

环境科学

(HUANJING KEXUE)

ENVIRONMENTAL SCIENCE

第39卷 第6期

Vol.39 No.6

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

北京市二次有机气溶胶生成潜势的日变化规律	刘俊, 楚碧武, 贺泓 (2505)
太原冬季 PM _{2.5} 影响霾污染的关键尺度谱特征	杨素英, 余欣洋, 赵秀勇, 李义宇, 孙洪娉, 田芷洁, 李岩, 吴尚, 王梓航 (2512)
盘锦市冬季 PM _{2.5} 水溶性离子特征及来源分析	张蕾, 姬亚芹, 王士宝, 赵静琦, 张军, 李越洋, 张伟 (2521)
广州市天河区 2016 年雨季挥发性有机物污染特征及来源解析	古颖纲, 虞小芳, 杨闻达, 田智林, 李梅, 程鹏 (2528)
热带树木燃烧颗粒物中脱水糖和醋基烯的排放特征	金诚妙, 崔敏, 韩勇, 陈颖军, 唐娇, 李军, 张干 (2538)
天津地区污染天气分析中垂直扩散指标构建及运用	蔡子颖, 韩素芹, 张敏, 姚青, 刘敬乐 (2548)
亚热带农田和林地大气氨湿沉降与混合沉降比较	朱潇, 王杰飞, 沈健林, 肖润林, 王娟, 吴金水, 李勇 (2557)
京津冀地区黄标车政策的总量减排效益评估	卢亚灵, 周佳, 程曦, 张伟, 蒋洪强 (2566)
北京北运河河流生态系统健康评价	顾晓昀, 徐宗学, 刘麟菲, 殷旭旺, 王汨 (2576)
长江武汉段丰水期水体和沉积物中多环芳烃及邻苯二甲酸酯类有机污染物污染特征及来源分析	董磊, 汤显强, 林莉, 郇超, 黎睿, 吴敏 (2588)
福建省敖江下游抗生素抗性基因分布特征	张丹丹, 郭亚平, 任红云, 周昕原, 黄福义, 张炯 (2600)
三峡库区支流河口沉积物重金属分布特征及风险评价	方志青, 陈秋禹, 尹德良, 王志康, 孙涛, 王永敏, 谢德体, 王定勇 (2607)
三峡水库蓄水至 175 m 后干流沉积物理化性质与磷形态分布特征	潘婊娟, 黎睿, 汤显强, 夏振尧, 李青云, 杨文俊, 许文年 (2615)
基于水化学和稳定同位素的白洋淀流域地表水和地下水硝酸盐来源	孔晓乐, 王仕琴, 丁飞, 梁慧雅 (2624)
天目湖沙河水库热分层变化及其对水质的影响	孙祥, 朱广伟, 笄文怡, 余茂蕾, 杨文斌, 朱梦圆, 许海, 国超旋, 余丽, 李恒鹏, 李慧赞 (2632)
重庆雪玉洞滴水水文地球化学时空变化特征及其环境意义	曾泽, 蒋勇军, 吕现福, 曾思博, 胡刘焯, 雷佳琪 (2641)
岩溶地表河旱季有色溶解有机质组成及来源: 以金佛山碧潭河为例	刘跃, 贺秋芳, 刘宁坤, 刘九雄, 王正雄, 段世辉 (2651)
托来河流域不同海拔降水稳定同位素的环境意义	李永格, 李宗省, 冯起, 肖莲桂, 吕越敏, 桂娟, 袁瑞丰, 张百娟 (2661)
五里峡水库初级生产力对水气界面二氧化碳和甲烷排放速率时空变化的影响	彭文杰, 李强, 宋昂, 靳振江 (2673)
西南山区典型河道型水库藻类功能群时空演替特征及其影响因素: 以紫坪铺水库为例	张耀文, 李洪, 李嘉, 宋洋, 张陵蕾, 李永, 蒲迅赤, 黄文典 (2680)
四明湖水库浮游植物功能类群的季节演替及其影响因子	郑诚, 陆开宏, 徐镇, 郑志明, 朱津永 (2688)
营养盐添加对水华蓝藻——卵孢金胞藻生长和竞争影响的原位实验	王梦梦, 张伟, 张军毅, 尚光霞, 杜彩丽, 王丽卿 (2698)
植物配置与进水碳氮比对沉水植物塘水质净化效果的影响	刘森, 陈开宁 (2706)
江汉平原水稻季灌排单元沟渠中氮磷变化特征及其环境风险	华玲玲, 张富林, 翟丽梅, 刘宏斌, 范先鹏, 王洪媛 (2715)
冀西北典型北方小城镇污水处理厂中抗生素的分布和去除	柴玉峰, 张玉秀, 陈梅雪, 王瑞, 柳蒙蒙, 郑嘉熹, 魏源送 (2724)
臭氧-粉末炭联用作为预处理缓解膜污染的效果与机制	董秉直, 高昊旸, 胡孟柳 (2732)
中试 SAD-ASBR 系统处理含盐废水的启动与工艺特性	于德爽, 唐佳佳, 张军, 王晓霞, 赵红, 韩长民, 孙捷 (2740)
海藻酸钙/聚 N-异丙基丙烯酰胺半互穿网络凝胶球的除磷性能	曾学阳, 骆华勇, 张耀坤, 荣宏伟, 曾子君, 钟广汇 (2748)
玉米淀粉废水短程硝化快速启动及其稳定性	龙北生, 刘迅雷, 刘红波, 杨靖新, 袁树森 (2756)
硝化细菌的培养及包埋固定化中试	杨宏, 胡银龙 (2763)
不同运行策略下厌氧氨氧化的脱氮性能	安芳娇, 彭永臻, 董志龙, 邵兆伟, 赵智超, 黄剑明, 陈永志 (2770)
高含固污泥厌氧消化中蛋白质转化规律	詹瑜, 施万胜, 赵明星, 许之扬, 阮文权, 宋联, 朱葛 (2778)
污泥富磷堆肥前后重金属赋存形态及释放能力变化	李玉, 方文, 祁光霞, 魏勇红, 刘建国, 李润东 (2786)
丝状菌污泥膨胀对脱氮除磷功能菌群的影响	高晨晨, 游佳, 陈轶, 郑兴灿, 尚巍, 张文安 (2794)
同步去除并富集磷酸盐生物膜驯化过程中微生物种群分析	孟璇, 潘杨, 章豪, 廖恒弘, 徐林建, 冯鑫, 单捷 (2802)
四环素对人工粪堆好氧堆肥过程及微生物群落演替的影响	时红蕾, 王晓昌, 李倩, 刘源 (2810)
长期定位有机物还田对关中平原夏玉米-冬小麦轮作土壤 NO 排放的影响	袁梦轩, 王晋峰, 谭跃慧, 魏静, 杨学云, 顾江新 (2819)
菌渣还田量对紫色水稻土净温室气体排放的影响	祁乐, 高明, 周鹏, 王富华, 高泳钦, 陈仕奇, 吴思琪, 邓静霖, 文婷 (2827)
¹³ C 脉冲标记法定量冬小麦光合碳分配及其向地下的输入	孙昭安, 陈清, 韩笑, 吴文良, 孟凡乔 (2837)
西南喀斯特区植被恢复对土壤氮素转化通路的影响	杨怡, 欧阳运东, 陈浩, 肖孔操, 李德军 (2845)
江苏海岸带土壤重金属来源解析及空间分布	吕建树, 何华春 (2853)
黄河下游典型区域土壤重金属来源解析及空间分布	于元赫, 吕建树, 王亚梦 (2865)
典型小城市土壤重金属空间异质性及其风险评价: 以临安市为例	郑晴之, 王楚栋, 王诗涵, 林于也, 赵科理, 吴东涛, 傅伟军 (2875)
西南某铅锌矿区农田土壤重金属空间主成分分析及生态风险评价	周艳, 陈楠, 邓绍坡, 王金忠, 张胜田, 龙涛, 李群, 林玉锁, 吴运金 (2884)
典型山核桃产区土壤重金属空间异质性及其风险评价	张红桔, 赵科理, 叶正钱, 许斌, 赵伟明, 顾晓波, 张华锋 (2893)
生物炭添加对湿地植物生长及氧化应激响应的影响	黄磊, 陈玉成, 赵亚琦, 肖广全, 杨志敏 (2904)
厌氧条件水稻土铁对砷释放的影响	王欣, 钟松雄, 陈志良, 何宏飞, 董家华, 陈晓丽 (2911)
矿业活动影响稻田土壤和稻米中重金属含量及健康风险	田美玲, 钟雪梅, 张云霞, 余元元, 庞瑞, 周浪, 宋波 (2919)
硅酸钙和生物腐殖肥复配对葱生长和镉吸收的影响	刘德玲, 尹光彩, 陈志良, 林亲铁, 刘千钧, 钟松雄, 黄玲, 张建强 (2927)
吉林四平设施土壤和蔬菜中重金属的累积特征	李莲芳, 朱昌雄, 曾希柏, 李红娜, 叶婧, 李峰, 吴翠霞 (2936)
喷施锌肥对油菜镉锌生物可给性的影响	王林, 谷朋磊, 李然, 徐应明, 孙约兵, 梁学峰, 代晶晶 (2944)
贵州草海底栖动物汞分布及其对沉积物汞的响应特征	许议元, 曾玲霞, 何天容, 陈梦瑜, 钱晓莉, 李振吉 (2953)
废旧轮胎翻新过程中多环芳烃排放及健康风险	付建平, 赵波, 黎玉清, 刘沙沙, 尹文华, 黄锦琼, 周长风, 张素坤, 贺德春, 韩静磊 (2963)
县级尺度的重庆市碳排放时空格局动态	孙秀峰, 施开放, 吴健平 (2971)
颗粒尺寸对纳米氧化物环境行为的影响	严玉鹏, 唐亚东, 万彪, 王小明, 刘凡, 冯雄汉 (2982)
防晒剂的海洋环境行为与生物毒性	朱小山, 黄静颖, 吕小慧, 杜永芬, 蔡中华 (2991)
《环境科学》征订启事 (2527)	《环境科学》征稿简则 (2723)
信息 (2826, 2852, 2910)	

