

环境科学

(HUANJING KEXUE)

ENVIRONMENTAL SCIENCE

第39卷 第11期

Vol.39 No.11

2018

中国科学院生态环境研究中心 主办
科学出版社 出版



目次

2010~2015年我国水泥工业 NO _x 排放清单及排放特征	蒋春来, 宋晓晖, 钟悦之, 孙亚梅, 雷宇 (4841)
兰州市煅烧污染物排放清单及其对 PM _{2.5} 浓度贡献	郭文凯, 刘晓, 朱玉凡, 陈强, 杜永刚 (4849)
北京地区气溶胶水溶性组分粒径分布特征	杜翔, 赵普生, 苏捷, 董群 (4858)
郑州市夏、秋季大气颗粒物中水溶性无机离子质量浓度及粒径分布特征	赵庆炎, 姜楠, 燕启社, 王申博, 韩世杰, 杨留明, 张瑞芹 (4866)
菏泽市冬季 PM _{2.5} 中二元羧酸类 SOA 的昼夜变化特征	孟静静, 刘晓迪, 侯战方, 李静, 魏本杰, 邢继钊 (4876)
我国典型钢铁行业主要工艺环节排放颗粒物源成分谱特征	温杰, 杨佳美, 李蒲, 郁佳, 吴建会, 田瑛泽, 张进生, 史国良, 冯银厂 (4885)
嘉兴市 2015 年人为源 VOCs 排放清单	郝欢, 万梅, 戎宇, 兰亚琼, 熊传芳, 晁娜 (4892)
上海某石化园区周边区域 VOCs 污染特征及健康风险	盛涛, 陈筱佳, 高松, 刘启贞, 李学峰, 伏晴艳 (4901)
SBR 工艺城市污水处理厂微生物气溶胶逸散特征	杨凯雄, 侯红勋, 王颖哲, 史昊然, 许光素, 韩云平, 刘俊新, 李琳 (4909)
太湖有色可溶性有机物组成结构对不同水文情景的响应	石玉, 周永强, 张运林, 姚晓龙, 黄昌春 (4915)
巢湖 2016 年蓝藻水华时空分布及环境驱动力分析	胡旻琪, 张玉超, 马荣华, 张壹萱 (4925)
蓝藻水华形成过程对氮磷转化功能细菌群的影响	彭宇科, 路俊玲, 陈慧萍, 肖琳 (4938)
三峡水库低水位运行时干流回水对支流水环境的影响	陈紫娟, 宋献方, 张应华, 魏潇, 唐瑜, 秦文婧 (4946)
纳米银对胶州湾西北部海区及河口区沉积物反硝化能力和功能基因丰度的影响	白洁, 田延昭, 孙鹏飞, 白晓岩, 李岩然, 赵阳国 (4956)
澜沧江流域水体悬浮颗粒物 δ ¹⁵ N 空间差异及成因分析	唐咏春, 徐飘, 杨正健, 张思思, 刘德富, 纪道斌 (4964)
潮白河冲洪积扇典型包气带剖面反硝化强度垂向空间分布规律	耿宏志, 邹环, 李鸣晓, 张莹, 从辉, 席北斗 (4972)
蛤蟆通河流域地下水化学特征及控制因素	张涛, 何锦, 李敬杰, 曹月婷, 龚磊, 刘金巍, 边超, 蔡月梅 (4981)
典型岩溶地区岩溶泉溶解性碳浓度变化及其通量估算	熊佰炼, 张进忠, 彭韬, 郝卓, 高扬 (4991)
农村多水塘系统景观结构对非点源污染中氮截留效应的影响	李玉凤, 刘红玉, 刘军志, 娄彩荣, 王娟 (4999)
城市典型不透水下垫面径流中邻苯二甲酸酯的污染特征	刘雨童, 李田, 彭航宇 (5007)
不同降雨条件下植被对绿色屋顶径流调控效益影响	葛德, 张守红 (5015)
四氧化三铁改性沸石改良底泥对水中磷酸盐的吸附作用	王丹赫, 张宏华, 林建伟, 詹艳慧, 何思琪, 梁舒静, 汲雨, 奚秀清 (5024)
厌氧条件下可溶性有机质对汞的还原与氧化作用	卞永荣, 顾宝华, 朱波, 程虎, 谷成刚, 杨兴伦, 宋洋, 王芳, 叶茂, 蒋新 (5036)
光助-二茂铁/H ₂ O ₂ 非均相体系降解磺胺二甲基嘧啶	张彪军, 赵姚云川, 房岐, 石凤丽, 张月起, 赵群, 田森林, 李英杰 (5043)
基于同位素技术的短程硝化过程 N ₂ O 产生途径	杨玉兵, 杨庆, 李洋, 周薛扬, 李健敏, 刘秀红 (5051)
基质比对厌氧氨氧化耦合反硝化脱氮除碳的影响	安芳娇, 黄剑明, 黄利, 乔瑞, 王瑾, 陈永志 (5058)
厌氧/好氧 SPNDPR 系统实现低 C/N 城市污水同步脱氮除磷的优化运行	于德爽, 袁梦飞, 王晓霞, 陈光辉, 甄建园, 杜世明, 张帆 (5065)
污水处理厂 SNAD 工艺小试	李冬, 崔雅倩, 赵世勋, 刘志诚, 张杰 (5074)
盐度对中试厌氧氨氧化脱氮特性的影响及其恢复动力学	唐佳佳, 于德爽, 王晓霞, 陈光辉, 张军, 赵红, 韩长民 (5081)
中试 ANAMMOX-ASBR 处理火电厂脱硫脱硝尾液的抑制及恢复特性	张军, 于德爽, 王晓霞, 唐佳佳, 赵红, 韩长民, 应凌俏 (5090)
碳氮比对颗粒污泥 CANON 反应器脱氮性能和 N ₂ O 释放的冲击影响	付昆明, 姜娜, 苏雪莹, 廖敏辉, 仇付国, 曹秀芹 (5101)
污泥性质对微波预处理-厌氧消化的影响及古菌群落结构分析	房平, 唐安平, 付兴民, 李伟, 文洋, 佟娟, 魏源送 (5108)
重庆市农地重金属基线值的厘定及其积累特征分析	伍福琳, 陈丽, 易廷辉, 杨志敏, 陈玉成 (5116)
韩江流域土壤中有有机氯农药的特征分布	刘佳, 丁洋, 祁士华, 瞿程凯 (5127)
有机磷酸酯在重庆不同城市功能区土壤的分布特征及来源	杨志豪, 何明靖, 杨婷, 卢俊峰, 魏世强 (5135)
纳米零价铁和过氧化钙联合降解土壤淋洗废液的 α-HCH	姚静波, 周杰, 王明新, 苟志祥, 薛金娟 (5142)
株洲清水塘工业区周边土壤微生物群落特征	申丽, 李振桦, 曾伟民, 余润兰, 吴学玲, 李交昆, 王烁琨 (5151)
生物炭对施粪肥土壤中根际真菌群落多样性及相互作用的影响	王丹丹, 杨泽平, 赵远, 梁玉婷 (5163)
生物炭负载氮还田对水稻生长、根系形态及氮素利用的影响	俞映惊, 王悦满, 侯朋福, 杨林章, Alfred Oduor Odindo, 薛利红 (5170)
颗粒有机质对水稻镉吸收及转运的影响	郭毅轩, 赵秀兰 (5180)
施肥对向日葵吸收积累 Cd 的影响	曹柳, 杨俊兴, 郭劲君, 郭俊梅, 郑国砥, 卢一富 (5189)
不同水稻品种对重金属的积累特性	林小兵, 周利军, 王惠明, 刘晖, 武琳, 俞莹, 胡敏, 何波, 周青辉, 黄欠如 (5198)
芦竹和木本植物间种修复重金属污染土壤	曾鹏, 郭朝晖, 肖细元, 彭驰, 黄博 (5207)
三峡库区典型河流水-气界面 CO ₂ 通量日变化观测及其影响因素分析	罗佳宸, 李思悦 (5217)
富营养化湖区 CH ₄ 排放特征及其影响因素	商东耀, 肖启涛, 胡正华, 谢燕红, 黄文晶, 张弥 (5227)
短期放牧对半干旱草地生态系统 CO ₂ 和 N ₂ O 排放的影响	申颜, 孙建平, 罗玉坤, 刁华杰, 闫卫东, 王常慧, 董宽虎 (5237)
覆膜方式和灌溉对夏玉米产量及农田碳排放强度的影响	罗晓琦, 张阿凤, 陈海心, 冯浩 (5246)
臭氧浓度升高对植物源挥发性有机化合物 (BVOCs) 影响的研究进展	冯兆忠, 袁相洋 (5257)
地下水“三氮”污染来源及其识别方法研究进展	杜新强, 方敏, 冶雪艳 (5266)
污水生物处理中抗生素的去除机制及影响因素	张翔宇, 李茹莹, 季民 (5276)
《环境科学》征订启事 (4848) 《环境科学》征稿简则 (4990) 信息 (5188, 5216, 5236)	

