进水浓度为 $40\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $55\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,HRT控制在12 h.如图2(a)所示,反应器

运行20 d, NH_4^+ -N和 NO_2^- -N出水浓度降低至 $10\sim 20\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,提高进水基质浓度,使 NH_4^+ -N和 NO_2^- -N的进水浓度分别达到 $50\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $65\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,保持较高的负荷,促进AnAOB的生长和繁殖.当系统运行至第38 d,再次提高进水基质浓度,使 NH_4^+ -N和 NO_2^- -N的进水浓度分别达到 $60\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $80\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.当系统运行至第57 d, NH_4^+ -N和 NO_2^- -N的出水浓度降低至 $10\sim 20\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,完成AnAOB的富集.此时,反应器内的MLSS= $1\,723\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,较培养初期的 $750\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 有大幅度提高.提高进水基质浓度的初期,出水浓度出现跃升现象,这是由于反应器内微生物量较少,处理能力不足造成的,经过一段时间的运行,系统中微生物增殖,去除负荷增加, NH_4^+ -N和 NO_2^- -N去除率提高.

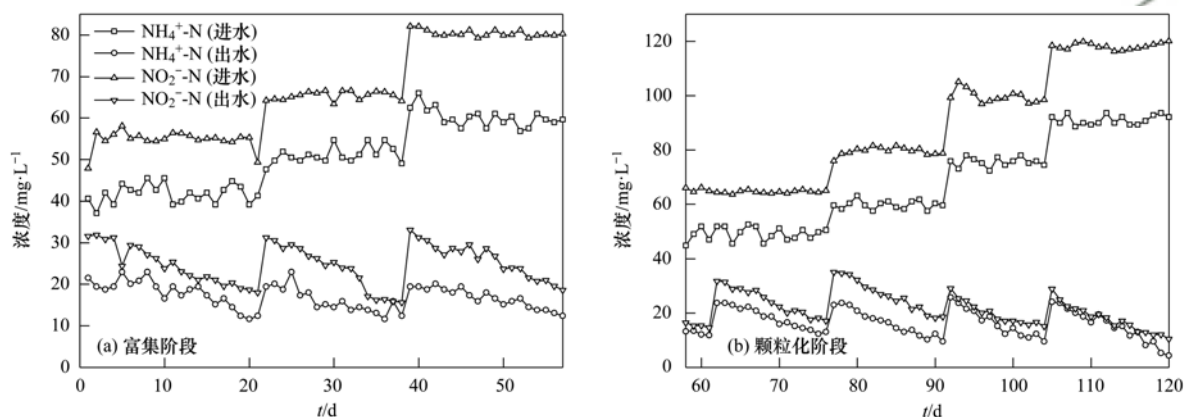


图2 运行过程中 NH_4^+ -N和 NO_2^- -N的浓度变化曲线

Fig. 2 Concentration curves of NH_4^+ -N and NO_2^- -N during operation

2.1.2 AnAOB 快速增殖与颗粒化阶段

系统运行至第58 d,在反应器内加入生物流离球填料.由图2(b)可知,反应器运行前4 d,继续保持HRT=12 h, NH_4^+ -N和 NO_2^- -N的初始浓度分别控制在 $50\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $65\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右, NH_4^+ -N和 NO_2^- -N的出水浓度均在 $10\sim 15\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.将HRT缩短至6 h, NH_4^+ -N和 NO_2^- -N的出水浓度跃升到 $23.6\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $31.8\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.第76 d, NH_4^+ -N和 NO_2^- -N的出水浓度降低至 $10\sim 20\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,提高 NH_4^+ -N和 NO_2^- -N的进水至 $60\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $80\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$;第91天, NH_4^+ -N和 NO_2^- -N的出水浓度降低至较低浓度,再次提高 NH_4^+ -N和 NO_2^- -N的进水浓度至 $75\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,第104 d,出水浓度分别降低至 $9.5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $18.6\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.第105 d时, NH_4^+ -N和 NO_2^- -N的进水浓度提高至 $90\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $120\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,第120 d, NH_4^+ -N的出水浓度为 $2\sim 3\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, NO_2^- -N的出水浓度稳定在 $8\sim 10\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, NO_3^- -N的出水浓度稳定在 $15\sim 25\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

流离球加入到反应器之后,每隔两周观察外观和污泥形态.第71 d[图3(a)],白色塑料上已经附着了红棕色AnAOB,黑色海绵附着生长不明显;反应器运行至第85 d[图3(b)],塑料球表面已经大面积附着暗红色AnAOB,形成一层生物膜,黑色海绵上的AnAOB聚集为直径 $0.2\sim 0.5\text{ mm}$ 的圆形颗粒,颜色为暗红色;运行至第99 d[图3(c)],塑料球表面的AnAOB继续生长,黑色海绵的内部孔隙几乎被AnAOB充满,颗粒直径增长至 $0.3\sim 0.8\text{ mm}$;第113 d[图3(d)],AnAOB的总量明显增多,颗粒直径增长至 $0.5\sim 1.5\text{ mm}$,少量颗粒达到 2 mm ;第127 d[图3(e)],白色塑料球表面覆盖了厚度 $0.1\sim 0.3\text{ mm}$ 的生物膜,黑色海绵孔隙内充满了AnAOB,颗粒直径达到 $1.0\sim 3.0\text{ mm}$.

