

环境科学

(HUANJING KEXUE)

ENVIRONMENTAL SCIENCE

第39卷 第5期

Vol.39 No.5

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

餐饮行业细颗粒物(PM_{2.5})排放测算方法:以上海市为例 王红丽, 景盛翱, 楼晟荣, 陶士康, 乔利平, 李莉, 黄成, 林立, 陈长虹 (1971)

上海夏季PM_{2.5}中有机物的组分特征、空间分布和来源 高雅琴, 王红丽, 景盛翱, 乔利平, 李莉, 朱书慧, 楼晟荣, 陶士康, 冯加良, 李想, 陈长虹 (1978)

北京南郊区PM_{2.5}中水溶性无机盐季节变化及来源分析 高韩钰, 魏静, 王跃思 (1987)

基于样方法的天津市春季道路扬尘PM_{2.5}中水溶性离子特征及来源解析 赵静琦, 姬亚芹, 张蕾, 王士宝, 李越洋 (1994)

广州秋季HONO污染特征及夜间来源分析 田智林, 杨闻达, 虞小芳, 张曼曼, 张贺伟, 程丁, 程鹏, 王伯光 (2000)

基于硫氧同位素研究南京北郊夏季大气中硫酸盐来源及氧化途径 韩珣, 任杰, 陈善莉, 王瑾瑾, 沈潇雨, 魏英, 郭照冰, 朱彬 (2010)

区县尺度机动车高分辨率排放清单建立方法及应用 樊守彬, 郭津津, 李雪峰 (2015)

典型工业生物质锅炉多环芳烃排放特征 林玉君, 白莉, 王焕香, 肖文, 刘军, 向运荣, 张春林 (2023)

多时间尺度HSPF模型参数不确定性研究 庞树江, 王晓燕, 马文静 (2030)

氮氧同位素联合稳定同位素模型解析水源地氮源 金赞芳, 张文辽, 郑奇, 朱晨阳, 李非里 (2039)

白洋淀水体挥发性有机物污染特征与风险评价 高秋生, 赵永辉, 焦立新, 田自强, 杨柳, 杨苏文, 崔志丹, 郝子峰 (2048)

太湖颗粒态有机质的荧光特征及环境指示意义 吕伟伟, 姚昕, 张保华, 刘延龙, 李元鹏 (2056)

长江口滩涂表层沉积物中微塑料的分布及沉降特点 朱晓桐, 衣俊, 强丽媛, 程金平 (2067)

桂林五里峡水库丰水期溶解有机碳特征 卢晓漩, 李强, 靳振江, 彭文杰, 房君佳, 黄炳惠, 宋昂 (2075)

青藏高原多年冻土区典型植被下河流溶解性有机碳的生物可利用性 马小亮, 刘桂民, 吴晓东, 徐海燕, 叶琳琳, 张晓兰, 白炜 (2086)

城郊与城镇河流中溶解性有机质与重金属的相关性 梁梦琦, 邵美玲, 曹昌丽, 纵亚男, 唐剑锋 (2095)

溶解性有机质在岩溶水系统中的迁移转化及影响因素分析 张连凯, 刘朋雨, 覃小群, 单晓静, 刘文, 赵振华, 姚昕, 邵明玉 (2104)

三峡库区澎溪河回水区溶解态金属离子来源和时空分布特征分析 赵晓松, 蔚建军, 付莉, 姜伟, 周川, 李波, Douglas Haffner, Christopher Weisener, 张磊 (2117)

澜沧江流域沉积物间隙水-上覆水营养盐特征与交换通量分析 望雪, 程豹, 杨正健, 刘德富, 徐雅倩 (2126)

蓄水期三峡水库香溪河沉积物-水系统营养盐分布特征 苏青青, 刘德富, 纪道斌, 宋林旭, 崔玉洁, 李欣, 陈秀秀, 刘心愿 (2135)

两种水生植物对上覆水和间隙水中各形态磷的影响 杨文斌, 高顺峰, 万锐, 孙祥, 王赢 (2145)

于桥水库沉积物-水界面氮磷剖面特征及交换通量 文帅龙, 龚琬晴, 吴涛, 郑小兰, 江雪, 李鑫, 钟继承 (2154)

岷江干流表层沉积物中磷形态空间分布特征 杨耿, 秦延文, 韩超南, 马迎群, 刘志超, 杨晨晨 (2165)

农业排水沟渠硝态氮吸收动力学特征及相关性分析 李如忠, 殷齐贺, 高苏蒂, 陈广州 (2174)

不同合成条件对ZnAl-LDHs覆膜改性生物陶粒除磷效果的影响 向洋, 张翔凌, 雷雨, 方晨佳, 袁野, 姜应和, 徐舟影 (2184)

真空紫外/过二硫酸盐去除饮用水中嗅味物质 孙昕, 史路肖, 张燧, 杨煜, 唐晓 (2195)

石墨烯负载铁锰氧化物活化过一硫酸盐降解金橙G 夏文君, 刘锋, 郝尚斌, 黄天寅, 王忠明, 陈家斌 (2202)

载镧或铈生物炭吸附水体中As(V)的作用机制 李锦, 祖艳群, 李刚, 孙国新 (2211)

DOM不同相对分子质量组分在无机矿物上的吸附及其对卡马西平吸附的影响实验 梁雨, 何江涛, 张思 (2219)

污水处理厂中有机磷阻燃剂的污染特征 孙佳薇, 丁炜楠, 张占恩, 王俊霞, 顾海东 (2230)

低温污水前置强化混凝 刘海龙, 任宇霞, 张忠民 (2239)

印染废水反渗透脱盐系统运行性能及膜污堵特性 谭玉琚, 张泽田, 吴乾元, 姚颖, 胡洪营, 丘培文 (2249)

生物膜CANON反应器性能的优化:从FBBR到MBBR 付昆明, 李慧, 周厚田, 仇付国 (2256)

两次污泥颗粒化过程中微生物群落的动态变化 高景峰, 张丽芳, 张树军, 高永青, 王时杰, 樊晓燕, 潘凯玲 (2265)

铝、铁、钛3种金属盐基混凝剂调理污泥的性能比较 王晓萌, 王鑫, 杨明辉, 张淑娟 (2274)

热、热碱处理对污泥溶胞和溶解性有机物的影响 代勤, 张文哲, 于潘芬, 易皓, 刘俊新, 肖本益 (2283)

曝气时间对比亚硝化颗粒污泥形成的影响 李冬, 郭跃洲, 曹美忠, 劳会妹, 李帅, 张杰 (2289)

中国城市污泥中汞含量的时空分布特征 王宁, 刘清伟, 职音, 程柳, 麻冰涓, 毛宇翔 (2296)