盐度对中试厌氧氨氧化脱氮特性的影响及其恢复动力学

唐佳佳¹, 于德爽¹, 王晓霞^{1*}, 陈光辉¹, 张军¹, 赵红², 韩长民²

(1. 青岛大学环境科学与工程学院, 青岛 266071; 2. 武汉凯迪电力环保有限公司, 武汉 430023)

摘要: 采用中试 ASBR 反应器(530 L), 以逐步提高 Cl^- 浓度的方式考察了厌氧氨氧化菌(AnAOB)处理高盐废水的脱氮特性。结果表明, 采用逐步盐度驯化的方式, AnAOB 可适应高盐度(Cl^- 浓度 $10\,000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) 环境进行高效脱氮(TN 去除率高达 92.3%)。其中, 在 Cl^- 浓度 $6\,000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $10\,000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 两个梯度内, 反应器脱氮性能受到了较大影响, 但随着驯化过程的持续进行可逐步恢复。修正的 Boltzmann 模型能较为准确地拟合 AnAOB 受到不同盐度抑制后的活性恢复过程, 相关系数 R^2 均在 0.96 以上。得到的 Cl^- 浓度 $6\,000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $10\,000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时的恢复中间值 t_c 分别为 28.765 d 和 44.495 d, $\text{NRR}_{\max}$ 分别为 $0.145\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 和 $0.212\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$, $\text{NRR}_{\min}$ 分别为 $0.021\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 和 $0.085\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 。高盐度驯化后, 厌氧氨氧化菌仍主要为 *Candidatus Brocadia* 和 *Candidatus Jettenia* (其丰度分别是 14.76% 和 2.7%), 且污泥颗粒化程度和污泥密度均有不同程度的提高, 污泥呈红褐色。

关键词: 含盐废水; 厌氧氨氧化(ANAMMOX); 厌氧序批式反应器(ASBR); 驯化; 动力学

中图分类号: X703 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2018)11-5081-09 DOI: 10.13227/j.hjxx.201804084

Effect of Salinity on Nitrogen Removal Performance of a Pilot-scale Anaerobic Ammonia Oxidation Process and Its Recovery Kinetics

TANG Jia-jia¹, YU De-shuang¹, WANG Xiao-xia^{1*}, CHEN Guang-hui¹, ZHANG Jun¹, ZHAO Hong², HAN Chang-min²

(1. School of Environmental Science and Engineering, Qingdao University, Qingdao 266071, China; 2. Wuhan Kaidi Electric Power Environmental Co., Ltd., Wuhan 430023, China)

Abstract: The denitrification characteristics of anaerobic ammonia oxidizing bacteria (AnAOB) treating high salinity wastewater were investigated in an pilot-scale anaerobic sequencing batch reactor (ASBR, 530 L) by gradually increasing the Cl^- concentration. The results showed that AnAOB can adapt to the high salinity (Cl^- concentration of $10\,000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) environment for high-efficiency denitrification by means of gradual salinity acclimation and total nitrogen (TN) removal rate of up to 92.3%. In particular, the denitrification performance was influenced by two gradients of Cl^- concentrations, namely $6\,000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ and $10\,000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, but it could be gradually recovered as the acclimatization process continued. The modified Boltzmann model accurately fit the activity recovery process of AnAOB after being inhibited by the different salinities, and the correlation coefficient R^2 was above 0.96. The fitted recovered median values t_c for Cl^- concentrations of $6\,000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ and $10\,000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ were 28.765 d and 44.495 d. $\text{NRR}_{\max}$ for these concentrations was $0.145\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ and $0.212\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$, and $\text{NRR}_{\min}$ was $0.021\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ and $0.085\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$, respectively. After salinity acclimation, the dominant bacteria of AnAOB were *Candidatus Brocadia* and *Candidatus Jettenia* (the abundances were 14.76% and 2.7%, respectively), the granulation degree and sludge density increased to varying degrees, and the sludge color was reddish brown.

Key words: salinity wastewater; anaerobic ammonia oxidation (ANAMMOX); anaerobic sequencing batch reactor (ASBR); domestication; kinetics

厌氧氨氧化(anaerobic ammonia oxidation, ANAMMOX)是指厌氧条件下, 厌氧氨氧化菌以氨(NH_4^+)为电子供体, 以亚硝酸盐(NO_2^-)为电子受体进行反应直接生成氮气(N_2)的一种新型生物处理技术^[1~3]。由于其无需外加有机碳源且无需曝气充氧, 运行费用可比传统脱氮工艺节省近 40%。厌氧氨氧化是微生物和环境领域的重大发现, 已经成为当前生物脱氮领域的研究热点, 也为节能降耗的污水脱氮提供了可能。

随着我国经济的发展, 水资源需求量急剧增加

的同时, 水污染情况也越来越严重, 大量含氮且高盐度废水难以处理。我国《污水综合排放标准(GB 8978-1996)》中并未对氯化物进行限定, 一般工业生产为减少管道腐蚀, 通常限定 Cl^- 排放浓度低于 $10\,000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。工业生产产生的废水中如湿式石

收稿日期: 2018-04-11; 修订日期: 2018-05-02

基金项目: 国家自然科学基金项目(51478229, 51708311); 山东省自然科学基金项目(ZR2017BEE002); 中国博士后科学基金项目(2017M612209)

作者简介: 唐佳佳(1992~), 男, 硕士研究生, 主要研究方向为水污染控制, E-mail: tangjiayoyo@163.com

* 通信作者, E-mail: elainewangxx@163.com

灰-石膏烟气脱硫脱硝工艺废水、榨菜加工企业废水、石油加工废水等,高浓度的 Cl^- 和 NH_4^+-N 往往是这类废水的共性^[4].

研究人员从海洋污泥样品中发现厌氧氨氧化菌株,表明一些厌氧氨氧化菌具有耐盐性^[5,6].但是,目前直接从海洋底层分离耐盐厌氧氨氧化菌难以实现,逐步地盐度驯化是淡水厌氧氨氧化适应高盐度废水的最佳途径.迄今为止,国内外研究学者^[7~10]对含盐废水的研究全部集中在小试阶段,且多为短期影响,如 Chen 等^[7]通过分批实验考察了小试反应器中不同离子种类盐度对厌氧氨氧化反应器脱氮的影响;Kartal 等^[8]在小试反应器中采用淡水系统污泥菌种,以逐步适应盐度的方式实现反应器对盐度废水的脱氮处理.然而,有关中试规模厌氧氨氧化的长期盐度驯化研究未见报道.

本研究采用中试规模的厌氧序批式反应器(ASBR),通过考察不同盐度(Cl^- 浓度)对厌氧氨氧化脱氮性能的影响,探索了 ANAMMOX-ASBR 系统处理高盐度含氮废水的可行性及其在高盐度条件下的恢复特性,以期厌氧氨氧化技术处理含盐废水的实际工程应用提供实验数据支撑与理论依据.

1 材料与方法

1.1 实验装置

本实验采用一座 ASBR 反应器,结构如图 1 所示.反应器由有机玻璃制成,总体积 700 L,有效体积 530 L.人工配置废水从上端进水口由增压泵泵入反应器.反应器内置电动搅拌器与恒温加热器,反应器表面以黑布包裹,防止光线对厌氧氨氧化污泥造成负面影响.反应器内恒温 $35^\circ\text{C} \pm 1^\circ\text{C}$,进水 pH 值为 7.4 ± 0.2 .反应器每天运行 1 个周期,运行一个周期时间为 24 h,包括进水 30 min,反应 20 h,静置沉淀 3 h,排水 30 min.

1.2 接种污泥

接种污泥取自本实验室成功启动的中试厌氧氨氧化 ASBR 反应器,其已具备较好的脱氮性能, NH_4^+-N 和 NO_2^--N 去除率分别高达 97.1% 和 99.0%.接种后反应器内混合液悬浮固体浓度 (MLSS) 为 $1.80 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$,污泥沉降比 (SV%) 为 9.0%.