把黑色海绵部分从流离球中取出,如图4(a)所示,海绵的尖端挂载着红色的AGS;散落在反应器底部的AnAOB也生长为直径 $1.0\sim 3.0\text{ mm}$ 的AGS. AGS预处理^[14]之后,做扫描电镜,在5 000和10 000倍条件下得到颗粒污泥电镜图[图4(c)].有

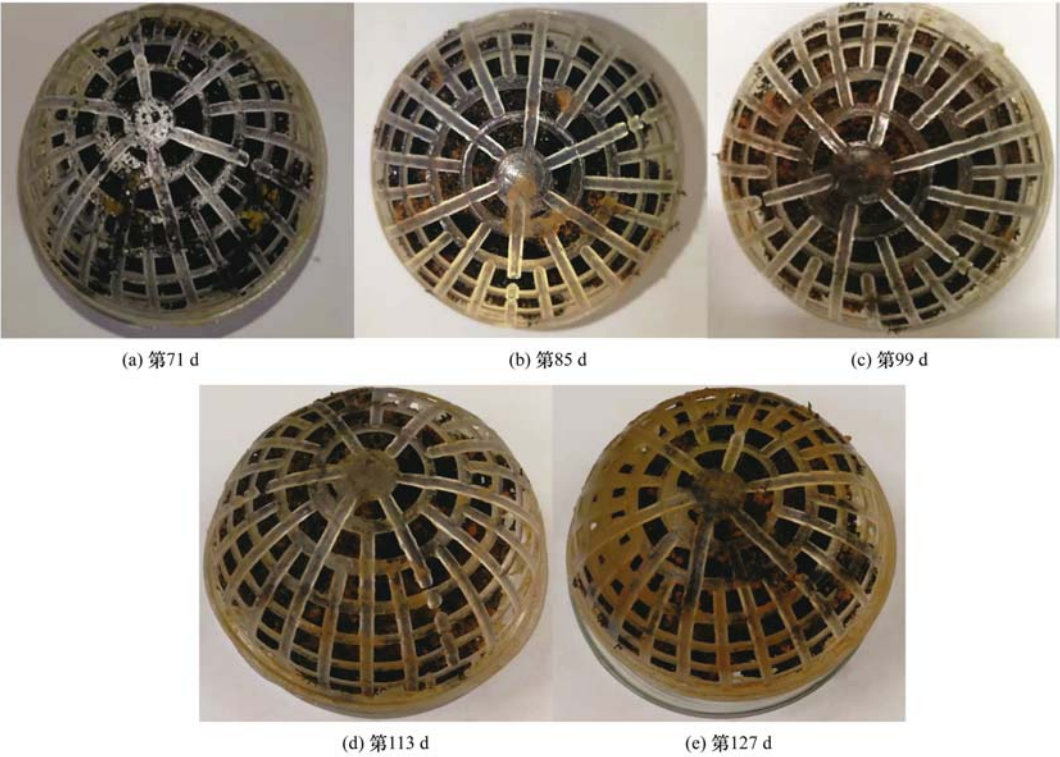
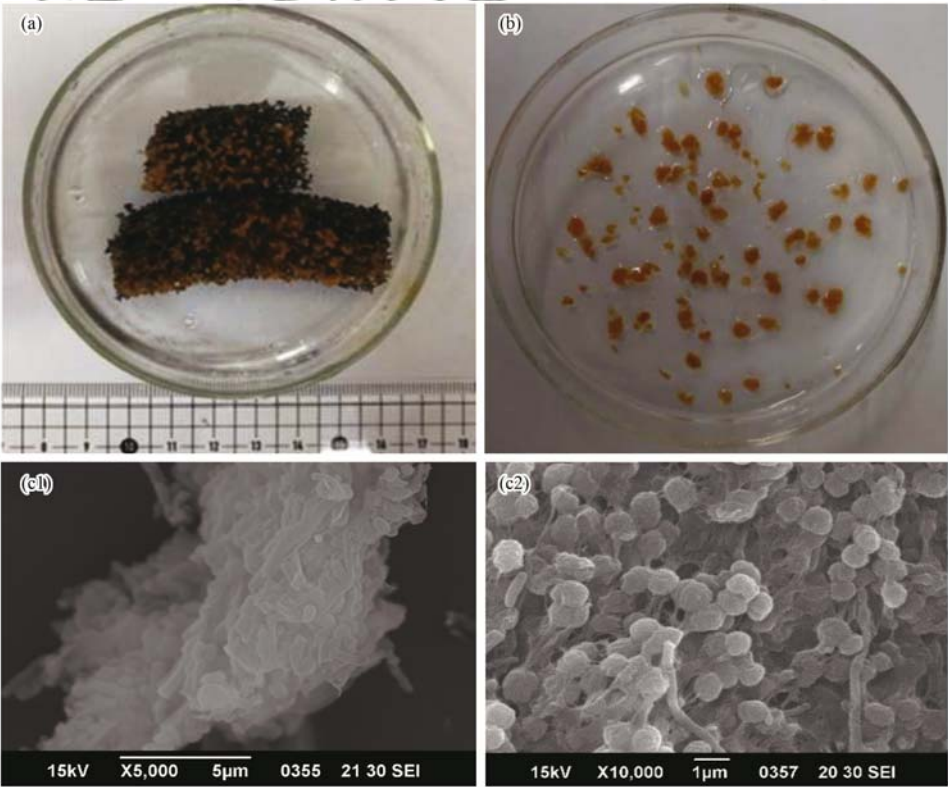


图3 生物琉璃球外观变化
Fig. 3 Changes in appearance of the filler

研究表明, *AnAOB* 是具有红色细胞色素的一类细菌, *AnAOB* 比例越高, AGS 呈现的红色越深^[15]. 图4(b)中, AGS 的颜色呈暗红色, 形状近似圆形, 颗粒表面光滑; 图4(c)中, 球形的细菌占据了绝大多数, 细胞壁上有呈“火山口状”的两面凹陷, 这是较为典型的 *AnAOB*^[16]. 因此, 可以说明颗粒污泥



(a) AGS 附着生长; (b) AGS 外观; (c) 生物膜扫描电镜

图4 AGS 外观图和扫描电镜图

Fig. 4 Appearance diagram and SEM image of AGS

中 AnAOB 已经占据优势地位. AGS 内部布满孔隙和无细胞的通道网络结构,微小聚集体通过蛋白质和多糖形成的胞外聚合物 (extracellular polymeric substances, EPS)^[15]、丝状菌^[17] 等骨架聚合在一起形成球状颗粒污泥.

2.2 AGS 动力学研究

用于动力学测试的 AGS 取自本研究的 UASB 反应器中生长良好的颗粒污泥,直径 1~3 mm. 取出的颗粒污泥,在均匀状态下,分装在 300 mL 的锥形瓶中,MLSS = 1 020 mg·L⁻¹. 初始 NH₄⁺-N 和 NO₂⁻-N 浓度都为 70 mg·L⁻¹^[18],分别提高 NH₄⁺-N 和 NO₂⁻-N 的进水浓度,用于完成 NH₄⁺-N 和 NO₂⁻-N 对 ANAMMOX 反应的影响研究.