夏季太湖草/藻型湖区N₂O生成与迁移特征及其影响因素 郑小兰, 文帅龙, 李鑫, 龚琬晴, 刘德鸿, 钟继承 (2306)

太湖藻型湖区CH₄、CO₂排放特征及其影响因素分析 贾磊, 蒲旖旎, 杨诗俊, 苏荣明珠, 秦志昊, 张弥 (2316)

内蒙古典型草原季节性冻土区土壤剖面CO₂、N₂O特征 李晋波, 姚楠, 李秀, 赵英, 张阿凤, 兰志龙, 范庭 (2330)

黄土高原成龄苹果园生态系统CO₂通量特征 杨剑锋, 杨小妮, 王俊花, 段宇敏, 祁香宁, 张林森 (2339)

生物炭施用对紫色水稻土温室气体排放的影响 祁乐, 高明, 郭晓敏, 牛海东, 李婷, 孙涛, 曹群玲, 汤稼豪 (2351)

不同施肥处理对东北黑土温室气体排放的短期影响 李平, 郎漫, 李森, 魏玮, 李凯凯 (2360)

ITS高通量测序研究黄海微型真核浮游生物多样性及分布特征 张莉, 林佳宁, 张远, 王书平, 张晓娇 (2368)

不同排海方式城市尾水微生物扩散规律 郎秀璐, 宋志文, 徐爱玲, 牛成洁, 郭明月 (2380)

旅游活动对岩溶洞穴地下水中细菌群落的影响:以重庆丰都两个洞穴为例 吕现福, 贺秋芳, 王凤康, 赵瑞一, 张弘 (2389)

不同沼灌年限稻田土壤微生物群落分析 朱金山, 张慧, 马连杰, 廖敦秀, 杨星勇, 王龙昌, 王定勇 (2400)

生物炭对褐土理化特性及真菌群落结构的影响 阎海涛, 殷金玉, 丁松爽, 任天宝, 许家来, 宗浩, 高强, 刘国顺 (2412)

铅锌尾矿砂污染下的岩溶土壤微生物群落碳源代谢特征 房君佳, 李强, 刘畅, 靳振江, 梁月明, 黄炳惠, 卢晓漩, 彭文杰 (2420)

湖库沉积物好氧反硝化菌群脱氮特性及种群结构 康鹏亮, 张海涵, 黄廷林, 陈胜男, 商潘路, 冯稷, 贾克宇 (2431)

反硝化菌群的氮代谢与反硝化偶联机制 张泽宇, 王明霞, 程永毅, 周志峰 (2438)

广西西江流域土壤铅空间分布与污染评价 张云霞, 宋波, 陈同斌, 伏凤艳, 黄飞, 庞瑞, 潘惠妹 (2446)

三峡库区消落带农业活动对土壤汞变化的影响 陈秋禹, 孙松, 尹德良, 王永敏, 张成, 王定勇 (2456)

水稻不同生长时期不同组织中抗生内生菌的筛选与鉴定 王伯勋, 王学东, 段桂兰 (2464)

汞在酸性紫色水稻土的转化与水稻汞富集特征 李雨琴, 孙涛, 邓晗, 张成, 王永敏, 王定勇 (2472)

华北平原不同生产模式设施蔬菜生命周期环境影响评价 徐强, 胡克林, 李季, 韩卉, 杨合法 (2480)

基于细菌毒性测试与小鼠肺基因转录分析的PM_{2.5}健康效应 宋鹏程, 陆书玉, 魏永杰, 陈倩倩, 罗丽娟 (2489)

中国PM_{2.5}污染空间分布的社会经济影响因素分析 段杰雄, 翟卫欣, 程承旗, 陈波 (2498)

《环境科学》征订启事(2094) 《环境科学》征稿简则(2164) 信息(2183, 2411, 2445)

生物膜 CANON 反应器性能的优化: 从 FBBR 到 MBBR

付昆明, 李慧, 周厚田, 仇付国

(北京建筑大学城市雨水系统与水环境省部共建教育部重点实验室, 中-荷污水处理技术研发中心, 北京 100044)

摘要: 控制温度为 $30^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$, 在移动床式生物膜反应器 (MBBR) 采用以改性聚乙烯为填料的全程自养脱氮 (CANON) 工艺, 以无机高 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ (约 $400 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 人工模拟废水为连续进水, 研究 MBBR 对生物膜 CANON 工艺脱氮性能的优化. 试验控制 pH 在 7.8 左右, HRT 为 6 h, 填料填充率为 35%, 经过一个月调试与培养, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 及 TN 平均去除率达到 74.28% 和 87.93%, 最高分别可达 84.68% 和 98.82%, 此时 $\Delta\text{NO}_3^- / \Delta\text{TN}$ 为 0.12, 接近理论值 0.127, 由此判断 CANON 污泥在 MBBR 工艺中逐渐适应并得以稳定运行. 同时, 对比采用相同进水基质及控制条件的固定床式生物膜反应器 (FBBR), 计算发现 MBBR 与 FBBR 工艺 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除率、TN 去除率及去除负荷 3 组均方差分别为: 8.31% 和 14.06%, 7.09% 和 11.79%, $0.17 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 和 $0.27 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 前者均低于后者; 并且, 在 MBBR 与 FBBR 的 DO 平均浓度分别为 $1.96 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $3.09 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的情况下, MBBR 与 FBBR 中每升氮去除负荷分别为 $0.53 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 和 $0.37 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$. 因此, ① 相比 FBBR, MBBR 具有更加稳定的脱氮性能; ② 相比 FBBR, MBBR 中每升填料中的微生物具有更高的 O_2 利用效率及总氮去除负荷.

关键词: 移动床生物膜反应器; 固定床生物膜反应器; 全程自养脱氮工艺; 高氨氮; 污水处理; 改性聚乙烯

中图分类号: X703 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2018)05-2256-09 DOI: 10.13227/j.hjxx.201710064

Optimization of the Nitrogen Removal Performance on the CANON Process in a Biofilm Reactor: From FBBR to MBBR

FU Kun-ming, LI Hui, ZHOU Hou-tian, QIU Fu-guo

(Key Laboratory of Urban Storm Water System and Water Environment, Sino-Dutch R&D Centre for Future Wastewater Treatment Technologies, Ministry of Education, School of Environment and Energy Engineering, Beijing University of Civil Engineering and Architecture, Beijing 100044, China)