1.3 实验废水

本实验采用人工配制的模拟废水,主要成分 ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) 为: KH_2PO_4 20, $\text{CaCl}_2\cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 107, KHCO_3 1 250, $\text{MgSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 45.微量元素^[11]浓缩液 I ($1 \text{ mL}\cdot\text{L}^{-1}$): EDTA 5 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{FeSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 5 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, 微

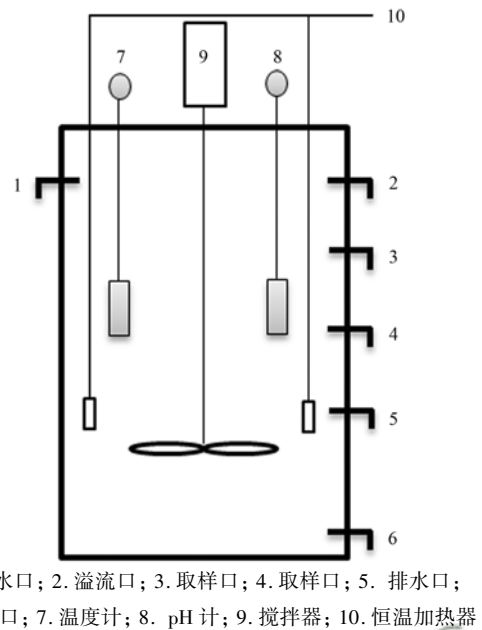


图 1 ASBR 反应器结构示意图

Fig. 1 Structure diagram of ASBR reactor

量元素 II ($1 \text{ mL}\cdot\text{L}^{-1}$): EDTA 15 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, H_3BO_3 0.014 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{MnCl}_2\cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 0.99 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{CuSO}_4\cdot 5\text{H}_2\text{O}$ 0.25 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{ZnSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 0.43 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{NiCl}_2\cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 0.19 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{Na}_2\text{MoO}_4\cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 0.22 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{CoCl}_2\cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 0.24 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{NaSeO}_4\cdot 10\text{H}_2\text{O}$ 0.21 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$.

NH_4^+-N 和 NO_2^--N 分别由 NH_4Cl 和 NaNO_2 按需提供, Cl^- 以 NaCl 提供.进水 NH_4^+-N 和 NO_2^--N 的浓度按照 1:1.32 的比例,将初始 NH_4^+-N 浓度设定为 $50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,初始 NO_2^--N 浓度设定为 $65 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.为了提供厌氧环境,人工配制的模拟废水使用高纯氮气(纯度为 99.99%)吹脱约 15 min,使溶解氧降至 $0.4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下.

1.4 分析项目和方法

水样分析项目的测定按照标准方法进行^[12], NH_4^+-N : 纳氏试剂法; NO_2^--N : N -(1-萘基)-乙二胺分光光度法; NO_3^--N : 麝香草酚分光光度法; MLSS: 重量法; pH 值: 雷磁 pH-25; 紫外/可见分光光度计: UV-5200; 分子生物学分析方法: 16S rRNA 高通量测序技术.

1.5 恢复动力学模型

动力学模型被广泛采用来描述和模拟微生物反应过程和性能.适用于 ASBR 厌氧氨氧化反应器的恢复动力学模型主要有修正的 Logistic 模型^[13] [式 (1)], 修正的 Boltzmann 模型^[14] [式 (2)] 和修正的 Gompertz 模型^[13] [式 (3)].修正的 Logistic 模型曾被用来描述批次实验中以葡萄糖为基质的产氢过

程; 修正的 Boltzmann 模型广泛应用于厌氧氨氧化菌的活性再恢复过程; 修正的 Gompertz 模型最早被用来描述发酵产氢底物降解和产氢细菌 (HPB) 的生长, 近来被用来描述厌氧氨氧化菌受到苯酚、硫化物等抑制后脱氮性能的恢复过程。

修正的 Logistic 模型:

$$\text{NRR} = \frac{\text{NRR}_{\max}}{1 + \exp[4R_{\max}(\lambda - t)/\text{NRR}_{\max} + 2]} \quad (1)$$

修正的 Boltzmann 模型:

$$\text{NRR} = \text{NRR}_{\max} + \frac{\text{NRR}_{\min} - \text{NRR}_{\max}}{1 + \exp[(t - t_c)/t_d]} \quad (2)$$

修正的 Gompertz 模型:

$$\text{NRR} = \text{NRR}_{\max} \exp \left\{ - \exp \left[\frac{R_{\max} e}{\text{NRR}_{\max}} (\lambda - t) + 1 \right] \right\} \quad (3)$$

式中, NRR 为容积氮去除负荷, $\text{kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$; $\text{NRR}_{\min}$ 为最小容积氮去除负荷, $\text{kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$; $\text{NRR}_{\max}$ 为最大容积氮去除负荷, $\text{kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$; $R_{\max}$ 为运行周期的 NRR 最大恢复速率, $\text{kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$; λ 为恢复延迟时间, d; t 为运行时间, d; t_c 为恢复时间中间值, 即 $\text{NRR}_{\min} + (\text{NRR}_{\max} - \text{NRR}_{\min})/2$, d; t_d 为恢复时间常数, d。

2 结果与讨论

2.1 盐度驯化期间反应器脱氮性能

图 2 为中式厌氧氨氧化反应器在盐度驯化期间

脱氮性能的变化情况。本实验过程中为防止 Cl^- 浓度对厌氧氨氧化菌产生较大的盐度冲击, 以初始 Cl^- 浓度为 $1\,000\text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 且 Cl^- 浓度 $1\,000\text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 为一个盐度梯度 (每个盐度梯度运行约 1 周) 进行盐度驯化实验。

阶段 a (1 ~ 33 d), 反应器 Cl^- 浓度由 $1\,000\text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 逐步提升至 $5\,000\text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 厌氧氨氧化系统的脱氮性能几乎未受影响。在该阶段, 反应器出水水质稳定, 出水 NH_4^+ -N、 NO_2^- -N 及 NO_3^- -N 浓度分别平均为 0.92 、 0.81 和 $11.7\text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, TN 去除率保持在 90% 以上。

阶段 b (34 ~ 129 d), 反应器内 Cl^- 浓度保持 $6\,000\text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 该阶段系统的脱氮性能受到极大影响, 系统脱氮性能呈先下降后上升的趋势。其中, 第 34 ~ 62 d, 出水 NH_4^+ -N 和 NO_2^- -N 浓度逐渐上升, 呈小幅度波动, 盐度对厌氧氨氧化菌的抑制明显。第 62 d 出水浓度达到最高, NH_4^+ -N、 NO_2^- -N 及 NO_3^- -N 的出水浓度分别为 41.6 、 46.1 和 $5.6\text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 总氮去除率降至 23.4%。第 63 ~ 90 d, 该时期反应器的氮去除率一直处于较低水平, 脱氮性能既没有持续下降也没有大幅上升。该时期 NH_4^+ -N、 NO_2^- -N 及 NO_3^- -N 的平均出水浓度分别为 40.1 、 51.3 和 $5.5\text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, NH_4^+ -N 和 NO_2^- -N 平均去除率为 24.6% 和 24.5%。第 91 ~ 129 d, 反应器脱氮性能开始转好, 第 129 d 时 NH_4^+ -N、 NO_2^- -N 及 NO_3^- -N 的出水浓度分别 0 、 0.5 、 $12.8\text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,

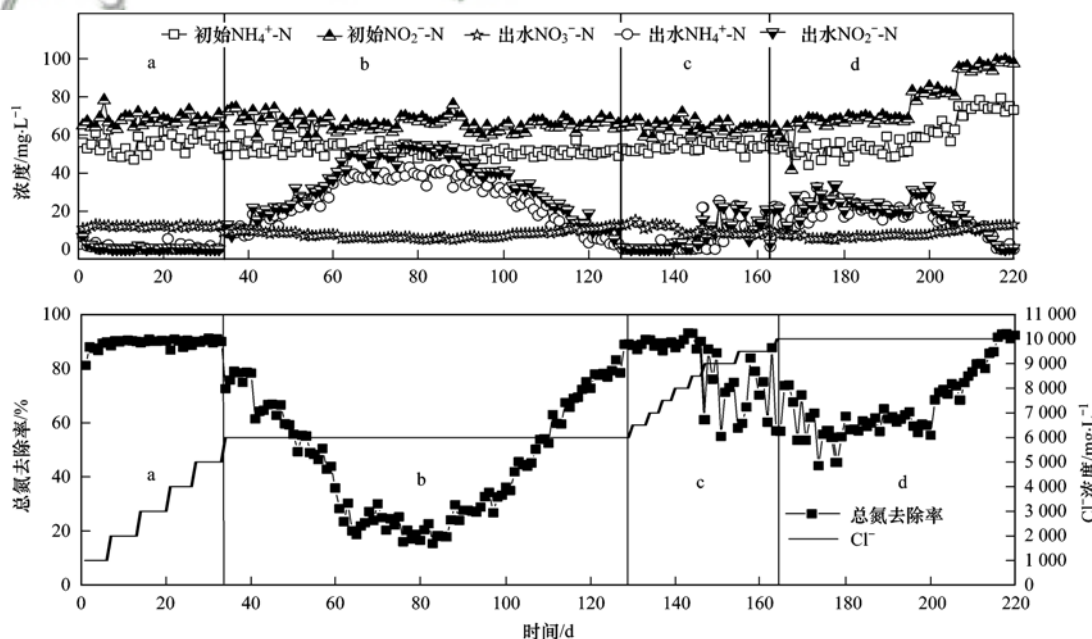


图 2 盐度驯化期间反应器内氮去除变化

Fig. 2 Changes in nitrogen removal in reactor during salinity domestication

$\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 去除率分别为 100% 和 99.1%, TN 去除率达 89.1%, 出水浓度恢复至阶段 a 时期的出水水质条件。