ANAMMOX 动力学过程受 NH₄⁺-N 浓度和 NO₂⁻-N 浓度两个因素的限制,进水基质浓度过高,会抑制微生物的生长和代谢. 常用基质抑制动力学模型——Haldane 模型^[19, 20] 研究 AGS 动力学过程.

$$V = \frac{V_{\max} S}{S + K_m + \frac{S^2}{K_i}} \quad (1)$$

式中, V 为反应速率, $V_{\max}$ 为最大反应速率,单位为 $\text{kg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$; S 为基质浓度, K_m 为半速率常数、 K_i 为半抑制常数,单位为 $\text{mmol} \cdot \text{L}^{-1}$.

如图 5 所示,通过 Origin Pro 2017,以基质浓度为横坐标,以 SAA 为纵坐标,对表 2 实验数据进行 Haldane 模型拟合,得到 AGS 对 NH₄⁺-N [图 5(a)] 和 NO₂⁻-N [图 5(b)] 的动力学方程. 拟合常数 R^2 分别为 0.987 和 0.984,表现出良好的相关性,说明

Haldane 模型可以较好地描述两种基质对 ANAMMOX 的抑制动力学行为.

表 2 基质浓度对 ANAMMOX 反应的影响
Table 2 Effects of substrate concentration on ANAMMOX

NH ₄ ⁺ -N /mmol·L ⁻¹	SAA /kg·(kg·d) ⁻¹	NO ₂ ⁻ -N /mmol·L ⁻¹	SAA /kg·(kg·d) ⁻¹
1	0.4	1.07	0.52
2.14	0.7	2.85	1.12
4.28	0.91	5.00	1.25
8.21	1.13	8.92	1.36
18.57	1.28	11.07	1.35
32.14	1.27	15.00	1.32
48.57	1.27	18.57	1.34
63.92	1.26	21.07	1.33
85.71	1.27	22.85	1.32
103.57	1.25	25.00	1.31

由图 5(a) 可知,当 NH₄⁺-N 为抑制剂时,得到 AGS 的最大氨反应速率 (SAA-NH₄⁺-N) 为 1.46 $\text{kg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$, AGS 对氨的半速率常数 (K_m) 为 1.46 $\text{mmol} \cdot \text{L}^{-1}$,氨对 AGS 的半抑制常数 (K_i) 为 852.2 $\text{mmol} \cdot \text{L}^{-1}$; 由图 5(b) 可知,当 NO₂⁻-N 为抑制剂时,得到 AGS 的最大亚硝酸盐反应速率 (SAA-NO₂⁻-N) 为 1.76 $\text{kg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$, AGS 对亚硝酸盐的半速率常数 (K_m) 为 1.45 $\text{mmol} \cdot \text{L}^{-1}$,亚硝酸盐对 AGS 的半抑制常数 (K_i) 为 108.2 $\text{mmol} \cdot \text{L}^{-1}$. 动力学实验结果表明,低浓度时, NH₄⁺-N 和 NO₂⁻-N 浓度的升高,能促进厌氧氨氧化的进行;高浓度时, NH₄⁺-N 和 NO₂⁻-N 浓度的继续升高,会抑制厌氧氨氧化的反应速率,且高浓度 NO₂⁻-N 更容易对厌氧氨氧化反应产生抑制作用^[21, 22].

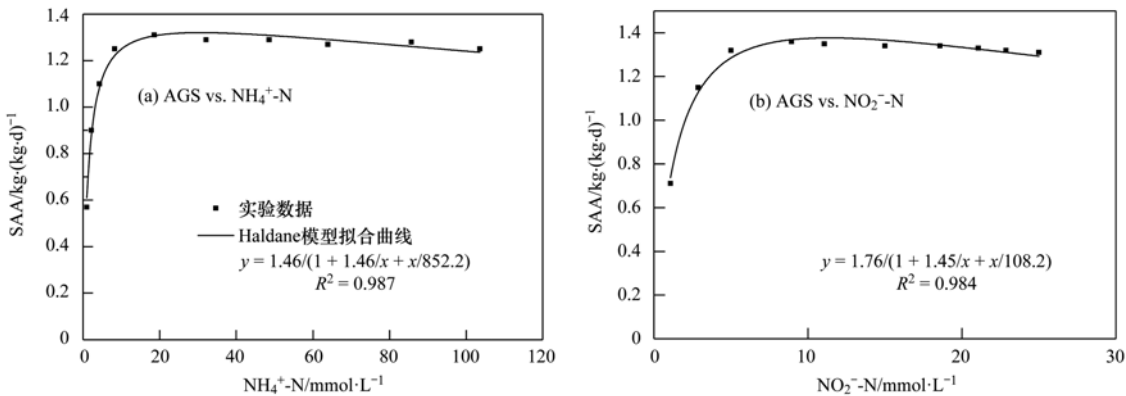


图 5 颗粒污泥的动力学特性
Fig. 5 Kinetic characteristics of AGS

3 讨论

影响厌氧氨氧化颗粒污泥形成的因素有很多,如运行方式、接种污泥、废水性质、污泥负荷和 HRT 等,最主要的因素在于 AnAOB 自身缓慢的繁殖速度且对环境较为敏感,以及在系统中的大量流

失. 于鹏飞等^[23] 考察不同氮负荷及冲击条件下 AGS 可颗粒化程度,发现保持较高的氮负荷和上升流速,有助于污泥颗粒化,但条件较难控制. 李惠娟等接种 A/A/O 系统的活性污泥,在经历停滞期、提高期和稳定期之后,用时 160 d 才完成厌氧氨氧化的启动和颗粒污泥的培养^[24].