Abstract: To optimize the performance of completely autotrophic nitrogen removal over nitrite (CANON), a CANON process with modified polyethylene as carriers was operated in a moving-bed biofilm reactor (MBBR), using synthetic inorganic ammonia-rich wastewater ($\text{NH}_4^+ - \text{N}$ about $400 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) as influent at $30^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$. With an HRT of 6 h, pH at 7.8, and filling rate of 35%, the average removal rate of $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ and TN reached 74.28% and 87.93%, respectively, and the highest removals reached 84.68% and 98.82%, respectively, while the value of $\Delta\text{NO}_3^- / \Delta\text{TN}$ was 0.12, which was close to the theoretical value of 0.127. This suggested that CANON sludge gradually adapted to the environment in the MBBR and began to enter the stable stage. Compared with a fixed-bed biofilm reactor (FBBR) under the same influent and operating conditions, the mean square error of MBBR and FBBR in terms of $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ removal rate, TN removal rate, and TN removal load were 8.31% and 14.06%, 7.09% and 11.79%, $0.17 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ and $0.27 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, respectively, the former are lower than the latter. Moreover, while DO concentrations of MBBR and FBBR were $1.96 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ and $3.09 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, respectively, their TN removals of per liter carriers were $0.53 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ and $0.37 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$. Therefore, it was concluded that: ① MBBR had a more stable nitrogen removal performance than did of FBBR, and ② MBBR had a higher TN removals of per liter carriers than did FBBR in addition to the higher utilization rate of oxygen.

Key words: moving-bed biofilm reactor (MBBR); fixed-bed biofilm reactor (FBBR); CANON process; high-ammonia; wastewater treatment; modified polyethylene

近年来, 全程自养脱氮工艺 (completely autotrophic nitrogen removal over nitrite, CANON) 作为一种新型自养脱氮工艺越来越多地出现在污水处理行业, 该工艺包括短程硝化和厌氧氨氧化两个过程^[1]. 相比传统脱氮工艺, CANON 工艺不仅能够大大节省曝气, 降低能耗; 且能够节省大量碳源和碱度; 同时剩余污泥产量低并且工艺流程短^[2]. 因此, 在处理高氨氮废水 (如污泥消化液、垃圾渗滤

液等) 方面具有广泛的应用前景^[3~5]. 目前 CANON 工艺主要采用续批式反应器 (sequencing batch reactor, SBR)、移动床生物膜反应器 (moving-bed

收稿日期: 2017-10-11; 修订日期: 2017-11-12

基金项目: 北京市教育委员会科技发展计划项目 (SQKM201710016006); 国家自然科学基金项目 (51308025)

作者简介: 付昆明 (1981 ~), 男, 博士, 副教授, 主要研究方向为水处理技术, E-mail: fukunming@163.com

biofilm reactor, MBBR)及颗粒污泥反应器, 另外还有少数的生物转盘 (rotating biological contactors, RBC) 和上流式厌氧污泥床反应器 (UASB) 等^[6].

由于 ANAMMOX 菌生长较慢, 世代周期长达 11 d^[7]且易流失, 因此一般通过生物膜与颗粒污泥的方式持留^[8]. 颗粒污泥法相比于生物膜法具有较高的污泥浓度、良好的沉降性和抗冲击负荷能力、不需要反冲洗、降低成本费用等优势^[9], 例如 DEMON 工艺. 然而, 研究文献发现, CANON 颗粒污泥工艺在实际工程应用中启动时间较长, 多数在半年以上^[10, 11], 且总氮去除负荷较低, 大部分在 $1 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 以下^[12, 13]. 相比之下, 采用生物膜的 CANON 工艺不仅在启动上更占优势且 TN 去除负荷高, 例如付昆明^[14] 在好氧条件接种 CANON 污泥, 经过 38 d 后, TN 去除负荷达到 $1.01 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$. 而根据填料在反应器内部的状态, 又可将生物膜 CANON 工艺分为: 固定床生物膜反应器 (fixed-bed biofilm reactor, FBBR) 和 MBBR.

MBBR 其核心部分是以比重接近水的悬浮填料直接投加到反应器中作为微生物的活性载体, 依靠曝气池内的曝气和水流的提升作用使填料处于流化状态, 从而达到污水处理的目的. 相比填料处于固定状态的 FBBR, MBBR 中的填料及生物膜一直处于运动状态, 因此能够与反应器内部的污水及水中多种基质充分接触, 在提高去除负荷的同时充分利用反应器的容器, 并利用填料具有较大比表面的优势大量富集微生物. 此外, 搅拌器及进水带来的剪切力能够进一步提高氧气的传质效果^[15], 有利于节省曝气, 降低能耗. 结合了活性污泥法与生物膜法的优点的 MBBR, 在国外已经推广运用到小型污水厂深度处理设计、原有超负荷活性污泥处理系统改造及垃圾渗滤液处理等方面; 在国内 MBBR 多用于处理少数工业废水^[16, 17] 例如造纸废水、食品工业废水、屠宰废水、炼油废水等及低浓度的生活污水^[18], 或作为单元组件“镶嵌”到原有工艺完成污水处理系统升级^[19]. 例如, 威立雅公司开发名为 ANIT AMox 的 MBBR 自养脱氮工艺处理瑞典 Sjölund 污水处理厂的市政污泥消化液仅 4 个月后就对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除负荷就达到 $1.2 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除率为 90%^[20], 可见 MBBR 具有广阔的发展前景.

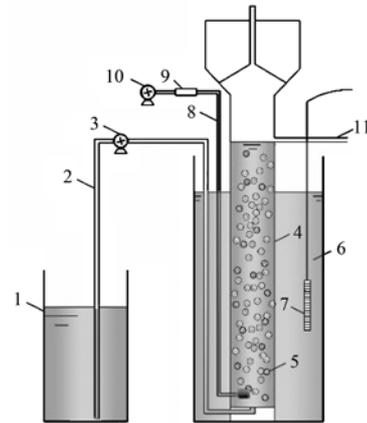
因此, 本文基于文献研究及此前试验组对生物膜 CANON 反应器的研究^[14, 21], 通过添加搅拌并在曝气的协同作用下, 将 FBBR 转化成 MBBR, 探讨

了 CANON 技术在 MBBR 工艺中启动的特点, 并对比转化前后脱氮性能的同, 以为工程应用提供技术支持.