中试 SAD-ASBR 系统处理含盐废水的启动与工艺特性

于德爽¹, 唐佳佳¹, 张军¹, 王晓霞^{1*}, 赵红², 韩长民², 孙捷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 ASBR(530 L) 接种 A²/O 厌氧污泥, 考察了厌氧氨氧化 (ANAMMOX) 的启动及其与反硝化耦合处理含盐废水的脱氮特性, 并对菌群结构进行了分析. 结果表明, 温度 35℃ ± 1℃、反应时间为 14 h, 160 d 可实现 ANAMMOX 的成功启动. 稳定运行阶段, ANAMMOX 与反硝化耦合 (SAD) 使得总氮 (TN) 去除率和去除负荷分别达 91.1% 和 0.45 kg·(m³·d)⁻¹; 污泥呈浅红色颗粒状, 厌氧氨氧化菌为优势菌, 且主要菌属为 *Candidatus Brocadia* (10.6%). 此外, 采用按梯度逐步提高盐度的驯化方式, 可实现 SAD 对高盐 (Cl⁻ 浓度 8 000 mg·L⁻¹) 模拟火电厂废水的高效脱氮除碳, COD 和 TN 去除率分别达 93.2% 和 90.0%. 推测 SAD 中反硝化主要为 NO₃⁻-N → N₂, 部分反硝化 (NO₃⁻-N → NO₂⁻-N) 仅占 30.3%.

关键词: 含盐废水; 厌氧序批式反应器 (ASBR); 厌氧氨氧化 (ANAMMOX); 反硝化; 厌氧氨氧化耦合反硝化 (SAD)

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2018)06-2740-08 DOI: 10.13227/j.hjkk.201710101

Start-up and Process Characteristics of Simultaneous ANAMMOX and Denitrification (SAD) in a Pilot-scale Anaerobic Sequencing Batch Reactor (ASBR)

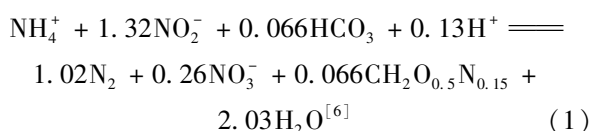
YU De-shuang¹, TANG Jia-jia¹, ZHANG Jun¹, WANG Xiao-xia^{1*}, ZHAO Hong², HAN Chang-min², SUN Jie²

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

Abstract: A pilot scale anaerobic sequencing batch reactor (ASBR, working volume 530 L), inoculated by anaerobic sludge from an A²O process, was developed to investigate the start-up of anaerobic ammonia oxidation (ANAMMOX) and its combination with denitrification for deep-level nitrogen removal from saline wastewater. Simultaneously, the flora structure was analyzed. Results showed that under the conditions of temperature 35℃ ± 1℃ and reaction time 14 h, ANAMMOX was successfully started-up after 160 days of operation. During the stabilized operation stage, ANAMMOX coupled with denitrification (SAD) led to a total nitrogen (TN) removal efficiency and removal rate of 91.1% and 0.45 kg·(m³·d)⁻¹, respectively. The successful cultivated sludge formed granules and presented as a light red color, with the main bacteria genus being *Candidatus Brocadia* (10.6%). Additionally, high efficiency nitrogen and organic carbon removal (COD and TN removal efficiency of 93.2% and 90.0%, respectively) from wastewater simulating desulfurization and denitrification tailings with high salinity (Cl⁻ concentration of 8000 mg·L⁻¹) was achieved in the SAD system by gradually increasing the salinity gradient. Moreover, the denitrification in SAD was mostly NO₃⁻-N → N₂, with partial denitrification (NO₃⁻-N → NO₂⁻-N) accounting for only 30.3%.

Key words: saline wastewater; anaerobic sequencing batch reactor (ASBR); anaerobic ammonia oxidation (ANAMMOX); denitrification; simultaneous ANAMMOX and denitrification (SAD)

厌氧氨氧化 (ANAMMOX) 是指在厌氧条件下, 厌氧氨氧化菌 (AnAOB) 以 NO₂⁻ 作为电子受体, 直接将 NH₄⁺ 氧化为 N₂ 的过程 [(式 1)]. 因其无需有机碳源、运行费用低、脱氮负荷高、占地小等优点, 被公认为目前最经济有效的生物脱氮工艺之一^[1,2]. 但目前, 厌氧氨氧化主要用于垃圾渗滤液、污泥消化液等高氨氮废水的处理过程^[3~5], 将 ANAMMOX 用于处理火电厂脱硫脱硝尾液等高盐度、高氨氮废水的中试试验研究尚未见报道.



火电厂脱硫脱硝尾液具有高氨氮、低 C/N 比、高盐度 (主要为 Cl⁻) 的特点, 是目前较难处理的一种废水 (表 1 为南京某火电厂脱硫脱硝废水的主要水质检测结果, 经过三联箱初步处理, 废水中重金属等物质含量较低). 针对该水质特点, 可采用短程硝化、厌氧氨氧化与反硝化等组合工艺的方式来降低废水中氨氮浓度^[7,8]. 对于其核心工艺厌氧氨

收稿日期: 2017-10-16; 修订日期: 2017-11-30

基金项目: 国家自然科学基金项目 (51478229); 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: 于德爽 (1964 ~), 男, 博士, 教授, 主要研究方向为水污染控制, E-mail: qdydsh@163.com

* 通信作者, E-mail: elainewangxx@163.com

氧化技术, 国内研究者^[9]通过分析香港某大型火电厂脱硫脱硝尾液的工程实践, 总结该工程的经验方法, 并通过理论分析探讨了厌氧氨氧化技术处理火电厂脱硫脱硝废水的可行性. 但有关厌氧氨氧化组合工艺处理模拟火电厂脱硫脱硝尾液等高盐高氨氮废水的长期运行特性, 尚未见研究报道.