第一阶段少量的 FAS 投加到反应器之后, 系统运行前 10 d, 出水的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的浓度较不稳定, 主要是 AnAOB 处于适应阶段. 在转移到反应器的过程中, AnAOB 接触大量的氧气; 进入反应器之后, 反应器内存在少量溶解氧, 都会抑制 AnAOB 对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的处理能力. 不稳定的生存条件, 导致部分细菌死亡, 出现菌体自溶现象^[25], 死亡的菌体释放出 $\text{NH}_4^+\text{-N}$, 也会导致 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的出水浓度不稳定. 经过 57 d 的富集培养, 反应器出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的浓度同步降低, 去除率分别达到 83.3% 和 75%, 去除的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$: 去除的 $\text{NO}_2^-\text{-N}$: 生成的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ = 1:1.2:0.2, 与理论上的 1:1.32:0.26 较为接近. 因此可以认为在第一阶段结束时, UASB 反应器内 ANAMMOX 工艺运行良好.

第二阶段, AnAOB 开始在填料上附着生长和繁殖. 加入填料之后, AnAOB 几乎均匀分布在反应器的内部, 很大程度上改善了基质的传质速率, 使 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的去除率迅速升至 78% 左右. 接着将 HRT 缩短为 6 h, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的去除率回落到 50% 左右, 说明在 AnAOB 量不足和未形成颗粒污泥的情况下, HRT 对出水水质影响较大. 运行至第 120 d, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的进水浓度分别为 $90 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $120 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 去除的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$: 去除的 $\text{NO}_2^-\text{-N}$: 生成的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ = 1:1.23:0.27. 氨氮的去除率为 97%, 亚氮的去除率为 91%~95%, 总氮的去除率达到 85% 以上, 总氮容积负荷为 $0.72 \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$, 可以说明 ANAMMOX 工艺成功启动.

AnAOB 在填料上以生物膜形式生长良好, 能够均匀地分布在流离球内部, 形成红色的生物膜和颗粒污泥杂菌和杂质较少. 于英翠等^[26]利用高密度聚乙烯和生物酶作为增强成分的环形填料, 启动 ANAMMOX, 但形成的生物膜颜色暗黄, 推测杂菌和杂质较多, AnAOB 量不足. 相比而言, 以填充了大孔径海绵的流离球作为生物膜载体, 利用悬浮物在流体的流动中, 总是由流速快的一侧向流速慢的一侧集聚的原理, 能够让 AnAOB 在流离球内停留聚集^[27]. 在菌群生长过程中, 细菌会释放出一种被称作自诱导物 (auto-inducer, Ai) 的胞外信号因子, 当信号因子在其微环境中达到一个阈值时, 信号被菌群接收并开始调节特定基因的表达, 这一过程称为群体感应 (quorum sensing, QS)^[28, 29]. AnAOB 在流离球内聚集之后, Ai 的浓度迅速升高, 诱发群体感应, 促进 EPS 的形成, 强化菌群的生物聚团行为^[30]. 丛岩等^[7]和刘晓宇等^[9]利用硝化颗粒和反

硝化颗粒, 在 80 d 和 60 d 内培养出 AGS, 虽用时较短, 但硝化颗粒和反硝化颗粒本身就很难获得, 不利于大规模应用; 李海玲等^[31]通过调控温度和沉降时间, 30 d 就实现了 ANAMMOX 的启动和 AGS 的快速培养, 但颗粒的平均直径仅 0.430 mm, 总氮容积负荷仅为 $0.24 \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$, 低于本实验的 $0.72 \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$. 用生物流离球为聚乙烯材料, 化学稳定性好, 耐酸碱侵蚀, 成本低廉, 有较好的应用价值. 在反应器中加入生物流离球, 能够更好地启动 ANAMMOX, 加快 AGS 的形成, 提高 AnAOB 的生物活性和脱氮效率.

为考察反应器长期的运行效果, 在 AGS 培养成功之后, 继续监测反应器的进出水数据, 见图 6. 保持反应器 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的进水浓度为 $90 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $120 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, HRT 为 6 h; $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的出水浓度为 $1\sim 2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $8\sim 9 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的出水浓度较 AGS 培养成功的初期有少量下降, 脱氮能力进一步提高.

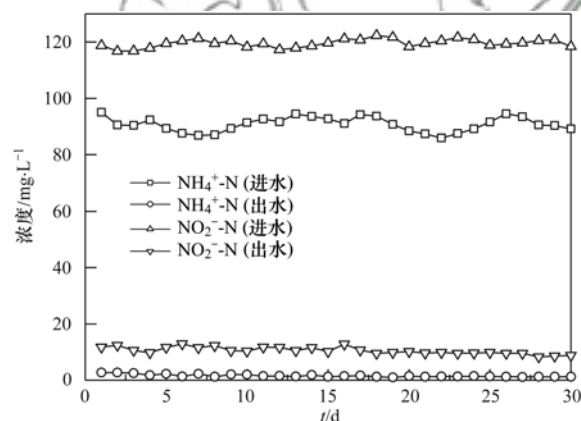


图 6 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的浓度变化曲线

Fig. 6 Concentration curves of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and $\text{NO}_2^-\text{-N}$

本实验与其他研究人员对 AGS 和絮状污泥的动力学特性的研究结果相比见表 3, 发现动力学特性参数差别较大. Tang 等^[32]利用 UASB 工艺, 在高负荷条件下, 通过缩短 HRT 培育得到 AGS; 祖波等^[33]利用膨胀颗粒污泥床 (EGSB) 中培育好的颗粒污泥完成动力学特性的研究, 陈光辉等^[8]以水性聚氨酯为材料, 得到 AnAOB 包埋颗粒. 不同的运行方式和控制条件, 会影响颗粒污泥的组成成分, 进而影响动力学特性的测定. 本实验的 AGS 最大氨反应速率和最大亚硝酸盐反应速率明显高于 FAS, 但和其他 AGS 的最大反应速率略有差异, 分析其原因主要是由于颗粒污泥的菌种组分不同, 包括胞外聚合物含量不同, 影响了 SAA 的测定结果. 较高的反应速率能够促进基质的降解速度, 能促进 AnAOB 的生长和繁殖, 有利于 ANAMMOX 的进行.