阶段 c (130 ~ 163 d), Cl^- 浓度由 $6\,500\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 逐步提高至 $9\,500\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。考虑到反应器受盐度抑制程度的加大, Cl^- 提升梯度改为 $500\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。第 130 ~ 146 d, Cl^- 浓度从 $6\,500\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 逐步提至 $8\,500\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 由图 2 可知反应器脱氮性能未受到抑制, 在该时期 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 平均去除率为 99.5% 和 97.9%, 出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 接近于 $0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。可以看出, 反应器中厌氧氨氧化菌已经对盐度有了一定程度的适应性和抵抗能力。第 147 ~ 163 d, Cl^- 浓度由 $8\,500\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 逐步提高至 $9\,500\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 反应器出水水质出现略有波动, 出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度最低分别达到 $20.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $20.9\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。但通过适当延长驯化时间的策略, 反应器在第 163 d, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 出水水质分别为 1.4、3.1 和 $10.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的去除率为 97.4% 和 94.8%, TN 去除率 88.7%。

阶段 d (164 ~ 220 d), Cl^- 浓度保持在 $10\,000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。第 164 d 由于反应器盐度的提高, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 出水浓度迅速提高至 $22.6\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $21.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 去除率分别下降至 57.0% 和 67.4%。但随着驯化的进行, 反应器的脱氮效率整体保持逐步提高的趋势。并且, 当反应器进水氨氮和亚硝酸盐氮浓度分别提高至约 $80\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 后, 反应器脱氮性能仍保持良好。第 220 d, 反应器 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的出水浓度分别为 0、0.7 和 $13.1\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 去除率分别达 100% 和 99.3%, 总氮去除率达到 92.3%。说明本实验条件下, 中试 ANAMMOX-ASBR 系统可用于高盐 (Cl^- 浓度

$10\,000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) 废水的高效脱氮。

2.2 中试 ANAMMOX 基质转换特性

$\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 按比例稳定地去除是 ANAMMOX 工艺稳定运行的关键。通过比较反应器内氮去除的化学计量比变化情况, 考察盐度对厌氧氨氧化菌活性的影响程度。

由图 3 可知, 反应器中硝酸盐氮的生成一直处于偏低水平, 低于理论值 0.26, 推测反应器中存在反硝化反应。由化学计量关系 (1:1.32:0.1) 推测反应器中存在的反硝化过程主要为全程反硝化 ($\text{NO}_3^-\text{-N} \rightarrow \text{N}_2$), 并且反硝化受盐度影响较小。通过对反应器进出水 COD 的测定, 测得实际化学需氧量减少值 ΔCOD 为 $31.2\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 本化学计量比中反硝化理论消耗 COD 值为: $80\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1} \times (0.26 - 0.1) \times 2.86 = 36.6\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ($80\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 为初始 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度, 2.86 为单位 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 反硝化为 N_2 所需的 COD 量, 以 N/COD 计, $\text{mg}\cdot\text{mg}^{-1}$), 数值较为接近, 证实了系统中反硝化反应的存在。另外, 在阶段 a, $\text{NO}_2^-\text{-N}/\text{NH}_4^+\text{-N}$ 稳定在 1.32 左右。从图 3 可以发现, 在阶段 b, 随着反应器脱氮性能的逐步下降, $\text{NO}_2^-\text{-N}/\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的值波动较大, 尤其在该过程的中期 (第 80 d 左右) 波动最大; 但随着反应器脱氮性能的逐步恢复, $\text{NO}_2^-\text{-N}/\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的比值趋于稳定, 并接近 1.32。阶段 c 反应器脱氮性能受影响较小, 化学计量比波动也较小。阶段 d, 该阶段前期虽影响较大, 但反应比例变化较小, 略高于 1.32, 随着反应的逐步稳定, $\text{NO}_2^-\text{-N}/\text{NH}_4^+\text{-N}$ 比值逐渐趋于 1.32。

由此可见, 反应器在盐度驯化过程中, 反应过程的化学计量比也随着不同盐度的影响而发生变化。尤其在阶段 b, 化学计量比波动最大。这可能是由于在 Cl^- 浓度 $6\,000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 厌氧氨氧化菌活性受到盐度强烈抑制, 而其他厌氧菌 (如反硝化

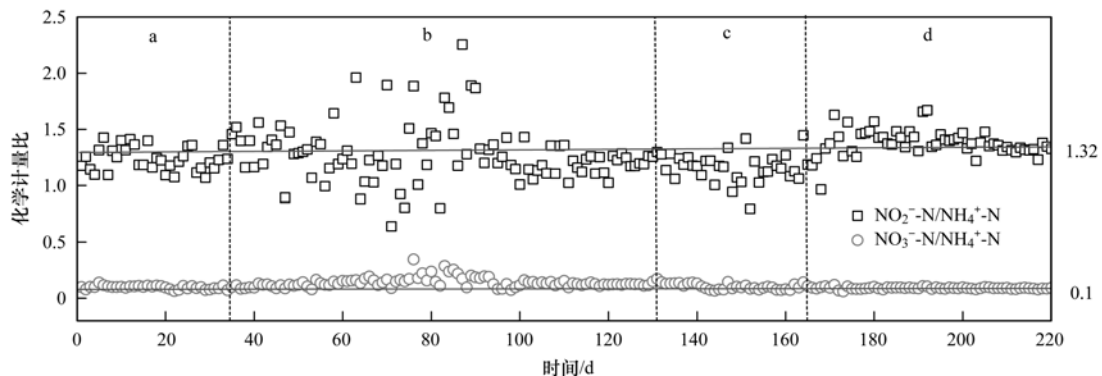


图 3 反应器内氮去除化学计量比

Fig. 3 Nitrogen removal in reactor with stoichiometric ratios

菌等)受影响程度各不相同,导致反应器内菌群结构稳定性差,氮去除比例波动大.然后,随着驯化的持续进行, $\text{NO}_2^- \text{-N}/\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 比值逐步趋于 1.32,该现象也可作为判断盐度驯化的恢复过程的一项指示.

2.3 盐度抑制的恢复动力学

盐度驯化过程中,在 Cl^- 浓度 $6\,000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $10\,000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 这 2 个盐度梯度内厌氧氨氧化菌受影响程度较大,从常用的恢复动力学模型中选出最适的动力学模型并比较两个不同盐度条件下的恢复特性. $6\,000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $10\,000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 两个盐度的恢

复过程分别为 $83\sim130\text{ d}$ 和 $164\sim220\text{ d}$.

分别运用修正的 Boltzmann 模型、修正的 Logistic 模型和修正的 Gompertz 模型对 $\text{Cl}^- 6\,000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时受到抑制的厌氧氨氧化菌的 NRR 恢复过程进行拟合,结果如表 1 所示.从中可知,3 个模型都具有较高的相关系数 R^2 ,基本参数符合实际意义,但是修正的 Boltzmann 模型 $\text{NRR}_{\max}$ 与真实值相对误差最小,误差为 8.2%.所以修正的 Boltzmann 模型较另外两者拟合程度更高,更适合该盐度条件抑制下的 NRR 恢复过程.另外,恢复中间值 t_c 为 28.765 d ,常数 t_d 为 9.975 d .