表 1 某火电厂脱硫脱硝尾液主要水质特性

Table 1 Water quality of desulfurization and denitrification tailings		
项目	浓度范围/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	平均浓度/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$
NH_4^+-N	194.3 ~ 238.7	212.2
COD	83.2 ~ 108.3	93.4
Cl^-	$(0.7 \sim 1.0) \times 10^4$	8.1×10^3
C/N	0.4 ~ 0.8	0.5
SO_4^{2-}	$(1.1 \sim 1.5) \times 10^3$	1.2×10^3
Hg	0.01 ~ 0.02	0.014
Cr	0.2 ~ 0.3	0.22
Cd	0.1 ~ 0.2	0.14

本文以模拟火电厂脱硫脱硝尾液为处理对象, 采用中试规模的 ASBR 反应器, 通过接种 A^2O 工艺厌氧污泥, 实现了厌氧氨氧化耦合反硝化(SAD)的启动和稳定运行, 并研究了该系统稳定运行后的氮去除特性及功能菌群的变化情况. 考虑到启动时间长是厌氧氨氧化耦合工艺推广的重要障碍之一, 而且在逆境条件下(如高盐度)的启动时间则更长^[10]. 因此, 本研究采用先以无盐条件实现 SAD-ASBR 系统的启动, 后采用逐步盐度驯化的方式实现其处理高盐度模拟火电厂废水的高效脱氮, 以期为厌氧氨氧化组合工艺处理实际火电厂脱硫脱硝废水及其工程应用提供理论基础和技术支撑.

1 材料与方法

1.1 试验装置

本试验采用一座 ASBR 以实现 SAD 的启动和高效运行. 反应器使用有机玻璃制作而成, 总体积为 700 L, 有效体积 530 L, 采用厌氧间歇式运行, 短期内不排泥. 反应器每天运行一个周期, 运行工序为:进水 30 min, 反应 14 h, 静置沉淀 3 h, 排水 30 min(排水比为 62.3%). 反应器内置搅拌器, 表面用黑布包裹, 减少光线对厌氧氨氧化活性污泥造成的负面影响, 其结构和现场安装图如图 1 所示. 此外, 进水箱安装加热装置使进水温度维持在 $35^\circ\text{C} \pm 1^\circ\text{C}$, 反应器进水 pH 值维持在 7.5 ± 0.2 .

1.2 试验废水和接种污泥

试验采用人工配置的模拟废水, 配水具体组成成分为: KH_2PO_4 $20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 107

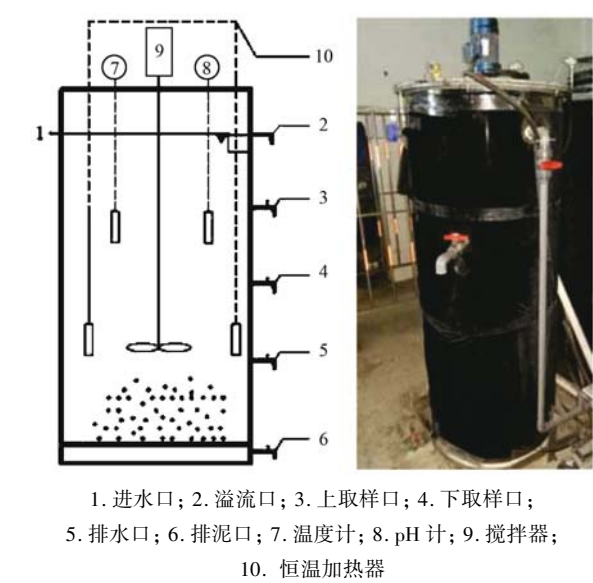


图 1 ASBR 反应器装置及现场安装示意

Fig. 1 Experimental device and field installation diagram of the ASBR

$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ $45 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, KHCO_3 $1.25 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$; 微量元素浓缩液 I ($1 \text{ mL}\cdot\text{L}^{-1}$)^[11]: 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 $0.014 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ $0.99 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ $0.25 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ $0.43 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ $0.19 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{Na}_2\text{MoO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ $0.22 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ $0.24 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{NaSeO}_4 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$ $0.21 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$. COD 以葡萄糖提供, 浓度约 $95 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; 另外 NH_4^+-N 、 NO_2^--N 和盐度分别由 NH_4Cl 、 NaNO_2 和 NaCl 按需提供.

接种污泥取自某市污水处理厂 A^2O 工艺厌氧池, 接种后反应器内活性污泥浓度为 $7.2 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$, SV% 为 30%.

1.3 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:便携式 pH 计(WTW, 德国); 紫外/可见分光光度计:UV-5200(上海元析仪器有限公司, 中国); 分子生物学分析方法:16S rRNA 高通量测序技术, 扫描电镜(SEM).

2 结果与讨论

2.1 中试 SAD 的启动及其脱氮性能

中试 ASBR 运行期间, 反应器进水(通过调控初始 NH_4^+-N 和 NO_2^--N 浓度比例约 1:1.32)、出水

$\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度变化及负荷去除见图2. 根据系统脱氮性能的变化, 可以将整个运行过程分为5个阶段, 即: 菌体自溶阶段a、活性迟滞阶段b、活性提高阶段c、负荷提高阶段d及稳定运行阶段e^[13].

ANAMMOX是实现SAD-ASBR系统高效脱氮的关键. 考虑到ANAMMOX启动初期, 氨氮和亚硝态氮去除率低, 容易造成水中的游离氨浓度过高, 影响菌种活性^[14]. 所以, 本研究启动初期(1~140 d), 采用低基质浓度进水的方式(反应初始 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度分别维持在约 $60\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $80\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)以实现ANAMMOX的快速启动. 菌体自溶阶段(1~10 d), 系统脱氮性能较差, 总氮(TN)去除率和去除负荷(NRR)仅分别为10.1%和 $0.02\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$. $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 去除不稳定, 尤其是在反应器运行的前4d, 出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度高于进水, 这是因为活性污泥中的部分微生物不适应新环境发生菌体自溶现象, 释放出有机氮. 反应器运行的5~10 d, 系统 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除量稍有增加, 且出水浓度逐渐低于进水浓度; 同时, $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 去除量和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 生成量逐渐增加.

活性迟滞阶段(11~140 d), 反应器保持较低的氮去除性能, 系统TN去除率平均仅为15.3%. 在第65~85 d, 为缩短ANAMMOX启动时间, 将进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度分别提高约 $30\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和40

$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 系统TN去除率依然维持在较低水平, 说明提高进水基质浓度对AnAOB活性的提高几乎无影响. 在第85 d, 进水基质浓度恢复至原水水平($\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度分别约为 $60\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $80\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), 系统TN去除率依然维持在15%左右.

活性提升阶段(141~160 d), 系统 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率由30.9%逐渐升高至98.7%, 出水 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度随之呈现逐渐增长的趋势, 由第141 d时的 $4.1\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 增长到第160 d时 $10.6\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 此外, 该阶段系统 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的去除率由14.8%逐渐升高至94.2%. 说明反应器中AnAOB已占据主导地位.

负荷提高阶段(161~190 d), 将进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度逐步提高至约 $140\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $180\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 系统TN去除率出现明显下降的趋势, 由第160 d时的88.5%逐渐下降, 最低达到40.2%; 而当两者浓度恢复至 $120\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $150\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 后, 两者出水浓度也随之迅速降低, TN去除率也恢复至90%以上. 说明本试验条件下高进水基质浓度($140\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $180\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)会对AnAOB的活性产生抑制, 但可以通过降低进水浓度的方式实现其快速恢复. 此外, 稳定运行阶段(191~220 d), 系统 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 平均去除率分别为99.5%和98.9%, 系统TN去除率、TN容积负荷(NLR)和NRR分别为91.1%、 $0.49\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 和 $0.45\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$.