本实验培养的 AGS 对氨和亚硝酸盐的半速率常数低于包埋颗粒和 FAS，高于其他研究中的 AGS。结合 AGS 电镜图[图 4(c)]，EPS 中有大小不一的孔隙，表明附着在塑料大孔球上生长的 AGS 具有良好的传质效果，对基质的亲和力也相对较大，更容易在竞争环境中竞争基质。氨对本实验 AGS 的半

抑制常数远高于包埋颗粒和 FAS，略高于其他研究中的 AGS；亚硝酸盐对 AGS 的半抑制常数远高于包埋颗粒、FAS 和其他 AGS。表明本实验培养的 AGS 能承受更高的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度，具有更强耐冲击负荷能力，有助于 ANAMMOX 反应器的高效、稳定运行。

表 3 不同 ANAMMOX 污泥的动力学特性

Table 3 Comparison of kinetic parameters of different ANAMMOX sludge contents

污泥	SAA- $\text{NH}_4^+\text{-N}$ / $\text{kg}\cdot(\text{kg}\cdot\text{d})^{-1}$	SAA- $\text{NO}_2^-\text{-N}$ / $\text{kg}\cdot(\text{kg}\cdot\text{d})^{-1}$	$K_m/\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$		$K_i/\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$		文献
			$\text{NH}_4^+\text{-N}$	$\text{NO}_2^-\text{-N}$	$\text{NH}_4^+\text{-N}$	$\text{NO}_2^-\text{-N}$	
AGS	1.92	2.63	1.21	1.39	834.2	52.5	[6, 32]
FAS	0.71	1.11	1.78	1.51	643.9	12.80	[6, 32]
AGS	0.082	0.104	6.22	80.21	1.09	11.39	[33]
Immobilized Granules	1.99	2.55	1.57	1.505	724.2	66.65	[8]
AGS	1.46	1.76	1.46	1.45	852.2	108.2	本研究

4 结论

(1)接种少量 FAS 对加快 ANAMMOX 的启动作用是明显的，可以跳过污泥的驯化阶段，直接进入 AnAOB 的富集阶段，缩短 ANAMMOX 的启动时间。经过 120 d 的培养，氨氮的去除率为 97% ~ 99%，亚氮的去除率为 91% ~ 95%，总氮的去除率达 85% 以上，总氮容积负荷为 $0.72\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 。

(2)加入生物流离球，为 AnAOB 的生长提供了载体，使其聚集在流离球内。AnAOB 均匀分布在反应器内，提高基质的传质效率，进而提高脱氮效率。同时，AnAOB 分泌的自我诱导物 Ai 达到一定浓度之后，强化菌群的生物聚团行为，加快颗粒污泥的形成。经过 127 d，培养出直径 1 ~ 3 mm 的厌氧氨氧化颗粒污泥，脱氮效率良好。

(3)动力学结果表明，AGS 对氨和亚硝酸盐的最大反应速率分别为 $1.46\text{ kg}\cdot(\text{kg}\cdot\text{d})^{-1}$ 和 $1.76\text{ kg}\cdot(\text{kg}\cdot\text{d})^{-1}$ ，高于 FAS 和大部分 AGS，有更高的脱氮效率。对氨和亚硝酸盐的半抑制速率(K_i)分别是 $852.2\text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $108.2\text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ ，高于 FAS 和其他 AGS 的对应值，能承受更高的基质浓度，有利于反应器的稳定运行。

参考文献:

[1] Ni L F, Wang Y Y, Lin X M, *et al.* Enhancement of the adaptability of anammox granules to zinc shock by appropriate organic carbon treatment [J]. *Bioresource Technology*, 2018, **268**: 496-504.

[2] Yang S, Yang F L. Nitrogen removal via short-cut simultaneous nitrification and denitrification in an intermittently aerated moving bed membrane bioreactor [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2011, **195**: 318-323.

[3] Ma H Y, Niu Q G, Zhang Y L, *et al.* Substrate inhibition and concentration control in an UASB-Anammox process [J]. *Bioresource Technology*, 2017, **238**: 263-272.

[4] Wang T, Zhang H M, Gao D W, *et al.* Comparison between

MBR and SBR on anammox start-up process from the conventional activated sludge [J]. *Bioresource Technology*, 2012, **122**: 78-82.

[5] López H, Puig S, Ganigué R, *et al.* Start-up and enrichment of a granular anammox SBR to treat high nitrogen load wastewaters [J]. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 2008, **83**(3): 233-241.

[6] 唐崇俭, 熊蕾, 王云燕, 等. 高效厌氧氨氧化颗粒污泥的动力学特性[J]. *环境科学*, 2013, **34**(9): 3544-3551.

Tang C J, Xiong L, Wang Y Y, *et al.* Kinetic characteristics of high-rate Anammox granules [J]. *Environmental Science*, 2013, **34**(9): 3544-3551.

[7] 丛岩, 黄晓丽, 王小龙, 等. 厌氧氨氧化颗粒污泥的快速形成[J]. *化工学报*, 2014, **65**(2): 664-671.

Cong Y, Huang X L, Wang X L, *et al.* Faster formation of Anammox granular sludge [J]. *CIESC Journal*, 2014, **65**(2): 664-671.

[8] 陈光辉, 李军, 邓海亮, 等. 包埋菌启动厌氧氨氧化反应器及其动力学性能[J]. *化工学报*, 2015, **66**(4): 1459-1466.

Chen G H, Li J, Deng H L, *et al.* Performance and kinetic characteristics of immobilized granules on start-up of Anammox bioreactor [J]. *CIESC Journal*, 2015, **66**(4): 1459-1466.

[9] 刘晓宇, 王思慧, 薛耀琦, 等. 厌氧氨氧化颗粒污泥的快速培养与形成机理[J]. *环境工程学报*, 2016, **10**(3): 1223-1227.

Liu X Y, Wang S H, Xue Y Q, *et al.* Rapid cultivation and formation mechanism of anammox granular sludge [J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2016, **10**(3): 1223-1227.

[10] 冯平, 周少奇. 常温下厌氧氨氧化生物膜反应器的启动研究[J]. *环境科学与技术*, 2010, **33**(6): 19-22, 34.

Feng P, Zhou S Q. Experimental study on start-up of UASB-Anammox biofilm reactor at ordinary temperature [J]. *Environmental Science & Technology*, 2010, **33**(6): 19-22, 34.