表 1 Cl^- 浓度 $6\,000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时动力学模型拟合参数
Table 1 Kinetic model fitting parameters for Cl^- concentration of $6\,000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$

项目	修正的 Boltzmann 模型	修正的 Logistic 模型	修正的 Gompertz 模型
R^2	0.981 21	0.979 07	0.977
$\text{NRR}_{\max}/\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$	0.145	0.182	0.309
$\text{NRR}_{\min}/\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$	0.021	—	—
$R_{\max}/\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$	—	0.002 76	0.003
λ/d	—	-1.134	-1.203
t_c/d	28.765	—	—
t_d/d	9.975	—	—

同样运用修正的 Boltzmann 模型、修正的 Logistic 模型和修正的 Gompertz 模型对 $\text{Cl}^- 10\,000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时受到抑制的厌氧氨氧化菌的 NRR 恢复过程进行拟合,结果如表 2 所示.从相关系数 R^2 可以明显地看出此时修正的 Boltzmann 模型比另外两个动力学模型具有更好的拟合效果.此外,修正的

Logistic 模型和修正的 Gompertz 模型不具有实际意义,所以在 $\text{Cl}^- 10\,000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时受到抑制的厌氧氨氧化菌恢复过程中,修正的 Boltzmann 模型较为适用.修正的 Boltzmann 模型拟合的 $\text{NRR}_{\max}$ 为 $0.212\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$, $\text{NRR}_{\min}$ 为 $0.085\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$,恢复时间中间值 t_c 为 44.495 d , t_d 为 5.404 d .

表 2 Cl^- 浓度 $10\,000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时动力学模型拟合参数
Table 2 Kinetic model fitting parameters for Cl^- concentration of $10\,000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$

项目	修正的 Boltzmann 模型	修正的 Logistic 模型	修正的 Gompertz 模型
R^2	0.960 82	0.843 45	0.835 43
$\text{NRR}_{\max}/\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$	0.212	1 230.537	8 800.866
$\text{NRR}_{\min}/\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$	0.085	—	—
$R_{\max}/\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$	—	6.339	5.895
λ/d	—	385.124	811.493
t_c/d	44.495	—	—
t_d/d	5.404	—	—

从图 4 中两个不同盐度条件下厌氧氨氧化菌受抑制后的恢复过程动力学可以看出,修正的 Boltzmann 模型在两个不同的盐度恢复条件下均适用,但是在两者的恢复时间中间值 t_c 相差了 15.73 d.其原因可能是因为驯化前反应器中的厌氧氨氧化菌是淡水菌,在极端的高盐条件下可以通过胞内合成相容性物质或产生更多的胞外聚合物的机制来抵抗环境渗透压,细胞的这一系列反应过程中需要消耗大量的能量,导致在 Cl^- 浓度 $6\,000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和

$10\,000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的盐度提升的初期细胞扩增缓慢,反应器脱氮性能低.比较 $6\,000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $10\,000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 这两个不同梯度可以看出,更高的盐度环境下,盐度提升初期需要更长的适应时间,因为在高盐度环境下,渗透压对非嗜盐性的厌氧氨氧化菌的影响更大,细菌生长增殖速率降低,需要更长的适应期才能恢复细胞活性.

2.4 盐度驯化过程污泥性状变化

通过每周检测反应器中污泥浓度,考察盐度驯

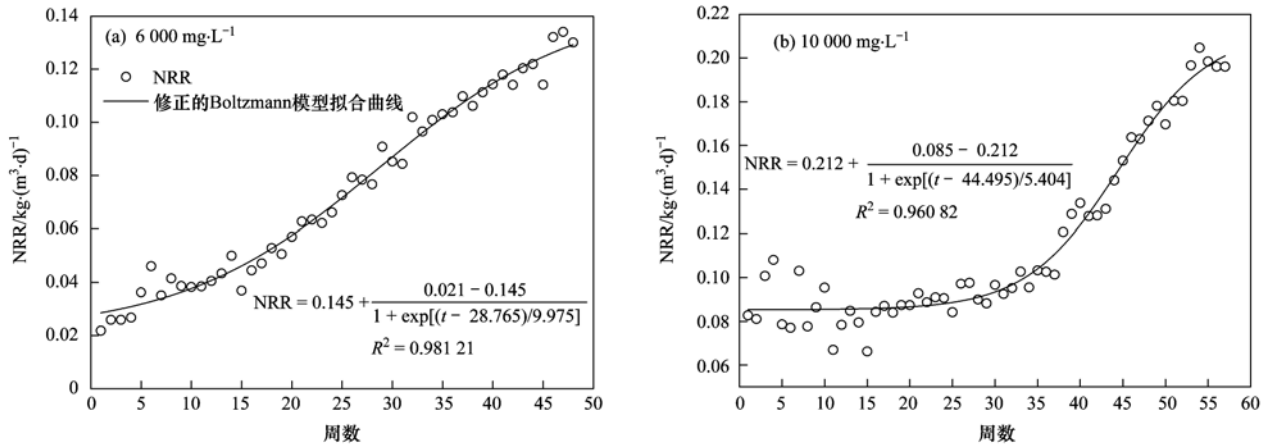


图4 Cl^- 浓度6 000 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和10 000 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时恢复动力学模拟曲线

Fig. 4 Recovery kinetics simulation curves at Cl^- concentrations of 6 000 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ and 10 000 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$

化过程对污泥生长的影响,如图5所示.从中可以看出,第1~4周(阶段a),反应器中污泥浓度略有提高.有研究表明低浓度盐度可以促进厌氧氨氧化反应^[15],提高厌氧氨氧化菌细胞内某种酶的活性,从而可以提高其反应活性,促进厌氧氨氧化菌生长代谢,本研究的污泥增长情况与相关研究类似.第5~18周(阶段c),在该阶段前期污泥浓度稍有提高,随后保持约2.2 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 不变.这可能是由于此阶段总氮去除率较低,多数厌氧氨氧化菌处于盐度适应期,菌体倍增时间大大延长.第19~31周(阶段c、d),随着盐度的持续提高以及脱氮性能的逐步稳定,污泥浓度整体也呈上升趋势,并在最终 Cl^- 浓度10 000 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时达到2.9 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$.但是,值得注意的是,在污泥浓度逐步提高的过程中,污泥沉降比(SV30)却并未有大幅度变化,仍保持约8%左右.说明该盐度驯化过程中,厌氧氨氧化菌可能主要进行胞内相容性物质的吸收、合成,以抵抗盐度胁迫作用.

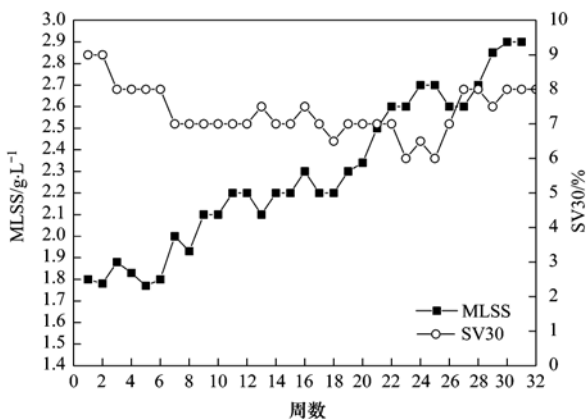


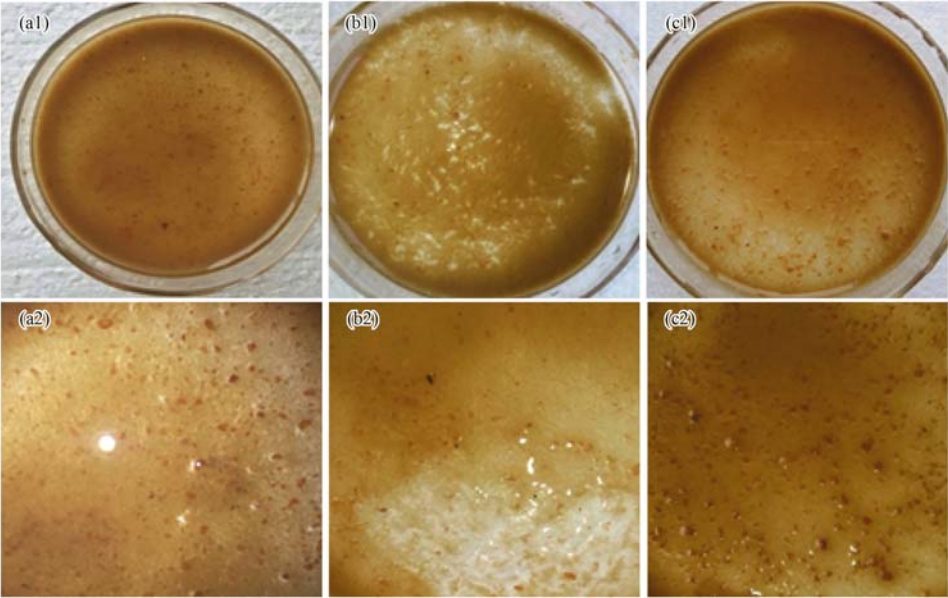
图5 盐度驯化过程中污泥浓度变化

Fig. 5 Changes in sludge concentration in the process of salinity domestication

对比污泥驯化的不同时期(图6)污泥颗粒可以发现,驯化完成后厌氧氨氧化颗粒更加饱满.这一方面可能是由于盐度环境下增强了颗粒污泥的聚集能力,另一方面可能是长期驯化过程中,厌氧氨氧化菌吸收合成了大量的相容性物质(如甜菜碱、海藻糖等),提高了菌体密度.另外,从图6可以看出,驯化完成的厌氧氨氧化颗粒污泥颜色呈红褐色,与驯化前的砖红色污泥有明显区别.这可能是盐度环境降低了菌体内的细胞色素C含量,该现象与其他国内外相关研究学者的厌氧氨氧化盐度驯化结果相似^[16-18].