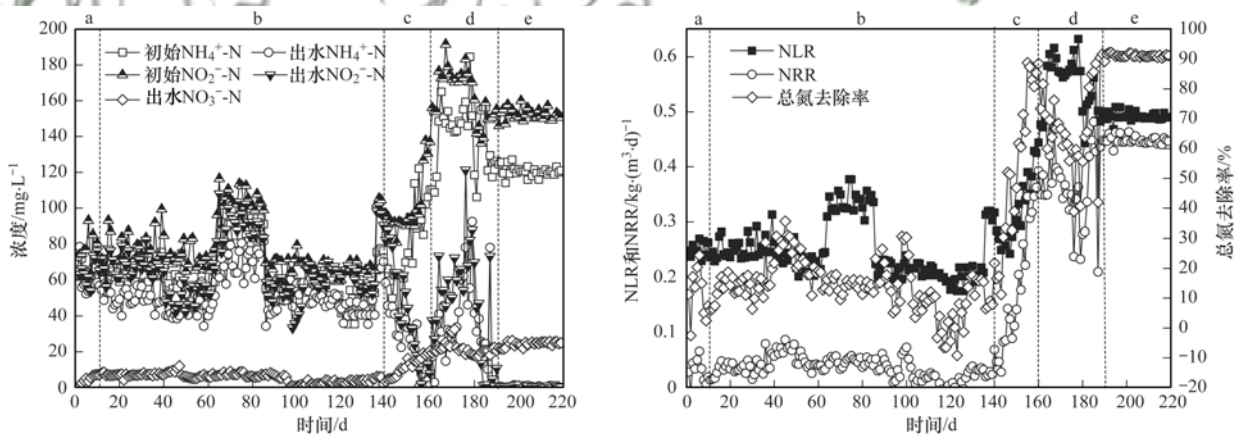


图2 SAD启动和活性稳定阶段基质浓度、NLR、NRR和TN去除率变化情况

Fig. 2 Variation of substrate concentration, NLR, NRR, and TN removal efficiency during the SAD start-up and activity stabilization stage

厌氧氨氧化反应器由于接种污泥、操作条件和反应器类型的不同, 启动时间和脱氮性能存在较大差异. 间刚等^[15]以絮状硝化污泥分别接种于MBR和ABR反应器中, 启动周期分别为90 d和111 d, 总氮去除速率分别为 $0.098\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{L})^{-1}$ 和 $0.089\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{L})^{-1}$; 唐崇俭等^[16]以混合污泥接种于一座

总容积 2.5 m^3 的厌氧氨氧化反应器, 经过255 d后成功完成了启动试验, 成功启动的厌氧氨氧化反应器NRR为 $1.3\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{L})^{-1}$. 本试验耗时160 d启动了中试厌氧氨氧化反应器, 稳定阶段反应器NRR为 $0.45\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$, 说明ASBR反应器可以实现中试规模厌氧氨氧化工艺的快速启动, 并且在稳定

运行阶段能够保持高效的脱氮效率.

2.2 中试 ANAMMOX 基质转换特性及其与反硝化耦合脱氮机制

$\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 按比例稳定的去除是 ANAMMOX 工艺稳定运行的关键. 通常由于反应器结构、条件、初始污泥源等的差异, 不同 ANAMMOX 反应器中去除 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的比值有明显差异^[17~20]. 不少研究者根据反应器运行过程中基质氮去除的化学计量比值与 ANAMMOX 反应理论比值的接近程度来佐证反应器的成功启动.

由图 3 可知, 菌体自溶阶段(1~10 d)反应器中厌氧氨氧化反应均较为微弱, 出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度高于进水, $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 消耗量与 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 消耗量的比值出现负值; 活性停滞阶段(11~140 d)以及活性提升阶段(141~160 d), $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 开始以一定比例同步去除. 稳定运行阶段(191~220 d), 反应器中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 消耗量/ $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 消耗量/ $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 生成量平均分别为 1:1.26:0.09, 其均接近于理论值 1:1.32:0.26. 说明该阶段反应器中 ANAMMOX 均为主导反应. 但由于 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 生成量与 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 消耗量之比远低于理论值, 说明反应器内存在反硝化脱氮过程. $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 消耗量与理论值相同, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 生成量却较理论值低 0.17, 说明系统中存在反硝化.

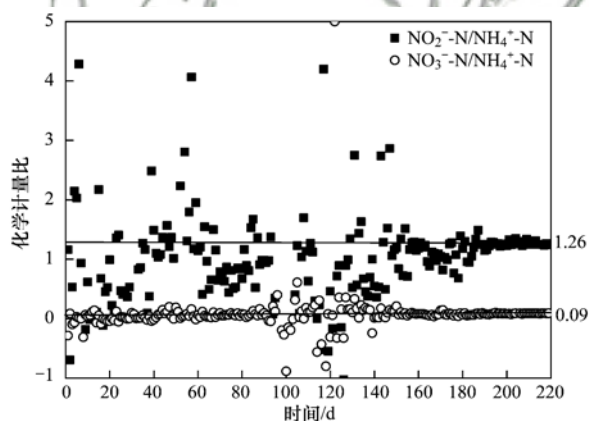


图 3 SAD 启动和活性稳定阶段基质转换比例变化

Fig. 3 Variation of substrate conversion ratio during the SAD start-up and activity stabilization stage

为进一步分析系统的脱氮机制, 研究了 ASBR 运行第 210 d 典型周期内 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和 COD 浓度变化情况(图 4). 从图 4 可以看出, 反应器中的 COD 逐渐被消耗, 初始 COD 浓度从 $53.3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 逐渐降至 $7.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 此外, 反应器运行 12.5 h 后, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 反应完全无剩余, 但 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 仍有剩余($7.3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$); 两者在反应器运行 13 h 后得

到完全去除, 其去除量 $\Delta\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\Delta\text{NO}_2^-\text{-N}$ 分别为 $121.1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $153.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

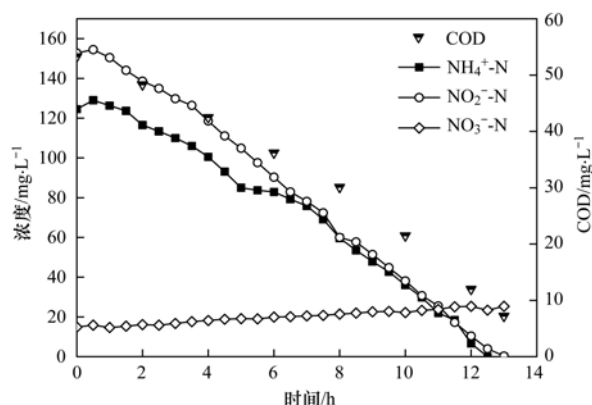


图 4 反应器典型周期内基质浓度变化(第 210 d)

Fig. 4 Substrate variation in a typical operation cycle on day 210 of the reactor operation

此外, 整个反应周期内, COD 消耗量(ΔCOD , $46.1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)接近于理论值:

$$\begin{aligned} & [\Delta\text{NH}_4^+\text{-N} \times 0.26 - \Delta\text{NO}_3^-\text{-N} - (\Delta\text{NH}_4^+\text{-N} \times \\ & 1.32 - \Delta\text{NO}_2^-\text{-N})] \times 2.86 + (\Delta\text{NH}_4^+\text{-N} \times \\ & 1.32 - \Delta\text{NO}_2^-\text{-N}) \times (2.86 - 1.71) \\ & = [121.1 \times 0.26 - 10.0 - (121.1 \times 1.32 - \\ & 153.2)] \times 2.86 + (121.1 \times 1.32 - 153.2) \times 1.11 \\ & = 49.7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1} \end{aligned}$$

式中, 2.86 和 1.71 分别为单位 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 反硝化为氮气所需要的 COD 量, 单位(以 N/COD 计)为 $\text{mg}\cdot\text{mg}^{-1}$, 推测了反应器中存在的反硝化过程主要为全程反硝化($\text{NO}_3^-\text{-N} \rightarrow \text{N}_2$), 且其占反硝化的比例为 69.7%; 而部分反硝化($\text{NO}_3^-\text{-N} \rightarrow \text{NO}_2^-\text{-N}$)占反硝化的比例仅为 30.3%.

2.3 系统启动过程中污泥性状与菌群结构

污泥颜色的变化也反映了反应器中菌群结构的转变. ASBR 反应器启动过程中, 污泥的颜色变化逐渐由深色变为黄棕色, 再进一步变浅, 最后逐渐出现砖红色, 并有肉眼可辨的红色颗粒(图 5). 利用扫描电镜观察可见, 反应器内的优势菌呈椭球状外形的菌体, 呈经典的火山口状, 且大量的球状菌黏聚成菌胶团, 与其他研究者发现的厌氧氨氧化菌的结构形态类似^[21~25].