[11] Strous M, van Gerven E, Zheng P, *et al.* Ammonium removal from concentrated waste streams with the anaerobic ammonium oxidation (Anammox) process in different reactor configurations [J]. *Water Research*, 1997, **31**(8): 1955-1962.

[12] 曹天昊, 王淑莹, 苗蕾, 等. 不同基质浓度下 SBR 进水方式对厌氧氨氧化的影响[J]. *中国环境科学*, 2015, **35**(8): 2334-2341.

- Cao T H, Wang S Y, Miao L, *et al.* Influence of feeding modes on anammox under different influent substrate concentration in SBR[J]. *China Environmental Science*, 2015, **33**(8): 2334-2341.
- [13] 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.
- [14] Chen G H, Li J, Tabassum S, *et al.* Anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX) sludge immobilized by waterborne polyurethane and its nitrogen removal performance-a lab scale study[J]. *RSC Advances*, 2015, **5**(32): 25372-25381.
- [15] 丁爽, 郑平, 张萌, 等. 厌氧氨氧化菌群体感应系统研究[J]. *生态学报*, 2012, **32**(8): 2581-2587.
- Ding S, Zheng P, Zhang M, *et al.* Quorum sensing in anaerobic ammonium oxidation bacteria[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2012, **32**(8): 2581-2587.
- [16] 沈冰洁, 王荣昌. 厌氧氨氧化菌富集培养技术关键与影响因素[J]. *工业水处理*, 2013, **33**(10): 6-10.
- Shen B J, Wang R C. Technical essentials and influencing factors of the enrichment of anaerobic ammonia oxidation (ANAMMOX) bacteria[J]. *Industrial Water Treatment*, 2013, **33**(10): 6-10.
- [17] Fan N S, Wang R F, Qi R, *et al.* Control strategy for filamentous sludge bulking: bench-scale test and full-scale application[J]. *Chemosphere*, 2018, **210**: 709-716.
- [18] 郑照明, 李军, 马静, 等. SNAD 生物膜厌氧氨氧化活性的氨氮抑制动力学研究[J]. *中国环境科学*, 2016, **36**(10): 2957-2963.
- Zheng Z M, Li J, Ma J, *et al.* The kinetic coefficients of ammonium inhibition on the Anammox activity of SNAD biofilm[J]. *China Environmental Science*, 2016, **36**(10): 2957-2963.
- [19] 李伟刚, 于德爽, 李津. ASBR 反应器厌氧氨氧化脱氮 II: 反应动力学[J]. *中国环境科学*, 2013, **33**(12): 2191-2200.
- Li W G, Yu D S, Li J. Nitrogen removal in the Anammox sequencing batch reactor II: kinetics characteristics[J]. *China Environmental Science*, 2013, **33**(12): 2191-2200.
- [20] Gee C S, Suidan M T, Pfeffer J T. Modeling of nitrification under substrate-inhibiting conditions [J]. *Journal of Environmental Engineering*, 1990, **116**(1): 18-31.
- [21] Qin Y J, Han B, Cao Y, *et al.* Impact of substrate concentration on anammox-UBF reactors start-up[J]. *Bioresource Technology*, 2017, **239**: 422-429.
- [22] 陈永, 张树德, 张杰, 等. 亚硝酸盐氮浓度对厌氧氨氧化反应的影响[J]. *中国给水排水*, 2006, **22**(17): 74-76.
- Chen Y, Zhang S D, Zhang J, *et al.* Influence of nitrite nitrogen concentration on ANAMMOX process [J]. *China Water & Wastewater*, 2006, **22**(17): 74-76.
- [23] 于鹏飞, 周明俊, 孙明, 等. 氮负荷对厌氧氨氧化污泥颗粒化的影响[J]. *水处理技术*, 2016, **42**(7): 25-29, 34.
- Yu P F, Zhou M J, Sun M, *et al.* Nitrogen load effects on anaerobic ammonia oxidation granular sludge[J]. *Technology of Water Treatment*, 2016, **42**(7): 25-29, 34.
- [24] 李惠娟, 彭党聪, 陈国燕, 等. ANAMMOX 的快速启动及 EPS 在 ANAMMOX 颗粒污泥中的空间分布[J]. *环境科学*, 2017, **38**(7): 2931-2940.
- Li H J, Peng D C, Chen G Y, *et al.* Fast start-up of ANAMMOX and the spatial distribution of EPS in ANAMMOX granules[J]. *Environmental Science*, 2017, **38**(7): 2931-2940.
- [25] Wang Q T, Wang Y L, Lin J B, *et al.* Selection of seeding strategy for fast start-up of Anammox process with low concentration of Anammox sludge inoculum [J]. *Bioresource Technology*, 2018, **268**: 638-647.
- [26] 于英翠, 高大文, 陶彧, 等. 利用序批式生物膜反应器启动厌氧氨氧化研究[J]. *中国环境科学*, 2012, **32**(5): 843-849.
- Yu C Y, Gao D W, Tao Y, *et al.* Start-up of anammox in a sequencing batch biofilm reactor (SBBR) [J]. *China Environmental Science*, 2012, **32**(5): 843-849.
- [27] Wei L P, Lu Y J, Wei J J. Flow separation from a spherical particle in supercritical water [J]. *Chemical Engineering Research and Design*, 2014, **92**(11): 2273-2282.
- [28] Tang X, Liu S T, Zhang Z T, *et al.* Identification of the release and effects of AHLs in anammox culture for bacteria communication[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2015, **273**: 184-191.
- [29] 彭永臻, 张向晖, 马斌, 等. 厌氧氨氧化菌群体感应机制[J]. *北京工业大学学报*, 2018, **44**(3): 449-454.
- Peng Y Z, Zhang X H, Ma B, *et al.* Mechanism of quorum sensing in anaerobic ammonium oxidation (Anammox) bacteria [J]. *Journal of Beijing University of Technology*, 2018, **44**(3): 449-454.
- [30] Zhao R, Zhang H M, Zhang F, *et al.* Fast start-up anammox process using Acyl-homoserine lactones (AHLs) containing supernatant[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2018, **65**: 127-132.
- [31] 李海玲, 李冬, 张杰, 等. 调控温度和沉降时间实现 ANAMMOX 颗粒快速启动及其稳定运行[J]. *环境科学*, 2019, **40**(2): 837-844.
- Li H L, Li D, Zhang J, *et al.* Adjusting temperature and settling time to achieve ANAMMOX particles rapid start-up and stable operation [J]. *Environmental Science*, 2019, **40**(2): 837-844.
- [32] Tang C J, Zheng P, Wang C H, *et al.* Performance of high-loaded ANAMMOX UASB reactors containing granular sludge [J]. *Water Research*, 2011, **45**(1): 135-144.
- [33] 祖波, 张代钧, 阎青. 颗粒污泥厌氧氨氧化动力学特性及微量 NO₂ 的影响[J]. *环境科学*, 2008, **29**(3): 683-687.
- Zu B, Zhang D J, Yan Q. Effect of trace NO₂ and kinetic characteristics for anaerobic ammonium oxidation of granular sludge[J]. *Environmental Science*, 2008, **29**(3): 683-687.