1 材料与方法

1.1 试验装置

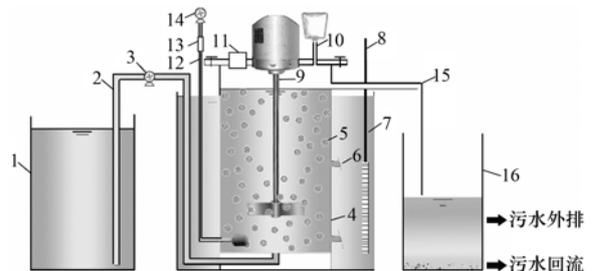
CANON 工艺最初是在 FBBR 反应器 (图 1) 中稳定运行, 其反应装置所示, 后期转移至 MBBR 反应器 (图 2). 两组反应器均由有机玻璃制成, 内部填充改性聚乙烯填料, 填料为圆柱形, 圆柱内部有支撑, 侧边沿不同径向伸展许多尾翅, 用于增加填料的比表面积, 直径约 10 mm, 高度约 8 mm, 密度约为 $0.96 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$, 具体形态见图 8. 反应器均由底部进水口进水, 上部出水口排水, 并通过水浴将温度控制在 $30^\circ\text{C} \pm 1^\circ\text{C}$, 同时采用转子流量计控制其曝气量. 其中 FBBR 反应器有效容积为 5.90 L, 填



1. 进水箱; 2. 进水管; 3. 进水泵; 4. 固定生物膜反应器; 5. 改性聚乙烯填料; 6. 水浴; 7. 恒温加热棒; 8. 曝气管; 9. 空气流量计; 10. 空气泵; 11. 出水口

图 1 FBBR 试验装置及工艺流程示意

Fig. 1 Experimental apparatus and process diagram of the FBBR



1. 进水箱; 2. 进水管; 3. 进水泵; 4. 移动床生物膜反应器; 5. 改性聚乙烯填料; 6. 取样口; 7. 水浴; 8. 恒温加热棒; 9. 搅拌棒; 10. 气体采样口; 11. 检测口 (pH、DO 等); 12. 曝气管; 13. 空气流量计; 14. 空气泵; 15. 出水管; 16. 出水及污泥回流箱

图 2 MBBR 试验装置及工艺流程示意

Fig. 2 Experimental apparatus and process diagram of the MBBR

料填充率为 100%，MBBR 反应器有效容积为 7 L，采用填料为 FBBR 的成熟填料(含生物膜)2.5L，填充率为 35%。

1.2 试验用水

试验进水采用人工模拟废水，即通过向自来水中添加 NH_4Cl 、 NaNO_2 、 NaHCO_3 (提供 HCO_3^-)、 PO_4^{3-} -P 10 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和微量元素浓缩液 I 1 $\text{mL}\cdot\text{L}^{-1}$ 、微量元素浓缩液 II 1 $\text{mL}\cdot\text{L}^{-1}$ 。其中，微量元素浓缩液

I 及微量元素浓缩液 II 配方如下^[22]，微量元素浓缩液 I : EDTA 5 000 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ， FeSO_4 5 000 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ；微量元素浓缩液 II : EDTA 15 000 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ， $\text{ZnSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 430 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ， $\text{CuSO}_4\cdot 5\text{H}_2\text{O}$ 250 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ， H_3BO_3 14 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ， $\text{Na}_2\text{MoO}_4\cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 220 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ， $\text{NiCl}_2\cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 190 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ， $\text{Na}_2\text{SeO}_4\cdot 10\text{H}_2\text{O}$ 210 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ， $\text{CoCl}_2\cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 240 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ， $\text{MnCl}_2\cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 990 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。反应器进水水质主要指标如表 1 所示。

表 1 启动时反应器的进水水质/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$

Table 1 Water quality of the influent in the reactor/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$

NH_4^+ -N	NO_2^- -N	NO_3^- -N	PO_4^{3-} -P	碱度	DO	pH
200 ~ 500	0 ~ 10	0 ~ 10	10	约 1 500	5 ~ 8	7.80 ~ 8.12

1.3 试验方法

在 FBBR 反应器启动成功后，MBBR 直接采用实验室此前在固定床中培养的全程自养脱氮生物膜及污泥 2.5 L 在 MBBR 中进行培养。控制搅拌转速为 300 $\text{r}\cdot\text{min}^{-1}$ ，并通过调节曝气量逐步启动 MBBR，并每天人工回流一次污泥，避免初期由于搅拌强度带来的污泥流失同时保证填料的充分流动性。启动过程中，每天取一次水样，并同时检测 pH 值和 DO。

1.4 分析项目及检测方法

各项指标监测方法均按照文献[23]。 NH_4^+ -N: 纳氏试剂比色法； NO_2^- -N: *N*-(1-萘基)-乙二胺分光光度法； NO_3^- -N: 紫外分光光度法，其中紫外可见分光光度计型号为 SDPTOP UV2400 (上海)；pH 值: Mettler Toledo Fivego F2 pH 计 (瑞士)；DO: Multi 3620 IDS 溶解氧仪 (德国)；温度: 温度探头；TN 通过式(1)计算；FA 通过式(2)^[24]计算；亚硝化率 (nitrite accumulation rate, NAR) 通过式(3)^[25]计算；具体计算公式如下。

$$\text{TN} = \text{NH}_4^+\text{-N} + \text{NO}_2^-\text{-N} + \text{NO}_3^-\text{-N} \quad (1)$$

$$\text{FA} = \frac{17}{14} \times \frac{[\text{NH}_4^+\text{-N}] \times 10^{\text{pH}}}{e^{6.344/(273+t)} + 10^{\text{pH}}} \quad (2)$$

式中， $[\text{NH}_4^+\text{-N}]$ 表示 NH_4^+ -N 浓度 ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)， t 表示温度，单位 $^{\circ}\text{C}$ 。

$$\text{NAR} = \frac{\Delta \text{NO}_2^-\text{-N}}{\Delta \text{NO}_2^-\text{-N} + \Delta \text{NO}_3^-\text{-N}} \times 100\% \quad (3)$$

式中， $\Delta \text{NO}_2^-\text{-N}$ 表示出水 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度与进水 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度之差， $\Delta \text{NO}_3^-\text{-N}$ 表示出水 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度与进水 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度之差。

2 结果与讨论

2.1 FBBR 的启动及运行

FBBR 是在成功建立短程硝化后进而启动了 CANON 反应器。从启动到运行稳定可大致分为 3 个阶段，在第 1 阶段，控制 DO 在 0.5 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下，温度维持在 30 $^{\circ}\text{C}$ ，通过间歇曝气诱导出现了短程硝化，142 d 时 NAR 达到 26.4%；第 2 阶段，通过提高进水 NH_4^+ -N 浓度及进水负荷并调整运行工况进一步培养驯化 CANON 污泥，过程中 NH_4^+ -N 去除率先降后升，阶段后期 TN 去除率恢复到 60% 以上，TN 去除负荷也稳步提高，最高约 1.06 $\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ ，此时 $\Delta \text{NO}_3^-/\Delta \text{TN}$ ^[21] 维持在 0.1 左右，该反应器已具有较稳定的脱氮性能，说明 CANON 工艺在 FBBR 中得到成功启动；第 3 阶段，进一步提高进水 NH_4^+ -N 浓度在 400 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 后，继续增大进水负荷，FBBR 去除负荷在较短时间内增加一倍，可见 FBBR 中已经培养出比较成熟的 CANON 生物膜污泥，并且具有较高总氮去除负荷，最高 TN 去除负荷达到 2.52 $\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ ，但 TN 去除率大多数时间维持在 50% ~ 60%^[21]，因此需要进一步提高 TN 去除率。