采用 16S rRNA 高通量测序技术对本试验 ASBR 反应器内的活性污泥菌群结构进行了分析. 分析结果显示: 反应器成功启动后(第 210 d), 主要厌氧氨氧化菌属为 *Candidatus Brocadia*, 其菌种丰度如图 6 所示. 据报道^[26~28], 已经检测出的厌氧氨

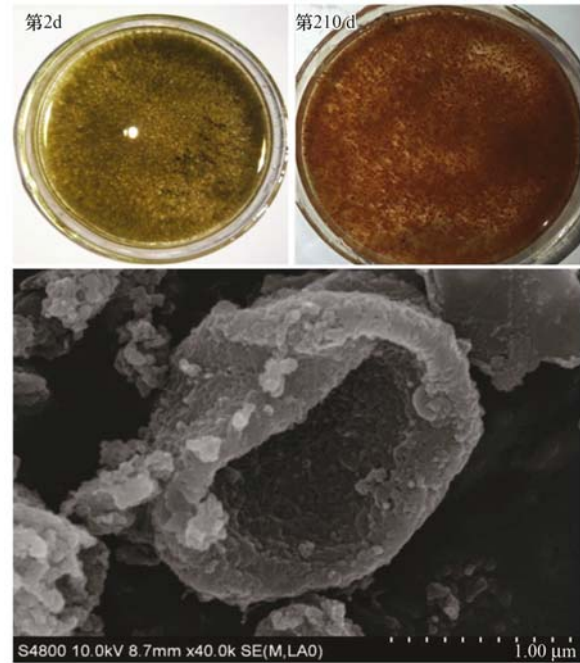


图 5 反应器污泥照片及 SEM 图

Fig. 5 Sludge photos and scanning electron microscope pictures of the reactor

氧化菌主要有 6 个属, 而本研究反应器内 *Candidatus Brocadia* 和 *Candidatus Jettenia* 的丰度分别是 10.6% 和 0.6%, 占总丰度的 11.2%, 相似性均在 99% 以上. 此外, 本研究成功启动后的中试 SAD-ASBR 系统中 AnAOB 和其它异养细菌共存, 但其共存特性或竞争机制仍需进一步的试验研究.

2.4 中试 SAD-ASBR 处理含盐废水的运行特性及其脱氮除碳性能

高盐度 (Cl^- 浓度) 是生物处理的重大障碍之一. 本研究后续试验过程中基于 SAD 成功启动后具有的高效脱氮性能, 通过不同盐度影响因素研究, 考察其处理含盐废水的可行性. 以期为厌氧氨氧化耦合工艺处理实际火电厂废水的试验研究和工

程应用提供依据. 不同 Cl^- 浓度条件下, 反应器进水 (通过调控初始 NH_4^+ -N 和 NO_2^- -N 浓度比例约 1:1.32)、出水 NH_4^+ -N、 NO_2^- -N 和 NO_3^- -N 浓度及 COD 和 TN 去除率变化情况见图 7.

由图 7 可知, 当 Cl^- 浓度为 $2\,000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $4\,000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 即 221 ~ 234 d, 反应器平均出水 NH_4^+ -N 和 NO_2^- -N 浓度分别为 $2.1\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $0.9\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 出水 NO_3^- -N 浓度稳定维持在 $22\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右, 系统 TN 去除率高达 89.4%. 与盐度试验前相比 (TN 去除率 91.1%), 说明该阶段 Cl^- 浓度几乎未影响厌氧氨氧化菌的脱氮性能.

当 Cl^- 浓度提高至 $6\,000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时 (235 ~ 280 d), 系统脱氮性能先降低后逐渐恢复到原有水平. 在第 251 d 时, 反应器出水 NH_4^+ -N 和 NO_2^- -N 浓度分别高达 $90.9\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $118.8\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 出水 NO_3^- -N 浓度降至 $12.4\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 系统 TN 去除率仅为 24.5%; 而在此后的 252 ~ 280 d, 反应器出水 NH_4^+ -N 和 NO_2^- -N 浓度逐渐降至 $0.5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $2.1\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 同时 TN 去除率恢复至 89.5%. 说明淡水培养的 AnAOB 是非嗜盐菌, 但是可以通过逐步驯化的方式提高其对盐度的适应性. 有报道指出非嗜盐菌最佳生长盐浓度为小于 11.7‰^[8], 本研究发现, 对于厌氧氨氧化菌当 Cl^- 浓度为 $6\,000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (盐度约 10‰) 时, 活性已经受到很大程度影响, 此浓度可能为厌氧氨氧化菌的盐度驯化临界点.

第 281 ~ 295 d, 当 Cl^- 浓度进一步提高至 $8\,000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 反应器脱氮性能得到稳定维持, TN 去除率平均达 90.1%. 该阶段反应器出水 NH_4^+ -N 和 NO_2^- -N 浓度分别为 $0.5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $0.9\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

此外, 从图 7 可以看出, 随着 Cl^- 浓度的提高, 反应器 COD 去除率稳定保持在 90% 左右, 但 TN 去除率呈现先降低后逐渐升高的趋势. 说明盐度的提

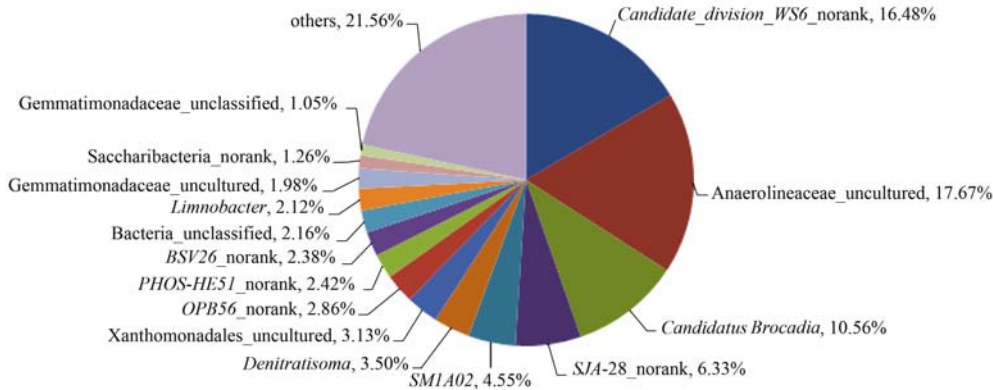


图 6 反应器活性污泥细菌种类及含量分布 (第 210 d)

Fig. 6 Bacterial species and content distribution on day 210 of the reactor operation

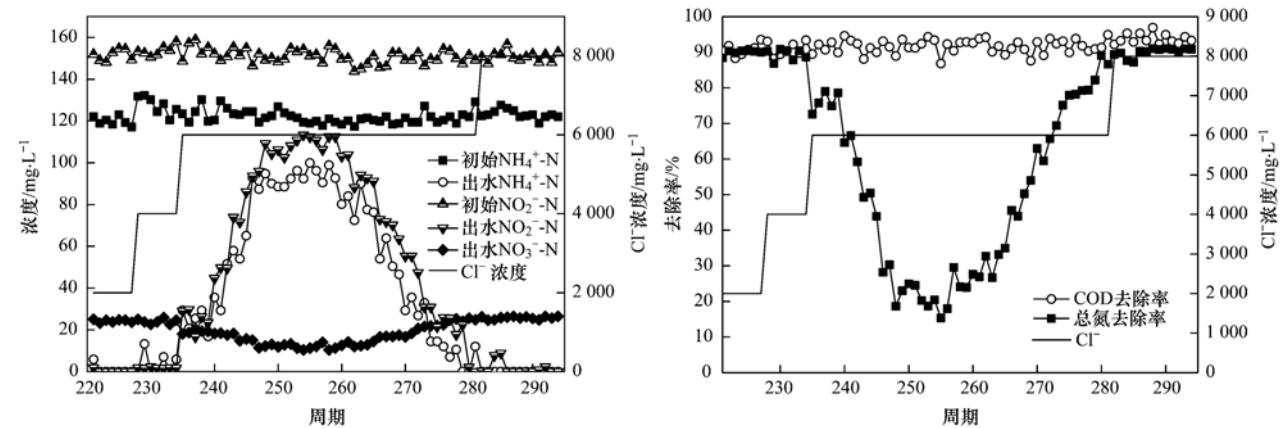


图7 不同Cl⁻浓度条件下基质浓度与COD和TN去除率变化情况

Fig. 7 Variation of substrate concentrations and COD and TN removal efficiencies with different Cl⁻ concentrations

高几乎未影响反硝化菌的活性,但AnAOB活性则先受到抑制后逐渐恢复.反硝化菌较AnAOB更能承受高盐条件.从图7中可以看出,当Cl⁻浓度为6 000 mg·L⁻¹时,COD去除率有少许的提高,其原因可能在于AnAOB活性的降低,使得反硝化菌能够进行充足的完全反硝化,从而提高COD去除量.因此,采用按梯度逐步提高盐度的驯化方式,可以实现SAD-ASBR系统对模拟火电厂脱硫脱硝尾气的高效脱氮.但厌氧氨氧化耦合工艺处理实际火电厂脱硫脱硝尾液的脱氮特性仍需要进一步的试验研究.