CONTENTS

Size Distributions of Different Carbonaceous Components in Ambient Aerosols	DU Xiang, ZHAO Pu-sheng, DONG Qun, <i>et al.</i> (3849)
Analysis of Air Pollution Characteristics and Meteorological Conditions in Zhengzhou from 2014 to 2017	GUO Meng-meng, JIANG Nan, WANG Shen-bo, <i>et al.</i> (3856)
Characteristics of Atmospheric PM _{2.5} Pollution and Its Influence on Visibility in Background Areas of Ji'nan	BIE Shu-jun, YANG Ling-xiao, GAO Ying, <i>et al.</i> (3868)
Source Analysis and Health Risk Assessment of PAHs in PM _{2.5} During Winter in Liaocheng City	LIU Xiao-di, HOU Zhan-fang, MENG Jing-jing, <i>et al.</i> (3875)
Temporal-Spatial Characteristics and Variability in Aerosol Optical Depth over China During 2001-2017	LIU Hai-zhi, GUO Hai-yan, MA Zhen-feng, <i>et al.</i> (3886)
Spatial-Temporal Distribution of Absorptive Aerosols in the Yangtze River Delta	ZHAO Nan, CAO Fan-shi, TIAN Qing, <i>et al.</i> (3898)
Emission Characteristics of Chemical Composition of Particulate Matter from Coal-fired Boilers	YANG Yan-rong, ZHOU Xue-ming, QIN Juan-juan, <i>et al.</i> (3908)
Pollution Characteristics of Heavy Metals in PM _{2.5} Near Highway	LI Xiao-bao, LIAO Zu-wen, ZHAO Hong, <i>et al.</i> (3916)
Pollution Characteristics and Potential Ecological Risks of Heavy Metals in Road Dust in Beijing	HU Yue-qi, GUO Jian-hui, ZHANG Chao, <i>et al.</i> (3924)
Application of Test Method for Dust Suppression Efficiency of Wind Erosion Dust Suppressant	QIN Jian-ping, LI Bei-bei, YANG Tao, <i>et al.</i> (3935)
Emission Characteristics and Ozone Formation Potential of VOCs in Printing Enterprises in Beijing-Tianjin-Hebei	LIU Wen-wen, FANG Li, GUO Xiu-rui, <i>et al.</i> (3942)
Source Profiles of VOCs Associated with Typical Industrial Processes in Chengdu	ZHOU Zi-hang, DENG Ye, WU Ke-ying, <i>et al.</i> (3949)
Characterization and Health Risk Assessment of Exposure to Odorous Pollutants Emitted from Industrial Odor Sources	MENG Jie, ZHAI Zeng-xiu, JING Bo-yu, <i>et al.</i> (3962)
Analysis of HONO Concentration and Source in Typical Rural Area of North China	WANG Yu-zheng, XUE Chao-yang, ZHANG Cheng-long, <i>et al.</i> (3973)
CO-SCR Performance and Mechanism over Co ₃ O ₄ Catalysts	ZHONG Xue-mei, ZHANG Tao, LI Jia-yin, <i>et al.</i> (3982)
Pollution Characteristics of Perfluorinated Alkyl Substances (PFASs) in Seawater, Sediments, and Biological Samples from Jiaozhou Bay, China	 CUI Wen-jie, PENG Ji-xing, TAN Zhi-jun, <i>et al.</i> (3990)
Occurrence and Influencing Factors of Odorous Compounds in Reservoirs Used as Drinking Water Resources in Jiangsu Province	 SHI Peng-cheng, ZHU Guang-wei, YANG Wen-bin, <i>et al.</i> (4000)
Fluorescence Characteristics and Influencing Factors of Dissolved Organic Matter (DOM) in Water and Sediment of Urban Watershed: A Case Study of Xiaojia River in Ningbo City	 GAO Feng, SHAO Mei-ling, TANG Jian-feng, <i>et al.</i> (4009)
Water Bloom Modified Sediment Nitrogen Transformation and Removal	 XIAO Lin, YANG Jia-yi (4018)
Applicability of Bioavailable Phosphorus in Sediments to Indicating Trophic Levels of Lakes and Reservoirs	LIU Hui, HU Lin-na, ZHU Meng-yuan, <i>et al.</i> (4023)
Analysis of Nitrate Pollution Sources in the Rainy Season of the Lower Fenhe River	WANG Yin-long, FENG Min-quan, DONG Xiang-qian (4033)
Hydrochemical Characteristics and Evolution of Groundwater in the Kashgar Delta Area in Xinjiang	WEI Xing, ZHOU Jin-long, NAI Wei-hua, <i>et al.</i> (4042)
Community Diversity of Eukaryotic Nano-phytoplankton in Yellow Sea Using DNA Metabarcoding Technology Based on Multiple Amplicons	 ZHANG Li, ZHANG Yuan, LIN Jia-ning, <i>et al.</i> (4052)
Comparison of Functional Groups of Phytoplankton in FG, MFG, and MBFG; Taking Three Reservoirs as an Example in Guizhou Plateau	CHEN Qian, LI Qiu-hua, MA Xin-yang, <i>et al.</i> (4061)
Adsorption and Mechanism of Arsenic by Natural Iron-containing Minerals	SHAO Jin-qiu, WEN Qi-qian, YAN Xiu-lan, <i>et al.</i> (4072)
Removal of Pb ²⁺ from Aqueous Solution by Magnesium-Calcium Hydroxyapatite Adsorbent	HE Hao, ZHU Zong-qiang, LIU Jie, <i>et al.</i> (4081)
Intensified Electrosorption of Pb ²⁺ by 2,6-diaminoanthraquinone/Graphene Composite Electrode	JIN Sheng-yao, XIANG Yang, ZHANG Jun-yu, <i>et al.</i> (4091)