此后，FBBR 持续稳定运行，考虑到后期由于试验需要对其运行工况有所调整，因此选择与 MBBR 运行工况相似的稳定运行数据进行对比分析。图 3 主要反映了反应器在运行期间进出水中 NH_4^+ -N、 NO_3^- -N 及 NO_2^- -N 的变化情况。其中，进水 NH_4^+ -N 浓度维持在 350 ~ 450 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，而出水 NH_4^+ -N 浓度在 50 ~ 150 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 范围内波动；进水 NO_2^- -N 浓度及 NO_3^- -N 浓度一直稳定在较低水平，

基本上分别稳定在 $5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下及 $10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下. 相应地, 出水 NO_2^- -N 浓度基本在 $15 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以内, 但出水 NO_3^- -N 浓度不太稳定, 在 $20 \sim 70 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 范围内波动, 分析主要是由于 FBBR 本身处理效果不太稳定, 加上其曝气量的波动以及少量 NOB 的存在, 一旦反应器内部 DO 偏高, NOB

的活性就会有一定程度的恢复. 结合图 4 分析, FBBR 进入稳定运行状态后, NH_4^+ -N 及 TN 去除率平均达到 80.01% 和 69.29%, TN 去除负荷平均为 $1.48 \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$, 最高可达 $2.03 \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$, 此时, 其 NH_4^+ -N 及 TN 去除率分别为 97.31% 和 90.43%.

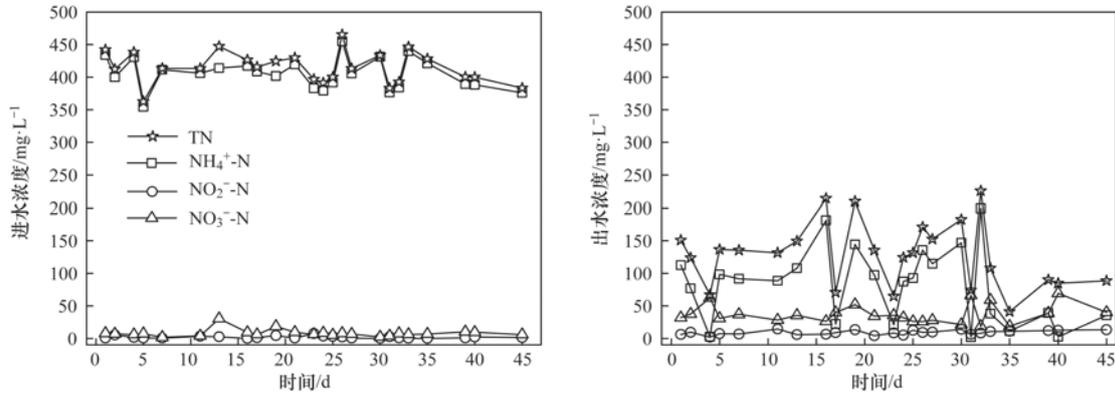


图 3 FBBR 稳定阶段各氮素浓度的变化

Fig. 3 Variation of nitrogen species concentration in FBBR during the stable stage

然而, 纵观 FBBR 从启动到稳定运行的整个过程, 其去除负荷在 $0.88 \sim 2.03 \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 范围内波动, 可见 FBBR 存在去除负荷不够稳定的特点. 为进一步优化改性聚乙烯在 CANON 工艺的应用, 因此尝试将 FBBR 转化成能够显著改善脱氮稳定性能的 MBBR.

填料上的微生物大量脱落, NH_4^+ -N 去除率最低至 10.47%, 此时 TN 去除率仅为 7.72% [见图 5 (a)]. 因此及时进行每天一次的人工回流污泥, 避免污泥大量流失. 反应器运行最初, 控制曝气量为 $500 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$, 测得 DO 仅为 $0.15 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 此时 NH_4^+ -N 去除率仅为 38.68%, 出水 NO_2^- 为 $5.23 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, NO_3^- 甚至低至 $0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 可见除了初期搅拌带来的负面影响, 水中 DO 过低也是导致脱氮性能极差的重要原因之一. 根据李景贤等的研究^[26], 通过控制 DO 浓度可使生物膜在不同部位形成好氧区或缺氧区, 而 DO 不足会造成生物膜内部很大比例的厌氧区, 不仅无法为 AOB 提供足够的电子受体, 从而影响 NH_4^+ 的去除, 还会为异养菌的反硝化创造缺氧环境. 因此, 反应器在此后的运行过程中逐渐增大曝气至 $1500 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$, 发现 DO 有所增加 [见图 5(d)], 并伴随有 NO_2^- -N 和 NO_3^- -N 的积累 [见图 5(b) 和 5(c)], 至第 7 d, NAR 已达到 71.84%, 说明水中 DO 增加过快, ANAMMOX 菌的活性受到严重抑制, 而 AOB 和 NOB 活性得到增强, 尤其是 AOB, 因此 NO_2^- -N 浓度出现显著积累. 在此期间, 进水 pH 稳定在 7.7~7.9 左右, 但出水 pH 却始终高于进水基本维持在 8 以上, 在第 7 d, pH 甚至达到 8.13, 分析可能是由于水中 DO 浓度偏低, 因此 MBBR 内部出现了反硝化作用和硝酸盐异化还原成铵 (dissimilatory nitrate reduction to ammonium, DNRA)^[27] 等, 二者在反应过程中均会

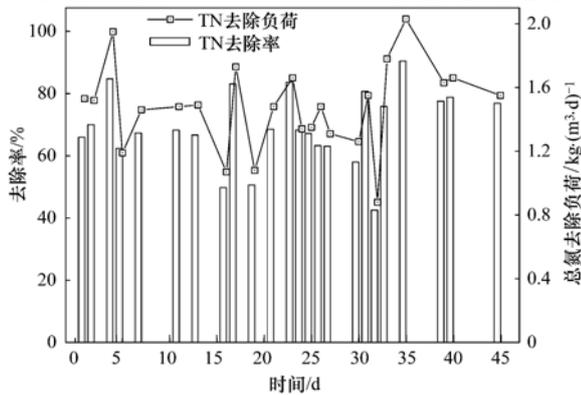


图 4 FBBR 稳定阶段 TN 去除率及 TN 去除负荷

Fig. 4 Variation of TN removal efficiency and TN removal load in the MBBR and FBBR during the stable stage

2.2 MBBR 的启动

本试验取原 FBBR 中的改性聚乙烯填料和生物膜污泥共 2.5 L, 直接在 MBBR 中进行培养, 通过连续进水并配合以足够的搅拌强度使改性聚乙烯填料呈流化状态, 使微生物与污水充分混合.