2.5 不同盐度对SAD-ASBR系统内脱氮功能菌活性的影响

为进一步分析中试SAD不同盐度驯化过程中

的脱氮除碳机制及AnAOB与反硝化菌的反应活性,研究了不同Cl⁻浓度条件下反应器运行第227、234、255和294 d反应周期内NH₄⁺-N、NO₂⁻-N、NO₃⁻-N和COD变化量情况(表2).

从表2可以看出,当Cl⁻浓度为2 000、4 000和8 000 mg·L⁻¹时,NH₄⁺-N去除量稳定维持在120 mg·L⁻¹左右,且NO₂⁻-N去除量均小于ANAMMOX过程理论NO₂⁻-N消耗量,NO₃⁻-N生成量均小于ANAMMOX过程理论NO₃⁻-N生成量.说明ANAMMOX过程产生的NO₃⁻-N,一部分通过部分反硝化转化为NO₂⁻-N,补充其所需的反应基质NO₂⁻-N,另一部分则通过完全反硝化过程转化N₂而得以去除(其比例均在70%左右).

表2 不同Cl⁻浓度SAD-ASBR系统4个反应周期内基质浓度变化量

Table 2 Substrate variation in four reaction cycles of the SAD-SBR system with different Cl ⁻ concentrations										
天数/d	去除量/mg·L ⁻¹			NO ₃ ⁻ -N 生成量 /mg·L ⁻¹	ANAMMOX 过程理论 变化量/mg·L ⁻¹		NO ₃ ⁻ 转化量 (NO ₂ ⁻) /mg·L ⁻¹	NO ₂ ⁻ 转化量 (N ₂) /mg·L ⁻¹	COD 理论 消耗量 /mg·L ⁻¹	全程反硝化 所占比例/%
	COD	NH ₄ ⁺ -N	NO ₂ ⁻ -N		NO ₂ ⁻ -N	NO ₃ ⁻ -N				
227	50.2	117.1	149.3	10.3	154.6	30.4	20.2	14.9	47.8	73.9
234	55.2	119.84	152.4	10.5	158.2	31.2	20.6	14.8	48.2	71.8
255	50.3	17.1	45.7	2.7	22.6	4.4	1.7	24.8	44.4	—
294	52.1	122	154	10.5	161.0	31.7	21.3	14.2	47.9	66.9

当Cl⁻浓度为6 000 mg·L⁻¹时,NH₄⁺-N去除量仅为17.1 mg·L⁻¹,但NO₂⁻-N去除量明显大于ANAMMOX过程理论NO₂⁻-N消耗量(45.7 mg·L⁻¹ > 22.6 mg·L⁻¹),同时NO₃⁻-N生成量小于ANAMMOX过程理论NO₃⁻-N生成量(2.7 mg·L⁻¹ < 4.4 mg·L⁻¹).说明在该盐度条件下,由于AnAOB活性受到抑制,使得进水NO₂⁻-N剩余(高达112.1 mg·L⁻¹),从而未表现出ANAMMOX产物NO₃⁻-N向NO₂⁻-N转化的过程以补充其所需的反应基质

NO₂⁻-N.进水中的部分NO₂⁻-N和ANAMMOX过程产生的NO₃⁻-N主要通过反硝化过程得以去除.

此外,不同Cl⁻浓度条件,COD去除量均接近于其理论消耗量,且反硝化过程去除的NO₂⁻-N和NO₃⁻-N总量均维持在20 mg·L⁻¹左右,进一步证明了该耦合系统在不同盐度驯化过程中的脱氮除碳途径,也解释了Cl⁻浓度由2 000 mg·L⁻¹提高到8 000 mg·L⁻¹时,系统脱氮除碳性能的变化情况.高Cl⁻浓度几乎未影响反硝化菌的脱氮特性,但AnAOB

的活性在 Cl^- 浓度为 $6\,000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时受到明显抑制,且其可以通过逐步且长期的驯化方式恢复其反应活性。

3 结论

(1) 处理模拟火电厂脱硝尾液的中试 ASBR 反应器,通过接种 A^2O 厌氧污泥,可实现 SAD 的成功启动(160 d)。反应器稳定运行阶段, TN 去除率和 NRR 平均达 91.1% 和 $0.45\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 。

(2) 成功启动后系统基质浓度化学计量比为 $1.0:1.26:0.09$, ANAMMOX 为主导反应,但同时存在的反硝化过程[其中全程反硝化($\text{NO}_3^- - \text{N} \rightarrow \text{N}_2$) 约占 69.7%, 部分反硝化($\text{NO}_3^- - \text{N} \rightarrow \text{NO}_2^- - \text{N}$) 仅为 30.3%] 不仅可实现 ANAMMOX 产物 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的深度去除,并可为 ANAMMOX 提供反应基质 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 。

(3) 成功启动后的反应器活性污泥呈浅红色颗粒状,主要菌属为 *Candidatus Brocadia* (丰度为 10.6%), AnAOB 为优势均属。

(4) 采用按梯度逐步提高盐度(Cl^- 浓度)的驯化方式, AnAOB 在经历盐度驯化临界点(Cl^- 浓度为 $6\,000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) 后,可在 Cl^- 浓度为 $8\,000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的高盐条件下实现对模拟火电厂脱硫脱硝尾液的高效脱氮,其 COD 和 TN 去除率平均达 93.2% 和 90.0%。

参考文献:

- [1] 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.
- [2] 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.
- [3] 杨延栋, 黄京, 韩晓宇, 等. 一体式厌氧氨氧化工艺处理高氨氮污泥消化液的启动[J]. 中国环境科学, 2015, **35**(4): 1082-1087.
Yang Y D, Huang J, Han X Y, et al. Start-up of one-stage partial Nitrification/Anammox process treating ammonium-rich reject water[J]. China Environmental Science, 2015, **35**(4): 1082-1087.
- [4] 张倩, 王淑莹, 苗圆圆, 等. 间歇低氧曝气下 CANON 工艺处理生活污水的启动[J]. 化工学报, 2017, **68**(1): 289-296.
Zhang Q, Wang S Y, Miao Y Y, et al. Start-up of CANON process on domestic wastewater using intermittent aeration with low DO[J]. CIESC Journal, 2017, **68**(1): 289-296.
- [5] 张方斋, 王淑莹, 彭永臻, 等. CANON 工艺处理实际晚期垃圾渗滤液的启动实验[J]. 化工学报, 2016, **67**(9): 3910-3918.
Zhang F Z, Wang S Y, Peng Y Z, et al. Start-up and characterization of nitrogen and COD removal from mature landfill leachate via CANON process[J]. CIESC Journal, 2016, **67**(9): 3910-3918.
- [6] Van Der Heijden R T J M, Heijnen J J, Hellinga C, et al. Linear constraint relations in biochemical reaction systems: I. Classification of the calculability and the balanceability of conversion rates[J]. Biotechnology and Bioengineering, 1994, **43**(1): 3-10.
- [7] 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.
- [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] 于德爽, 李津, 韩长民, 等. 火电厂烟气脱硫脱硝尾液生物处理技术浅析[J]. 青岛理工大学学报, 2014, **35**(5): 1-6.
Yu D S, Li J, Han C M, et al. Biological treatment process in the wastewater from desulfuration and denitration of power plant[J]. Journal of Qingdao Technological University, 2014, **35**(5): 1-6.
- [10] 马春. 厌氧氨氧化工艺处理低温和高盐度废水的可行性研究[D]. 杭州: 杭州师范大学, 2012.
Ma C. The feasibility of Anammox process for the treatment of saline wastewater at low temperature[D]. Hangzhou: Hangzhou Normal University, 2012.
- [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] 唐崇俭, 郑平, 陈建伟, 等. 不同接种物启动 Anammox 反应器的性能研究[J]. 中国环境科学, 2008, **28**(8): 683-688.
Tang C J, Zheng P, Chen J W, et al. Performance of Anammox bioreactors started up with different seeding sludges[J]. China Environmental Science, 2008, **28**(8): 683-688.
- [14] Fernández I, Dosta J, Fajardo C, et al. Short-and long-term effects of ammonium and nitrite on the Anammox process[J]. Journal of Environmental Management, 2012, **95** Suppl: S170-S174.
- [15] 阎刚, 徐乐中, 沈耀良, 等. 快速启动厌氧氨氧化工艺[J]. 环境科学, 2017, **38**(3): 1116-1121.
Lü G, Xu L Z, Shen Y L, et al. Quick start-up of anaerobic ammonium oxidation process[J]. Environmental Science, 2017, **38**(3): 1116-1121.
- [16] 唐崇俭, 郑平, 陈建伟, 等. 中试厌氧氨氧化反应器的启动与调控[J]. 生物工程学报, 2009, **25**(3): 406-412.
Tang C J, Zheng P, Chen J W, et al. Start-up and process control of a pilot-scale Anammox bioreactor at ambient temperature[J]. Chinese Journal of Biotechnology, 2009, **25**(3): 406-412.
- [17] 张杰, 李海华, 韦道领, 等. IC 反应器厌氧氨氧化启动与运行特性研究[J]. 污染防治技术, 2007, **20**(2): 21-24.
Zhang J, Li H H, Wei D L, et al. Study on characteristics of start-up and operation of IC reactor for ANAMMOX[J]. Pollution Control Technology, 2007, **20**(2): 21-24.