2.5 反应器菌群结构变化

已经检测出的厌氧氨氧化菌主要有6个属^[19,20],分别为 *Candidatus Anammoximicrobium*、*Candidatus Brocadia*、*Candidatus Kuenenia*、*Candidatus Scalindua*、*Candidatus Jettenia*、*Candidatus Anammoxoglobus*,其中只有 *Candidatus Scalindua* 是海洋性厌氧氨氧化菌.本反应器盐度驯化实验前的优势厌氧氨氧化菌为主要菌属 *Candidatus Brocadia* 和 *Candidatus Jettenia*,丰度分别为10.56%和0.6%^[21].在经历长期的盐度驯化后,第220 d对反应器内细菌进行分子生物学检测,优势菌群仍为 *Candidatus Brocadia* 和 *Candidatus Jettenia*,其丰度分别是14.76%和2.7%(图7),较驯化前的菌种丰度有所升高.其中厌氧绳菌科(*Anaerolineaceae*)占总丰度的14.77%、丝状菌占总丰度的13.08%,外硫红螺旋菌科、酸杆菌门、绿弯菌门及不可培养的细菌占总丰度的20%~30%.因此,在 Cl^- 浓度10 000 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 进水条件下,可以实现中试规模ASBR厌氧氨氧化的盐度驯化和稳定运行,厌氧氨氧化细菌和其它异养细菌共同存在于



(a) 驯化前 Cl^- $0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; (b) 驯化中期 Cl^- $6\,000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; (c) 驯化完成 Cl^- $10\,000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$

图 6 不同盐度驯化时期的污泥性状

Fig. 6 Sludge characteristics during the period of different salinity domestication

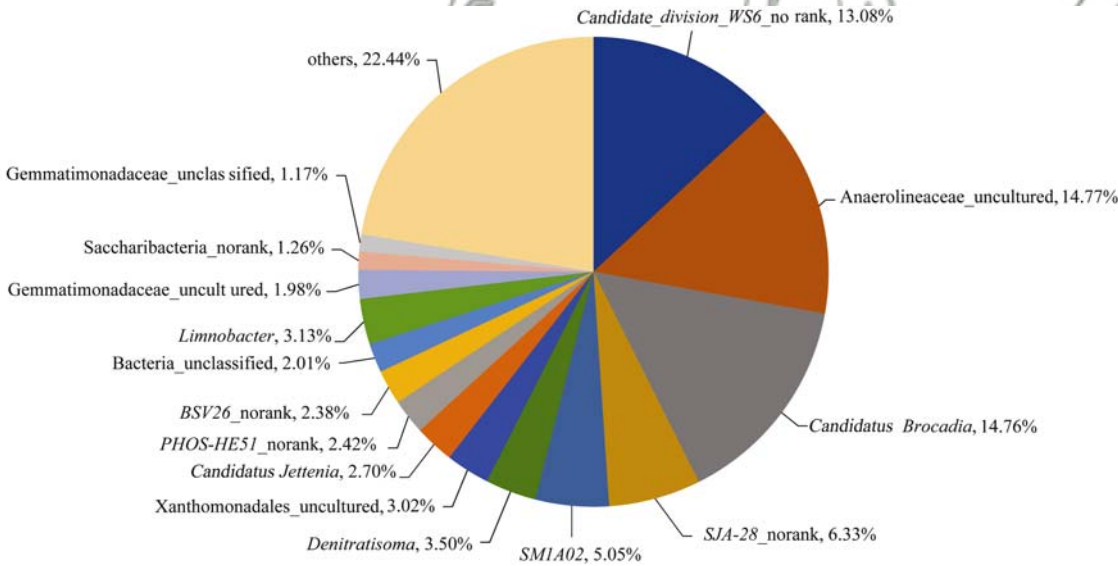


图 7 盐度驯化后反应器中细菌种类及含量分布

Fig. 7 Species and content distribution of bacteria in the reactor after salinity domestication

反应器中，厌氧氨氧化表现为优势菌群。此外，反应器中并未检测出海洋环境中独有的厌氧氨氧化菌属 *Candidatus Scalindua*，说明本反应器中的厌氧氨氧化菌主要是通过吸收、合成相容性物质以对抗渗透压，并逐步在高盐度下提高自身活性。

3 讨论

3.1 盐度对 ASBR 反应器脱氮性能的影响

较低的盐度条件下 (Cl^- 浓度 $\leq 5\,000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)，盐度的提升对厌氧氨氧化反应器的脱氮性能影响较

小，有研究指出较低的盐度有利于厌氧氨氧化菌的生长^[4]。早在 1940 年 Ingram 发现^[22]，NaCl 浓度低于 $10\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ (Cl^- 浓度 $6\,000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) 时，添加盐可以增大内源呼吸速率，但高于 $10\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 时则减小呼吸速率。本研究中， $6\,000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的 Cl^- 浓度在整个盐度驯化的过程中耗时最长，抑制程度最大。该阶段反应器脱氮性能逐步下降，随后缓慢地升高，前后共耗时 96 d。齐泮晴等^[16]在海水驯化过程中，50% 的海水浓度阶段与本实验有类似变化趋势，均出现了活性下降期、适应期和活性恢复期。由于此

阶段(Cl^- 浓度 $6\,000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)正处于嗜盐菌最佳生长盐浓度临界附近^[23~24],所以极有可能是厌氧氨氧化菌低盐度环境向中高盐度环境适应的临界盐度值。

Dapena-Mora 等^[25]的批次实验表明,厌氧氨氧化菌在盐度为 $20\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 时表现出活性下降现象,本研究在 Cl^- 浓度 $10\,000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (NaCl 浓度 $16.7\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$) 时即出现了活性下降现象,这可能与反应器中厌氧氨氧化菌比例高低以及反应器容量大小等因素有关。

3.2 盐度驯化的微生物学机理

本研究实验菌属为淡水厌氧氨氧化菌,而在淡水微生物的耐盐度方面,一般细胞遇到盐冲击的应激行为分为 5 步^[26]:①细胞质外流,细胞皱缩,体积减小;②在渗透压的作用下外界溶液进入细胞,体积恢复;③排出钠离子,吸收钾离子;④合成相容性溶质;⑤排出钾离子,积累相容性溶质。细胞在适应盐度的过程中需要消耗大量的 ATP,以及细胞内参与反应的酶受盐度刺激的影响,会造成氮处理率降低,但随着微生物对环境的逐步适应以及细胞积累足够的相容性溶质以抵抗渗透压,其脱氮性能可以逐渐恢复。有研究认为反应器对盐度冲击大体可分为 3 个阶段^[27]:敏感期、过度稳定器和恢复期。本研究在 Cl^- 浓度 $6\,000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $10\,000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的两个抑制阶段内,均经历了长期的过渡期和恢复期,但是对于敏感期,显然 $10\,000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 比 $6\,000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 影响更小,前者较小的影响可能也得益于长期的驯化过程提高了反应器中微生物对盐度的适应能力。

4 结论

(1)厌氧氨氧化菌可以通过逐步驯化的方式适应高盐度环境。通过 220 d 的驯化,ANAMMOX-ASBR 系统可在 Cl^- 浓度 $10\,000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 环境下完成深度脱氮,总氮去除率达 92.8%。

(2)通过对比修正的 Boltzmann 模型、修正的 Logistic 模型和修正的 Gompertz 模型这 3 个恢复动力学模型,发现修正的 Boltzmann 模型能够较好地拟合不同盐度抑制后的恢复过程。在 Cl^- 浓度 $6\,000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $10\,000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的盐度条件下,恢复中间值 t_c 分别为 28.765 d 和 44.495 d。

(3)盐度驯化完成后反应器内优势菌种为 *Candidatus Brocadia*,污泥密度大大提高,厌氧氨氧化菌颗粒感加强。

参考文献:

- [1] 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.
- [2] Jetten M S M, van Niftrik L, Strous M, *et al.* Biochemistry and molecular biology of anammox bacteria[J]. *Critical Reviews in Biochemistry and Molecular Biology*, 2009, **44**(2-3): 65-84.
- [3] Mulder A, van de Graaf A A, Robertson L A, *et al.* Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor[J]. *FEMS Microbiology Ecology*, 1995, **16**(3): 177-183.
- [4] 金仁村, 郑平, 胡安辉, 等. 盐度对厌氧氨氧化反应器运行性能的影响[J]. *环境科学学报*, 2009, **29**(1): 81-87.
Jin R C, Zheng P, Hu A H, *et al.* Effect of salinity on the performance of an anammox reactor[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2009, **29**(1): 81-87.
- [5] Thamdrup B, Dalsgaard T. Production of N_2 through anaerobic ammonium oxidation coupled to nitrate reduction in marine sediments[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2002, **68**(3): 1312-1318.
- [6] Kuypers M M M, Sliekers A O, Lavik G, *et al.* Anaerobic ammonium oxidation by anammox bacteria in the Black Sea[J]. *Nature*, 2003, **422**(6932): 608-611.
- [7] Chen H, Ma C, Ji Y X, *et al.* Evaluation of the efficacy and regulation measures of the anammox process under salty conditions[J]. *Separation and Purification Technology*, 2014, **132**: 584-592.
- [8] Kartal B, Koleva M, Arsov R, *et al.* Adaptation of a freshwater anammox population to high salinity wastewater[J]. *Journal of Biotechnology*, 2006, **126**(4): 546-553.
- [9] Liu C L, Yamamoto T, Nishiyama T, *et al.* Effect of salt concentration in anammox treatment using non woven biomass carrier[J]. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 2009, **107**(5): 519-523.
- [10] Yang J C, Zhang L, Hira D, *et al.* Anammox treatment of high-salinity wastewater at ambient temperature[J]. *Bioresource Technology*, 2011, **102**(3): 2367-2372.
- [11] Van De Graaf A A, De Bruijn P, Robertson L A, *et al.* Autotrophic growth of anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms in a fluidized bed reactor[J]. *Microbiology*, 1996, **142**(8): 2187-2196.
- [12] 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.
- [13] Wang J L, Wan W. Kinetic models for fermentative hydrogen production: a review[J]. *International Journal of Hydrogen Energy*, 2009, **34**(8): 3313-3323.
- [14] Jin R C, Zhang Q Q, Yang G F, *et al.* Evaluating the recovery performance of the anammox process following inhibition by phenol and sulfide[J]. *Bioresource Technology*, 2013, **142**: 162-170.
- [15] 金仁村, 马春, 郑平, 等. 盐度对 Anammox 的短期影响研究[J]. *高校化学工程学报*, 2013, **27**(2): 322-329.
Jin R C, Ma C, Zheng P, *et al.* Short-term effects of salinity on Anammox[J]. *Journal of Chemical Engineering of Chinese Universities*, 2013, **27**(2): 322-329.
- [16] 齐泮晴, 于德爽, 李津, 等. 盐度对厌氧氨氧化工艺处理含

- 海水污水脱氮特性的影响[J]. 中国环境科学, 2016, **36**(5): 1392-1399.
- Qi P Q, Yu D S, Li J, *et al.* Effects of salinity on nitrogen removal of treating sewage with seawater by ANAMMOX process [J]. *China Environmental Science*, 2016, **36**(5): 1392-1399.
- [17] 谢思宇, 肖文香, 潘海滨, 等. 抗高盐菌株的驯化及其对高盐含氮废水的处理[J]. 桂林电子科技大学学报, 2012, **32**(4): 335-338.
- Xie S Y, Xiao W X, Pan H B, *et al.* Acclimatization of anammox bacteria for biology treatment of high-salt wastewater [J]. *Journal of Guilin University of Electronic Technology*, 2012, **32**(4): 335-338.
- [18] Fernández I, Vázquez-Padín J R, Mosquera-Corral A, *et al.* Biofilm and granular systems to improve Anammox biomass retention[J]. *Biochemical Engineering Journal*, 2008, **42**(3): 308-313.
- [19] 陈重军, 王建芳, 张海芹, 等. 厌氧氨氧化污水处理工艺及其实际应用研究进展[J]. 生态环境学报, 2014, **23**(3): 521-527.
- Chen C J, Wang J F, Zhang H Q, *et al.* Research progress in anammox wastewater treatment system and its actual application [J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2014, **23**(3): 521-527.
- [20] 胡倩怡, 郑平, 康达. 厌氧氨氧化菌的种类、特性与检测[J]. 应用与环境生物学报, 2017, **23**(2): 384-391.
- Hu Q Y, Zheng P, Kang D. Taxonomy, characteristics, and biotechniques used for the analysis of anaerobic ammonium oxidation bacteria [J]. *Chinese Journal of Applied and Environmental Biology*, 2017, **23**(2): 384-391.
- [21] 于德爽, 唐佳佳, 张军, 等. 中试 SAD-ASBR 系统处理含盐废水的启动与工艺特性[J]. 环境科学, 2018, **39**(6): 2740-2747.
- Yu D S, Tang J J, Zhang J, *et al.* Start-up and process characteristics of simultaneous ANAMMOX and denitrification (SAD) in a pilot-scale anaerobic sequencing batch reactor (ASBR) [J]. *Environmental Science*, 2018, **39**(6): 2740-2747.
- [22] Ingram M. The Influence of sodium chloride and temperature on the endogenous respiration of *b. cereus* [J]. *The Journal of General Physiology*, 1940, **23**(6): 773-778.
- [23] Jin B D, Wang S Y, Xing L Q, *et al.* The effect of salinity on waste activated sludge alkaline fermentation and kinetic analysis [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2016, **43**(5): 80-90.
- [24] 吴月红. 盐环境细菌群落结构分析和多相分类学研究[D]. 杭州: 浙江大学, 2009.
- Wu Y H. Community structure analysis and polyphasic taxonomy of bacteria from saline environments [D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2009.
- [25] Dapena-Mora A, Vázquez-Padín J R, Campos J L, *et al.* Monitoring the stability of an Anammox reactor under high salinity conditions[J]. *Biochemical Engineering Journal*, 2010, **51**(3): 167-171.
- [26] 陆慧锋. 耐盐厌氧氨氧化工艺性能及其机理研究[D]. 杭州: 浙江大学, 2015.
- Lu H F. Performance and mechanisms of salt-tolerant ANAMMOX process [D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2015.
- [27] Ma C, Jin R C, Yang G F, *et al.* Impacts of transient salinity shock loads on Anammox process performance [J]. *Bioresource Technology*, 2012, **112**: 124-130.