在培养初期(1~7)d, 由于生物膜污泥初步从固定床转移到移动床, 搅拌器带来的搅拌强度导致

产生碱度^[28, 29]. 考虑到反硝化适宜的 pH 范围为 6~8, DNRA 过程适宜的 pH 范围为 5~9^[30, 31], 并结合反应器 TN 去除率在曝气量调整前后从 37.81% 降到 19.53%, 可以看出, 相比微弱的反硝化作用, DNRA 作用明显占据上风.

8~21 d, 由于曝气量大量增加, 导致反应器内部的 DO 过量, 同时发现 NO_2^- -N 和 NO_3^- -N 出现大量积累, 于是缓慢降低曝气量并同步监测其运行状态, 到 21 d 时 TN 去除率从最初的 22.44% 增大至 75.91%; 出水 NO_2^- -N 浓度也从最高的 190.55 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 降低到 19.06 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$; 但 NO_3^- -N 浓度则呈现出先增加后降低再升高的趋势, 其变化趋势与此阶段 DO 的浓度变化相一致: 首先由于水中 DO 浓度过高致使 NOB 大量滋生, 将原本大量积累的 NO_2^- -N 迅速转化成 NO_3^- -N, 因此 NO_3^- -N 浓度不断升高, 最高达到 75.73 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 此时 DO 浓度为 6.75 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 此后通过降低曝气量使 DO 浓度得到降低, NOB 因此得到有效控制, 所以 NO_3^- -N 浓度得以降低, 随后低氧的环境有利于 ANAMMOX 进行厌氧氨氧化作用, 再加上微弱的 NOB 作用, 作为二者的共同产物的 NO_3^- -N, 其浓度逐渐增加并在 21 d

稳定在 54.81 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 到此阶段后期, $\Delta\text{NO}_3^-/\Delta\text{TN}$ 比值从最高的 0.27 逐渐降低为 0.12, 接近理论值 0.127^[32], 表明 FBBR 中的微生物已经适应了 MBBR 的环境. 此前, Yang 等^[33] 通过 FISH 检测同样发现在 PN/A 在 MBBR 中 AOB 和 ANAMMOX 菌为主要菌种, NOB 和异养反硝化菌则占据很小一部分. 可见, 通过控制溶解氧有效地抑制了 NOB 的活性, 确保了由 AOB 产生的大部分亚硝酸盐被用于厌氧氨氧化反应, 这与李慧博等^[20] 的研究发现相同.

紧随其后的 22~25 d, 由于污泥没有及时回流, 导致 TN 去除率和 NH_4^+ -N 去除率有所降低, 通过及时采取补救措施后, 二者迅速恢复至 82.74% 和 95.72%. 由于 MBBR 工艺兼具传统流化床和生物接触氧化法两者的优点, 在本试验中 MBBR 依靠曝气、搅拌器及水流提升作用使载体处于流化状态, 从而形成悬浮生长的活性污泥和附着生长的生物膜, 共同发挥附着相和悬浮相生物两者的优越性, 使之相互补充. 通过本试验进一步说明 MBBR 中悬浮污泥对脱氮性能确实存在很大影响. 因此回流显得尤为必要.

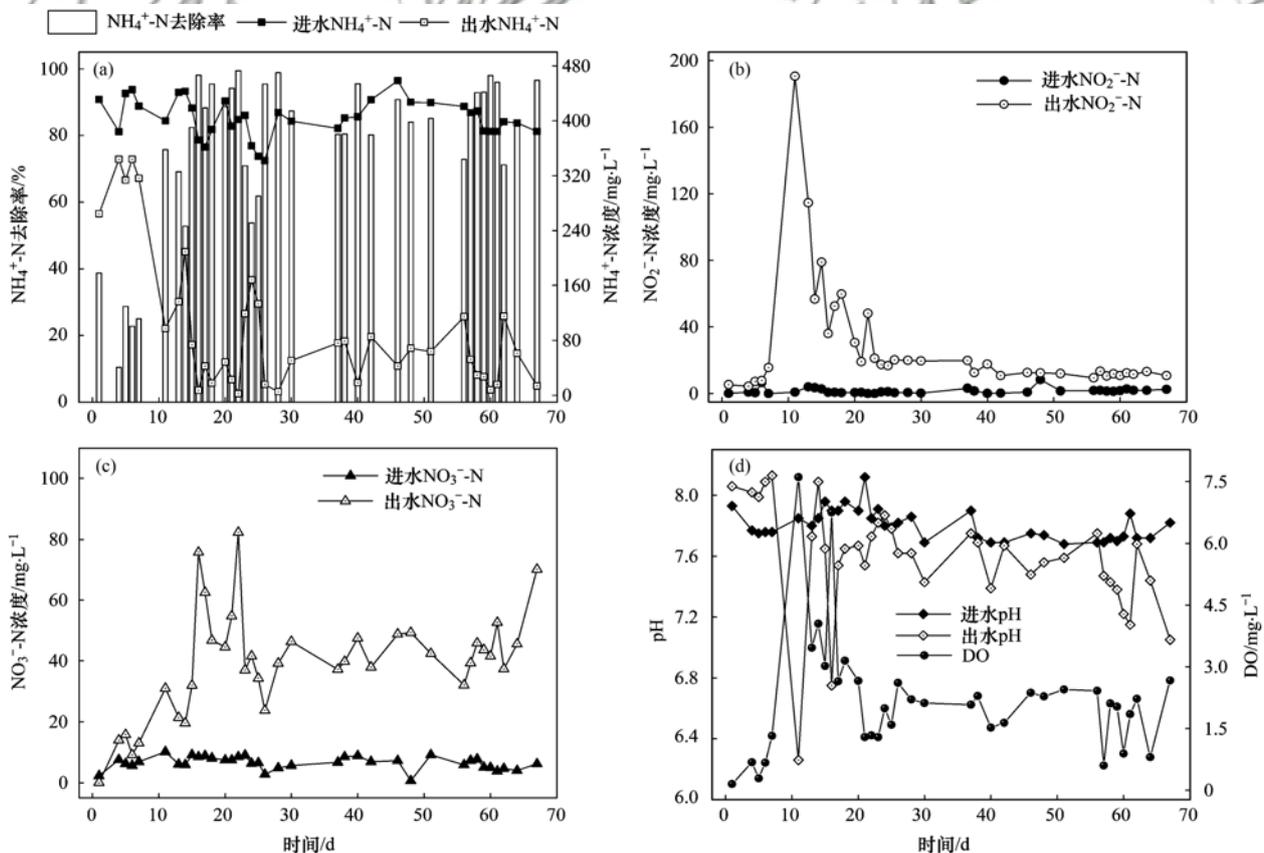


图 5 MBBR 各氮素浓度的变化

Fig. 5 Variation of nitrogen species concentration in the MBBR

2.3 MBBR 及 FBBR 稳定运行期对比

为了对比改进之后的 MBBR 与原来 FBBR 之间的区别与联系, 试验监测了两种工艺运行稳定期间的数据, 并进行对比. MBBR 及 FBBR 的氮素变化情况分别见图 3 与图 5.