- [18] 周少奇, 姚俊芹. UASB 厌氧氨氧化反应器启动研究[J]. 食品与生物技术学报, 2005, **24**(6): 1-5.
Zhou S Q, Yao J Q. Start-up of anaerobic ammonium oxidation reaction in UASB bioreactor[J]. Journal of Food Science and Biotechnology, 2005, **24**(6): 1-5.
- [19] 傅金祥, 陈敬新, 郜玉楠, 等. 两种 UASB-厌氧氨氧化反应器对比启动研究[J]. 工业水处理, 2012, **32**(7): 21-24.
Fu J X, Chen J X, Gao Y N, *et al.* Comparative study on the starting-up of two UASB-ANAMMOX reactors[J]. Industrial Water Treatment, 2012, **32**(7): 21-24.
- [20] 康淑琴, 张少辉. 厌氧氨氧化反应器的启动及其稳定性研究[J]. 武汉理工大学学报, 2008, **30**(2): 101-104.
Kang S Q, Zhang S H. Start-up and stability of Anammox bioreactor[J]. Journal of Wuhan University of Technology, 2008, **30**(2): 101-104.
- [21] 秦玉洁, 周少奇, 朱明石. 厌氧氨氧化反应器微生态的研究[J]. 环境科学, 2008, **29**(6): 1638-1643.
Qin Y J, Zhou S Q, Zhu M S. Microecology of the anaerobic ammonium oxidation reactor[J]. Environmental Science, 2008, **29**(6): 1638-1643.
- [22] 王银华, 马悦欣, 刘长发, 等. 厌氧氨氧化反应器载体生物膜细菌多样性的研究[J]. 大连海洋大学学报, 2011, **26**(6): 500-506.
Wang Y H, Ma Y X, Liu C F, *et al.* The bacterial diversity in biofilms associated with media of Anammox bioreactors[J]. Journal of Dalian Ocean University, 2011, **26**(6): 500-506.
- [23] 邹路易. 厌氧氨氧化反应器中微生物种群结构分析[J]. 安全与环境学报, 2011, **11**(3): 57-61.
Zou L Y. Analysis of microbial community structure in Anammox membrane bioreactor[J]. Journal of Safety and Environment, 2011, **11**(3): 57-61.
- [24] Arrojo B, Mosquera-Corral A, Campos J L, *et al.* Effects of mechanical stress on Anammox granules in a sequencing batch reactor (SBR)[J]. Journal of Biotechnology, 2006, **123**(4): 453-463.
- [25] 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.
- [26] 张正哲, 金仁村, 程雅菲, 等. 厌氧氨氧化工艺的应用进展[J]. 化工进展, 2015, **34**(5): 1444-1452, 1458.
Zhang Z Z, Jin R C, Cheng Y F, *et al.* Advances in applications of Anammox process[J]. Chemical Industry and Engineering Progress, 2015, **34**(5): 1444-1452, 1458.
- [27] 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.
- [28] 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.