CONTENTS

Emissions Inventory and Characteristics of NO _x from Cement Industry	JIANG Chun-lai, SONG Xiao-hui, ZHONG Yue-zhi, <i>et al.</i> (4841)
Emissions Inventory of Smoldering Chinese Kangs and Their Contribution to PM _{2.5} Pollution in Lanzhou City	GUO Wen-kai, LIU Xiao, ZHU Yu-fan, <i>et al.</i> (4849)
Size Distributions of Water-soluble Components in Ambient Aerosol of Beijing	DU Xiang, ZHAO Pu-sheng, SU Jie, <i>et al.</i> (4858)
Size Distribution Characteristics of Water-Soluble Inorganic Ions During Summer and Autumn in Zhengzhou	ZHAO Qing-yan, JIANG Nan, YAN Qi-she, <i>et al.</i> (4866)
Diurnal Variation of Dicarboxylic Acids and Related SOA in PM _{2.5} from Heze City in Winter	MENG Jing-jing, LIU Xiao-di, HOU Zhan-fang, <i>et al.</i> (4876)
Chemical Source Profiles of PM Emitted from the Main Processes of the Iron and Steel Industry in China	WEN Jie, YANG Jia-mei, LI Pu, <i>et al.</i> (4885)
VOCs Emission Inventory of Anthropogenic Sources in Jiaxing	HAO Huan, WAN Mei, RONG Yu, <i>et al.</i> (4892)
Pollution Characteristics and Health Risk Assessment of VOCs in Areas Surrounding a Petrochemical Park in Shanghai	SHENG Tao, CHEN Xiao-jia, GAO Song, <i>et al.</i> (4901)
Characteristics of Bioaerosols Emitted from WWTP with SBR Treatment Process	YANG Kai-xiong, HOU Hong-xun, WANG Ying-zhe, <i>et al.</i> (4909)
Response of Chromophoric Dissolved Organic Matter Composition to Different Hydrological Scenarios in Large Eutrophic Lake Taihu	SHI Yu, ZHOU Yong-qiang, ZHANG Yun-lin, <i>et al.</i> (4915)
Spatial and Temporal Dynamics of Floating Algal Blooms in Lake Chaohu in 2016 and Their Environmental Drivers	HU Min-qi, ZHANG Yu-chao, MA Rong-hua, <i>et al.</i> (4925)
Dynamic Changes of Nitrogen-Transforming and Phosphorus-Accumulating Bacteria Along with the Formation of Cyanobacterial Blooms	PENG Yu-ke, LU Jun-ling, CHEN Hui-ping, <i>et al.</i> (4938)
Impact of Mainstream Backwater on the Water Environment of the Tributaries of the Three Gorges Reservoir at Low Water Level	CHEN Zi-juan, SONG Xian-fang, ZHANG Ying-hua, <i>et al.</i> (4946)
Effect of Silver Nanoparticles on Denitrification and Functional Gene Abundances of Sediment in Dagu River Estuary and Northwest of Jiaozhou Bay	BAI Jie, TIAN Yan-zhao, SUN Peng-fei, <i>et al.</i> (4956)
Spatial Difference and Causes Analysis of the $\delta^{15}\text{N}$ of Suspended Particulate Matter in the Lancang River Basin	TANG Yong-chun, XU Piao, YANG Zheng-jian, <i>et al.</i> (4964)
Vertical Spatial Distribution of Denitrification Intensity in the Vadose Zone of Typical Sections of Chaobai River Alluvial Fan	GENG Hong-zhi, HUAN Huan, LI Ming-xiao, <i>et al.</i> (4972)
Major Ionic Features and Possible Controls in the Groundwater in the Hamatong River Basin	ZHANG Tao, HE Jin, LI Jing-jie, <i>et al.</i> (4981)
Concentration Variations and Flux Estimation of Dissolved Carbon in Karst Spring of a Typical Karst Area	XIONG Bai-lian, ZHANG Jin-zhong, PENG Tao, <i>et al.</i> (4991)
Effect of Different Multi-pond Network Landscape Structures on Nitrogen Retention Over Agricultural Watersheds	LI Yu-feng, LIU Hong-yu, LIU Jun-zhi, <i>et al.</i> (4999)
Characteristics of Phthalic Acid Esters Pollution in Urban Surface Runoff in Shanghai, China	LIU Yu-tong, LI Tian, PENG Hang-yu (5007)
Impacts of Vegetation on Hydrological Performances of Green Roofs Under Different Rainfall Conditions	GE De, ZHANG Shou-hong (5015)
Adsorption of Phosphate from Aqueous Solutions on Sediments Amended with Magnetite-Modified Zeolite	WANG Dan-he, ZHANG Hong-hua, LIN Jian-wei, <i>et al.</i> (5024)
Reduction and Oxidation of Mercury by Dissolved Organic Matter Under Anaerobic Conditions	BIAN Yong-rong, GU Bao-hua, ZHU Bo, <i>et al.</i> (5036)
Photo-assisted Degradation of Sulfamethazine by Ferrocene-catalyzed Heterogeneous Fenton-like System	ZHANG Biao-jun, ZHAO Yao-yun-chuan, FANG Qi, <i>et al.</i> (5043)
N ₂ O Production Pathways in Partial Nitrification Based on Isotope Technology	YANG Yu-bing, YANG Qing, LI Yang, <i>et al.</i> (5051)
Effect of Substrate Ratio on Removal of Nitrogen and Carbon Using Anaerobic Ammonium Oxidation and Denitrification	AN Fang-jiao, HUANG Jian-ming, HUANG Li, <i>et al.</i> (5058)
Simultaneous Nitrogen and Phosphorus Removal Characteristics of An Anaerobic/Aerobic Operated SPNDPR System Treating Low C/N Urban Sewage	YU De-shuang, YUAN Meng-fei, WANG Xiao-xia, <i>et al.</i> (5065)
Lab-scale SNAD Process in Wastewater Treatment Plant	LI Dong, CUI Ya-qian, ZHAO Shi-xun, <i>et al.</i> (5074)
Effect of Salinity on Nitrogen Removal Performance of a Pilot-scale Anaerobic Ammonia Oxidation Process and Its Recovery Kinetics	TANG Jia-jia, YU De-shuang, WANG Xiao-xia, <i>et al.</i> (5081)
Suppression and Recovery Characteristics of Pilot-scale ANAMMOX-ASBR System Treating Desulfurization and Denitrification Tailings from Thermal Power Plant	ZHANG Jun, YU De-shuang, WANG Xiao-xia, <i>et al.</i> (5090)
Impact of C/N Ratio on Nitrogen Removal Performance and N ₂ O Release of Granular Sludge CANON Reactor	FU Kun-ming, JIANG Shan, SU Xue-ying, <i>et al.</i> (5101)
Impacts of Sludge Characteristics on Anaerobic Digestion with Microwave Pretreatment and Archaeal Community Structure Analysis	FANG Ping, TANG An-ping, FU Xing-min, <i>et al.</i> (5108)
Determination of Heavy Metal Baseline Values and Analysis of Its Accumulation Characteristics in Agricultural Land in Chongqing	WU Fu-lin, CHEN Li, YI Ting-hui, <i>et al.</i> (5116)
Characteristics of Organochlorine Pesticides (OCPs) in Soil Samples of Hanjiang River Basin, Southeast China	LIU Jia, DING Yang, QI Shi-hua, <i>et al.</i> (5127)
Occurrence and Distribution of the Organophosphate Esters in Soils of Mixed-land Use Area in Chongqing City	YANG Zhi-hao, HE Ming-jing, YANG Ting, <i>et al.</i> (5135)
Degradation of α -HCH in Soil Washing Solutions with nZVI and CaO ₂	YAO Jing-bo, ZHOU Jie, WANG Ming-xin, <i>et al.</i> (5142)
Microbial Communities in Soils of Qingshitang Industrial District in Zhuzhou	SHEN Li, LI Zhen-hua, ZENG Wei-min, <i>et al.</i> (5151)
Effect of Biochar Addition on the Diversity and Interaction of Rhizosphere Fungi in Manure-fertilized Soil	WANG Dan-dan, YANG Ze-ping, ZHAO Yuan, <i>et al.</i> (5163)
Effects of Returning Nitrogen by Biochar Loading on Paddy Growth, Root Morphology, and Nitrogen Use Efficiency	YU Ying-liang, WANG Yue-man, HOU Peng-fu, <i>et al.</i> (5170)
Effect of Particulate Organic Matter on Cadmium Uptake and Transport in Rice	GUO Yi-xuan, ZHAO Xiu-lan (5180)
Effect of Fertilizers on Cadmium Uptake and Accumulation by Sunflowers	CAO Liu, YANG Jun-xing, GUO Jin-jun, <i>et al.</i> (5189)
Accumulation of Heavy Metals in Different Rice Varieties	LIN Xiao-bing, ZHOU Li-jun, WANG Hui-ming, <i>et al.</i> (5198)
Intercropping <i>Arundo donax</i> with Woody Plants to Remediate Heavy Metal-Contaminated Soil	ZENG Peng, GUO Zhao-hui, XIAO Xi-yuan, <i>et al.</i> (5207)
Daily Variation of CO ₂ Flux at Water-Air Interface and Analysis of Its Affecting Factors in a Typical River of the Three Gorges Reservoir	LUO Jia-chen, LI Si-yue (5217)
CH ₄ Emissions Characteristics and Its Influencing Factors in an Eutrophic Lake	SHANG Dong-yao, XIAO Qi-tao, HU Zheng-hua, <i>et al.</i> (5227)
Short-term Effects of Different Grazing Intensities on Greenhouse Gas Fluxes in Semi-arid Grassland	SHEN Yan, SUN Jian-ping, LUO Yu-kun, <i>et al.</i> (5237)
Effects of Plastic Film Mulching Patterns and Irrigation on Yield of Summer Maize and Greenhouse Gas Emissions Intensity of Field	LUO Xiao-qi, ZHANG A-feng, CHEN Hai-xin, <i>et al.</i> (5246)
Effects of Elevated Ozone on Biogenic Volatile Organic Compounds (BVOCs) Emission: A Review	FENG Zhao-zhong, YUAN Xiang-yang (5257)
Research Progress on the Sources of Inorganic Nitrogen Pollution in Groundwater and Identification Methods	DU Xin-qiang, FANG Min, YE Xue-yan (5266)
Mechanisms and Influencing Factors of Antibiotic Removal in Sewage Biological Treatment	ZHANG Xiang-yu, LI Ru-ying, JI Min (5276)