2.3.1 各种氮素变化情况

26~67 d, MBBR 进入稳定运行阶段. 在此阶段, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 及 TN 去除率平均达到 74.28% 和 87.93%, 最高分别为 84.68% 和 98.82%. 出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 平均浓度分别为 49.39、13.74 及 43.20 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$; 首先, 为保证反应器内部微生物的活性, 试验控制 SRT 将反应器内的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 等物质维持在一定浓度以提供营养物质; 其次, 通过分析可得, 由于 AOB 亚硝化速率高于 ANAMMOX 菌的厌氧氨氧化速率, 从而出现了 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 积累; 此外, 通过计算, 除去 ANAMMOX 菌反应生成的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$, NOB 承担的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 仅为 5 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右, 进一步证明 NOB 在反应内部仅为少数. 而当 FBBR 稳定运行时, 其 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 平均浓度分别为 9.14 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 37.15 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 而出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的平均浓度则高达 81.21 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 其 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 及 TN 去除率平均为 69.29% 和 80.01%. 考虑到二者进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度相同, 根据试验数据显示, MBBR 相比 FBBR 具有更强的脱氮能力.

并且, 对比图 3 和图 5 中出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 变化曲线并结合试验数据, 可以看出 FBBR 中出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的波动比 MBBR 要大得多, 且在更高浓度范围内波动. 通过计算, MBBR 及 FBBR 在稳定运行阶段内 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率均方差 σ 分别为 8.31%、14.06%, TN 去除率均方差 σ 分别为 7.09%、11.79%, 前者均小于后者, 进一步说明 MBBR 工艺确实比传统的 FBBR 具有更稳定的脱氮性能. 考虑原因可能是由于, 在搅拌器和曝气的共同作用下, MBBR 中生物填料处于流化状态, 增大了生物膜填料与污水的接触面积, 使的微生物能够与水中的基质充分混合并加以利用, 在大大提高脱氮能力的同时富集了大量微生物, 因此对于环境因素(温度、pH 等)及进水负荷的变化带来的影响具有一定的缓冲能力, 因此具有稳定的去除能力.

此外, 在反应器稳定运行期间, FBBR 工艺中 DO 平均浓度为 3.09 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 曝气量稳定在 800 $\text{mL}\cdot\text{min}^{-1}$; 而 MBBR 工艺中 DO 平均浓度为 1.96 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 曝气量稳定在 1000 $\text{mL}\cdot\text{min}^{-1}$. 因此可见,

在曝气量更高的情况下, MBBR 稳定后的 DO 浓度却更低. 分析其主要原因在于, 相比 FBBR, MBBR 中的填料及微生物在曝气、搅拌器及进水的提升作用下与水呈完全混合状态, 改性聚乙烯填料在水中剪切作用增加了相互碰撞次数, 使反应器内部的空气气泡更加细小, 更容易与比表面积大的填料及微生物充分接触, 从而增加了氧气的利用率, 即, 氧气的传质能力大大增强.

2.3.2 总氮去除负荷

如图 6 所示, 在 MBBR 工艺运行初期, TN 去除负荷低至 0.12 $\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$, 然后随着曝气量的不断降低, 反应器内部的 DO 不断降低, TN 去除负荷恢复至 1.22 $\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$. 在第 23~25 d, 由于随排水而出的污泥没有及时回流, TN 去除负荷最低降至 0.58 $\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$. 事实上, 以往大部分研究中提到 MBBR 是没有悬浮物污泥的, 文献[34, 35]表明, 通常, 生长缓慢的 ANAMMOX 优先在大的聚集体中生长, 例如生物膜; 而 AOB 和 NOB 则倾向于在具有较少的扩散限制的较小聚集体中生长, 例如絮凝物. 因此推测悬浮状态的污泥中含有大量的 AOB 菌, 因此, 污泥流失对反应器的影响主要是因为, 反应器中主要的 AOB 以悬浮状态生长, 而随出水排除的污泥主要以 AOB 为主, 因此没有及时回流污泥造成的结果是导致反应器内部的 AOB 太少, 无法将进水中的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 全部利用, 也就无法为 ANAMMOX 菌提供足够的 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 进行自养脱氮, 导致 TN 去除负荷大幅度降低. 而此后经过及时回流污泥 TN 去除负荷便恢复至 1.42 $\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 的现象也与推测符合, 由此可见悬浮污泥至少承担了 50% 的脱氮效果.

MBBR 进入稳定阶段后, 其 TN 去除负荷基本稳定在 1.2 $\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 以上. 相比 MBBR 工艺, FBBR 工艺很容易受到环境因素的影响, 由于曝气的不稳定性及进水负荷的不稳定性, 其 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率、TN 去除率及 TN 去除负荷存在很大的波动. $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率最高可达 97.31%, 此时 TN 去除率及 TN 去除负荷分别为 90.43% 和 2.03 $\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$; 最低可达 48.18%, 此时 TN 去除率及 TN 去除负荷分别为 42.52% 和 0.88 $\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$. 如图 6 所示. 同时, 为了进一步探讨两种工艺在脱氮稳定性能上的区别, 通过计算 MBBR 工艺与 FBBR 工艺去除负荷的均方差 σ 分别为 0.17 $\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 和 0.27 $\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$, 证实了 MBBR 脱氮性能更加稳定的特点. 并且, Agrawal

等^[36]在同时对比研究采用悬浮污泥的 SBR、颗粒污泥的 SBR 及采用填料的 MBBR 脱氮性能中也发现采用填料的 MBBR 工艺较其他两种工艺具有更加稳定的脱氮性能。

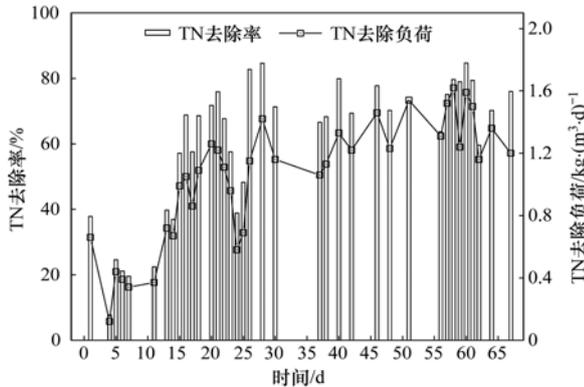


图6 MBBR 稳定阶段 TN 去除率及 TN 去除负荷

Fig. 6 Variation of TN removal efficiency and TN removal load in the MBBR during the stable stage