CONTENTS

Diurnal Variation of SOA Formation Potential from Ambient Air at an Urban Site in Beijing	LIU Jun, CHU Bi-wu, HE Hong (2505)
Characteristics of Key Size Spectrum of PM _{2.5} Affecting Winter Haze Pollution in Taiyuan	YANG Su-ying, YU Xin-yang, ZHAO Xiu-yong, <i>et al.</i> (2512)
Characteristics and Source Apportionment of Water-soluble Ions in PM _{2.5} During Winter in Panjin	ZHANG Lei, JI Ya-qin, WANG Shi-bao, <i>et al.</i> (2521)
Characteristics and Source Apportionment of Volatile Organic Compounds in the Rainy Season of Guangzhou City	GU Ying-gang, YU Xiao-fang, YANG Wen-da, <i>et al.</i> (2528)
Emission Characteristics of Dehydrated Sugar and Acephenanthrylene in Particles from Tropical Forest Burning	JIN Cheng-miao, CUI Min, HAN Yong, <i>et al.</i> (2538)
Construction and Application of Vertical Diffusion Index for Analyzing Weather During Pollution Events in Tianjin	CAI Zi-ying, HAN Su-qin, ZHANG Min, <i>et al.</i> (2548)
Comparison Between Atmospheric Wet-only and Bulk Nitrogen Depositions at Two Sites in Subtropical China	ZHU Xiao, WANG Jie-fei, SHEN Jian-lin, <i>et al.</i> (2557)
Emission Reduction Benefits When Eliminating Yellow-label Vehicles in the Jing-jin-ji Region	LU Ya-ling, ZHOU Jia, CHENG Xi, <i>et al.</i> (2566)
Health Assessment of the Stream Ecosystem in the North Canal River Basin, Beijing, China	GU Xiao-yun, XU Zong-xue, LIU Lin-fei, <i>et al.</i> (2576)
Pollution Characteristics and Source Identification of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Phthalic Acid Esters During High Water Level Periods in the Wuhan Section of the Yangtze River, China	DONG Lei, TANG Xian-qiang, LIN Li, <i>et al.</i> (2588)
Characteristics of Antibiotic Resistance Genes in Downstream Areas of the Aojiang River, Fujian Province	ZHANG Dan-dan, GUO Ya-ping, REN Hong-yun, <i>et al.</i> (2600)
Distribution Characteristics and Risk Assessment of Heavy Metals in the Sediments of the Estuary of the Tributaries in the Three Gorges Reservoir, SW China	FANG Zhi-qing, CHEN Qiu-yu, YIN De-liang, <i>et al.</i> (2607)
Assessment of Physico-chemical Properties and Phosphorus Fraction Distribution Characteristics in Sediments after Impounding of the Three Gorges Reservoir to 175 m	PAN Chan-juan, LI Rui, TANG Xian-qiang, <i>et al.</i> (2615)
Source of Nitrate in Surface Water and Shallow Groundwater Around Baiyangdian Lake Area Based on Hydrochemical and Stable Isotopes	KONG Xiao-le, WANG Shi-qin, DING fei, <i>et al.</i> (2624)
Thermal Stratification and Its Impacts on Water Quality in Shahe Reservoir, Liyang, China	SUN Xiang, ZHU Guang-wei, DA Wen-yi, <i>et al.</i> (2632)
Spatial and Temporal Variation Characteristics of Drip Water Hydrogeochemistry in the Xueyu Cave of Chongqing and Its Implications for Environmental Research	ZENG Ze, JIANG Yong-jun, LÜ Xian-fu, <i>et al.</i> (2641)
Distinguishing the Compositions and Sources of the Chromophoric Dissolved Organic Matter in a Typical Karst River During the Dry Season; A Case Study in Bitan River, Jinfo Mountain	LIU Yue, HE Qiu-fang, LIU Ning-kun, <i>et al.</i> (2651)
Environmental Significance of the Stable Isotopes in Precipitation at Different Altitudes in the Tuolai River Basin	LI Yong-ge, LI Zong-xing, GAO Hao-yang, FENG Qi, <i>et al.</i> (2661)
Spatial-Temporal Variations of CO ₂ and CH ₄ Flux Through a Water-air Interface Under the Effect of Primary Productivity in Wulixia Reservoir	PENG Wen-jie, LI Qiang, SONG Ang, <i>et al.</i> (2673)
Spatiotemporal Succession Characteristics of Algal Functional Groups and Its Impact Factors for a Typical Channel-Type Reservoir in a Southwest Mountainous Area	ZHANG Yao-wen, LI Hong, LI Jia, <i>et al.</i> (2680)
Seasonal Succession of Phytoplankton Functional Groups and Their Driving Factors in the Siminghu Reservoir	ZHENG Cheng, LU Kai-hong, XU Zhen, <i>et al.</i> (2688)
Effects of Nutrient Addition on the Growth and Competition of Bloom Forming Cyanobacterium <i>Chrysosporum ovalisporum</i> ; An In-situ Experiment	WANG Meng-meng, ZHANG Wei, ZHANG Jun-yi, <i>et al.</i> (2698)
Purification Effect of Submerged Macrophyte System with Different Plants Combinations and C/N Ratios	LIU Miao, CHEN Kai-ning (2706)
Characteristics of Nitrogen and Phosphorus Concentration Dynamics in Natural Ditches Under an Irrigation-Drainage Unit in the Jiangnan Plain	HUA Ling-ling, ZHANG Fu-lin, ZHAI Li-mei, <i>et al.</i> (2715)
Distribution and Treatment of Antibiotics in Typical WWTPs in Small Towns in China	CHAI Yu-feng, ZHANG Yu-xiu, CHEN Mei-xue, <i>et al.</i> (2724)
Effects and Mechanism of the Combination of Ozone-PAC as a Pretreatment for the Reduction of Membrane Fouling	DONG Bing-zhi, GAO Hao-yang, HU Meng-liu (2732)
Start-up and Process Characteristics of Simultaneous ANAMMOX and Denitrification (SAD) in a Pilot-scale Anaerobic Sequencing Batch Reactor (ASBR)	YU De-shuang, TANG Jia-jia, ZHANG Jun, <i>et al.</i> (2740)
Phosphate Removal on Zirconium Alginate/Poly(<i>N</i> -isopropyl acrylamide) Hydrogel Beads with a Semi-interpenetrating Network	ZENG Xue-yang, LUO Hua-yong, ZHANG Yao-kun, <i>et al.</i> (2748)
Shortcut Nitrification Rapid Start and Stability of Corn Starch Wastewater	LONG Bei-sheng, LIU Xun-lei, LIU Hong-bo, <i>et al.</i> (2756)
Nitrifying Bacteria Culture in Entrapment Immobilization	YANG Hong, HU Yin-long (2763)
Performance of the Removal of Nitrogen During Anaerobic Ammonia Oxidation Using Different Operational Strategies	AN Fang-jiao, PENG Yong-zhen, DONG Zhi-long, <i>et al.</i> (2770)
Transformation of Protein in Sludge During High Solids Anaerobic Digestion	ZHAN Yu, SHI Wan-sheng, ZHAO Ming-xing, <i>et al.</i> (2778)
Changes in Heavy Metal Speciation and Release Behavior Before and After Sludge Composting Under a Phosphate-rich Atmosphere	LI Yu, FANG Wen, QI Guang-xia, <i>et al.</i> (2786)
Effect of Denitrification and Phosphorus Removal Microorganisms in Activated Sludge Bulking Caused by Filamentous Bacteria	GAO Chen-chen, YOU Jia, CHEN Yi, <i>et al.</i> (2794)
Microbial Population Dynamics During Domestication and Cultivation of Biofilm to Remove and Enrich Phosphate	MENG Xuan, PAN Yang, ZHANG Hao, <i>et al.</i> (2802)
Effects of Elevated Tetracycline Concentrations on Aerobic Composting of Human Feces: Composting Behavior and Microbial Community Succession	SHI Hong-lei, WANG Xiao-chang, LI Qian, <i>et al.</i> (2810)
Effect of Long-term Organic Amendments on Nitric Oxide Emissions from the Summer Maize-Winter Wheat Cropping System in Guanzhong Plain	YUAN Meng-xuan, WANG Jin-feng, TAN Yue-hui, <i>et al.</i> (2819)
Effects of Mushroom Residue Application Rates on Net Greenhouse Gas Emissions in the Purple Paddy Soil	QI Le, GAO Ming, ZHOU Peng, <i>et al.</i> (2827)
Estimation of Winter Wheat Photosynthesized Carbon Distribution and Allocation Belowground via ¹³ C Pulse-labeling	SUN Zhao-an, CHEN Qing, HAN Xiao, <i>et al.</i> (2837)
Effects of Vegetation Restoration on Soil Nitrogen Pathways in a Karst Region of Southwest China	YANG Yi, OUYANG Yun-dong, CHEN Hao, <i>et al.</i> (2845)
Identifying the Origins and Spatial Distributions of Heavy Metals in the Soils of the Jiangsu Coast	LÜ Jian-shu, HE Hua-chun (2853)
Source Identification and Spatial Distribution of Heavy Metals in Soils in Typical Areas Around the Lower Yellow River	YU Yuan-he, LÜ Jian-shu, WANG Ya-meng (2865)
Spatial Variation of Soil Heavy Metals in Lin'an City and Its Potential Risk Evaluation	ZHENG Jing-zhi, WANG Chu-dong, WANG Shi-han, <i>et al.</i> (2875)
Principal Component Analysis and Ecological Risk Assessment of Heavy Metals in Farmland Soils around a Pb-Zn Mine in Southwestern China	ZHOU Yan, CHEN Qiang, DENG Shao-po, <i>et al.</i> (2884)
Spatial Variation of Heavy Metals in Soils and Its Ecological Risk Evaluation in a Typical <i>Carya cathayensis</i> Production Area	ZHANG Hong-ju, ZHAO Ke-li, YE Zheng-qian, <i>et al.</i> (2893)
Influence of Biochar Application on Growth and Antioxidative Responses of Macrophytes in Subsurface Flow Constructed Wetlands	HUANG Lei, CHEN Yu-cheng, ZHAO Ya-qi, <i>et al.</i> (2904)
Effect of Iron on the Release of Arsenic in Flooded Paddy Soils	WANG Xin, ZHONG Song-xiong, CHEN Zhi-liang, <i>et al.</i> (2911)
Concentrations and Health Risk Assessments of Heavy Metal Contents in Soil and Rice of Mine Contaminated Areas	TIAN Mei-ling, ZHONG Xue-mei, ZHANG Yun-xia, <i>et al.</i> (2919)
Effect of Calcium Silicate-biological Humus Fertilizer Composite on Uptake of Cd by Shallots from Contaminated Agricultural Soil	LIU De-ling, YIN Guang-cai, CHEN Zhi-liang, <i>et al.</i> (2927)
Accumulation Characteristics of Heavy Metals in Greenhouse Soil and Vegetables in Siping City, Jilin Province	LI Lian-fang, ZHU Chang-xiong, ZENG Xi-hai, <i>et al.</i> (2936)
Effect of Foliar Zinc Application on Bioaccessibility of Cadmium and Zinc in Pakchoi	WANG Lin, GU Peng-lei, LI Ran, <i>et al.</i> (2944)
Mercury Distribution of Benthonic Animals and Response to Mercury in Sediments in Caohai Wetland, Guizhou Province	XU Yi-yuan, ZENG Ling-xia, HE Tian-rong, <i>et al.</i> (2953)
Discussion of Emissions and Health Risk of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) from the Retreading Process of Waste Tires	FU Jian-ping, ZHAO Bo, LI Yu-qing, <i>et al.</i> (2963)
Spatiotemporal Dynamics of CO ₂ Emissions in Chongqing: An Empirical Analysis at the County Level	SUN Xiu-feng, SHI Kai-fang, WU Jian-ping (2971)
Impact of Size on Environmental Behavior of Metal Oxide Nanoparticles	YAN Yu-peng, TANG Ya-dong, WAN Biao, <i>et al.</i> (2982)
Fate and Toxicity of UV Filters in Marine Environments	ZHU Xiao-shan, HUANG Jing-ying, LÜ Xiao-hui, <i>et al.</i> (2991)