Experiment on Recovery of Phosphorus from Aqueous Solution by Calcium Doped Fe ₃ O ₄	BAI Run-ying, LIU Jian-ming, HAO Jin-feng, <i>et al.</i> (4098)
Removal of Microplastics by Different Treatment Processes in Shanghai Large Municipal Wastewater Treatment Plants	JIA Qi-long, CHEN Hao, ZHAO Xin, <i>et al.</i> (4105)
Enhanced Nutrient Removal and Microbial Community Structure in a Step-feed A ² /O Process Treating Low-C/N Municipal Wastewater	RONG Yi, LIU Xiao-chai, HE Yin-xuan, <i>et al.</i> (4113)
Performances Analysis of an Upflow Anaerobic Filter for Domestic Sewage Treatment	YANG Zhong-qi, LIU Xiu-hong, LI Hai-xin, <i>et al.</i> (4121)
Electron Equilibrium Analysis of Integrated Autotrophic and Heterotrophic Denitrification Process Under Micro-aerobic Conditions	ZHANG Ruo-chen, CHEN Chuan, SHAO Bo, <i>et al.</i> (4128)
Pilot Study on Start-up and Stable Operation at Low Temperature Based on Denitrifying Phosphorus Removal	ZHANG Fan, YU De-shuang, LIU Jie, <i>et al.</i> (4136)
Comparison of Polycaprolactone and Poly-3-hydroxybutyrate-co-3-hydroxyvalerate for Nitrogen Removal	YI Cheng-hao, QIN Wei, CHEN Zhan, <i>et al.</i> (4143)
Rapid Cultivation of Anaerobic Ammonium Oxidation Granular Sludge and Inhibition Kinetics of Granular Sludge	TANG Peng, YU De-shuang, CHEN Guang-hui, <i>et al.</i> (4152)
Effect of Ca ²⁺ on the Nitrification Activity and the Flocculation and Sedimentation Performances of the Activated Sludge	ZHANG Lan-he, ZHAO Qian-nan, ZHANG Hai-feng, <i>et al.</i> (4160)
Recovery of Phosphorus in the Form of Struvite from the Anaerobic Fermentation Supernatant of Excess Sludge	CHANG Xiao, ZENG Wei, WANG Bao-gui, <i>et al.</i> (4169)
Effect of Signal Molecule Combined with <i>Thiobacillus denitrificans</i> on Simultaneous Removal of Nitrogen and Sulfur	XU Jin-lan, CHEN Zi-wei, ZHANG Shao-feng, <i>et al.</i> (4177)
Bacterial Community Composition in Channel Sediment in Response to Mariculture Wastewater Drainage	HU Yue-hang, XUAN Li-xia, QIU Qiong-fen (4185)
Setup and Microbial Community Analysis of ANAMMOX System for Landfill Leachate Treatment Coupling Partial Nitrification-Denitrification Process	 ZHAO Qing, LIU Meng-ying, LÜ Hui, <i>et al.</i> (4195)
Effects of Rice Straw Addition on Methanogenic Archaea and Bacteria in Two Paddy Soils	BAO Qiong-li, WANG Feng-hua, BAO Wan-kui, <i>et al.</i> (4202)
Effect of Plastic Film Mulching on Greenhouse Gas Emissions from Rice-Rapeseed Rotation in Cropland	CHEN Shi-jie, JIANG Chang-sheng, NI Xue, <i>et al.</i> (4213)
N ₂ O Emissions from a Tea Field with Deep Application of Nitrogen Fertilizer and Intercropping with White Clover	LÜ Tian-xin, WU Yan-zheng, SHEN Jian-lin, <i>et al.</i> (4221)
Distribution and Emission of Nitrous Oxide (N ₂ O) in Three Gorges Reservoir and Downstream River	CHENG Fang, DING Shuai, LIU Su-mei, <i>et al.</i> (4230)
Synergy of Algal Sedimentation and Sediment Capping for Methane Emission Control in Bloom Waters	ZHU Lin, YU Jiang-hua, SHI Wen-qing, <i>et al.</i> (4238)
Impact of Newly Build Lead-Acid Battery Agglomeration Area on the Surrounding Soil Environment: A Study Based on the Spatial Characteristics of Heavy Metals	 DING Ya-li, LIAO Min, FANG Zhi-ping, <i>et al.</i> (4244)
Effects of Amendments with Different C/N/P Ratios on Plant and Soil Properties of a Pb-Zn Mine Tailings	YANG Sheng-xiang, LI Feng-mei, PENG Xi-zhu, <i>et al.</i> (4253)
Derivation of the Thresholds of Available Concentrations of Heavy Metals in Soil Based on Agricultural Product Safety	ZHANG Yun-hui, DU Ping, HE Ying, <i>et al.</i> (4262)
Content of Soil Phytolith-Occluded Organic Carbon in Different Land Use Patterns at Jinyun Mountain	LUO Dong-hai, WANG Zi-fang, LU Chang, <i>et al.</i> (4270)
Influence of Land Use Change on Litter and Soil C, N, P Stoichiometric Characteristics and Soil Enzyme Activity in Karst Ecosystem, Southwest China	 TIAN Jing, SHENG Mao-yin, WANG Pan, <i>et al.</i> (4278)
Effect of Conditioning Agent Combined with Flooding Measures on Absorption and Accumulation of Cadmium in Rice	PENG Ou, LIU Yu-ling, TIE Bai-qing, <i>et al.</i> (4287)
Distribution and Sources of OPEs in Plants and Snow in Hailuoguo	CHEN Yang, YIN Hong-ling, WU Di, <i>et al.</i> (4295)