由图7可以看出,对比二者在稳定阶段的 TN 平均去除负荷,MBBR 与 FBBR 平均每天的去除负荷分别为 $1.33 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 和 $1.48 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 显然,尽管 FBBR 的脱氮能力波动比较大,但平均每天的去除负荷高于前者.但考虑到 FBBR 的填充率较高,即, FBBR 中 5.6 L 有效体积中有 4 L 的改性聚乙烯填料,因此通过计算平均每升填料每天的去除负荷得出, MBBR 与 FBBR 分别为 $0.53 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 和 $0.37 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 通过对比可以得出, MBBR 中每升填料上的微生物去除能力更强,推测原因在于 MBBR 内部流化状态的特殊环境使得微生物能够充分与水中基质及 DO 接触并及时利用,另外,也有可能是由于 MBBR 填料上微生物的生物量更大,因而带来更好的去除效果。

此外, MBBR 与 FBBR 曝气量分别稳定在 $1000 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$ 和 $800 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$, 结合二者平均每升填料每天的去除负荷量计算得出, MBBR 与 FBBR 每升填料每天达到 1 kg 的去除负荷分别需要曝气 $0.39 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ 和 $0.56 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$. 可以看出 MBBR 相比 FBBR, 每升填料去除等量的 TN 需要的曝气量更少,从运行成本的角度考虑,前者可有效降低能耗。

2.3.3 稳定期间污泥形态对比

在稳定运行期间, MBBR 与 FBBR 内部的填料及生物膜如图8所示,两种反应器的填料内部均充满了红色的生物膜,这是 ANAMMOX 的典型特征之一^[22]. 通过对比,可以看出二者明显的区别,一

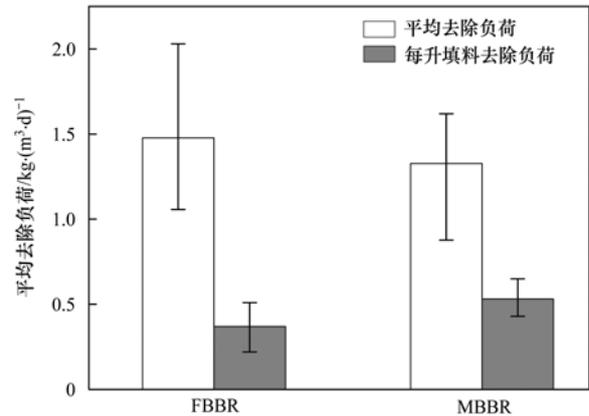


图7 FBBR 及 MBBR 稳定阶段平均去除负荷对比

Fig. 7 Comparison of average nitrogen removal loads in the FBBR and MBBR during the stable stage

方面, FBBR 中填料的外部附着有少量生物膜,而 MBBR 却没有,分析主要是因为 MBBR 内部的填料处于不断运动和碰撞过程中,进水、搅拌棒及曝气带来的水流的剪切力和冲刷力使填料外部的生物膜无法滞留;另一方面,相比 FBBR, MBBR 中填料上的生物膜颜色更鲜艳,并且相比 FBBR 中略为松软的生物膜, MBBR 中生物膜更加密实,这主要是由于 MBBR 比之 FBBR 的特殊环境,培养出来的生物膜自然更加耐冲刷而且也更牢固,这也是 MBBR 耐冲击负荷、去除效果更稳定的直接原因。

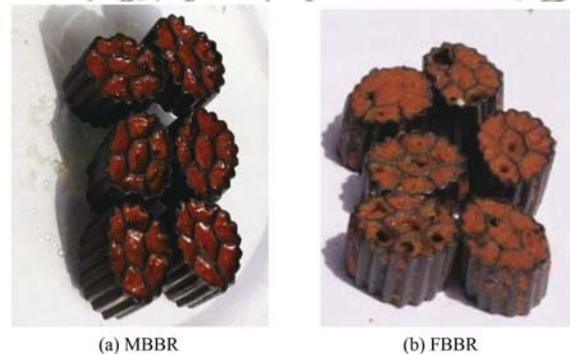


图8 MBBR 及 FBBR 稳定阶段填料上污泥的形态对比

Fig. 8 Comparison of different sludge morphology in the MBBR and FBBR during the stable stage

3 结论

(1) 控制温度在 $30^\circ\text{C} \pm 1^\circ\text{C}$, pH 约 7.8, 进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 稳定在 $400 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右, 取 FBBR 中全程自养脱氮填料及污泥至 MBBR 工艺中, 稳定运行后其 TN 平均去除率为 74%, 平均去除负荷为 $1.33 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 最高去除负荷达 $1.62 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 其相应 TN 去除率高达 79.69%。

(2) 运行期间, MBBR 与 FBBR 的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除

率、TN 去除率及去除负荷三组均方差分别为: 8.31% 和 14.06%, 7.09% 和 11.79%, 0.17 $\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 和 0.27 $\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$, 前者均小于后者, 表明 MBBR 脱氮性能更加稳定。

(3) 控制进水基质一致, MBBR 与 FBBR 的 DO 平均浓度分别为 1.96 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 3.09 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, MBBR 的平均去除负荷 [1.33 $\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$] 略低于 FBBR [1.48 $\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$], 但 MBBR 每升填料去除负荷 [0.53 $\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$] 却显著高于 FBBR [0.37 $\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$], 也意味着 MBBR 具有更高的氧气利用效率。

参考文献:

- [1] Third K A, Slikers A O, Kuenen J G, *et al.* The CANON system (completely autotrophic nitrogen-removal over nitrite) under ammonium limitation: interaction and competition between three groups of bacteria [J]. *Systematic and Applied Microbiology*, 2001, **24**(4): 588-596.
- [2] Kartal B, de Almeida N M, Maalcke W J, *et al.* How to make a living from anaerobic ammonium oxidation [J]. *FEMS Microbiology Reviews*, 2013, **37**(3): 428-461.
- [3] Joss A, Salzgeber D, Eugster J, *et al.* Full-Scale nitrogen removal from digester liquid with partial nitrification and anammox in one SBR[J]. *Environmental Science & Technology*, 2009, **43**(14): 5301-5306.
- [4] Liang Z, Liu J X. Landfill leachate treatment with a novel process: anaerobic ammonium oxidation (Anammox) combined with soil infiltration system[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2008, **151**(1): 202-212.
- [5] Van Dongen U, Jetten M S, Van Loosdrecht M C. The SHARON-Anammox process for treatment of ammonium rich wastewater[J]. *Water Science & Technology*, 2001, **44**(1): 153-160.
- [6] 左早荣, 付昆明, 仇付国, 等. CANON 工艺的研究现状及面临困难分析 [J]. *水处理技术*, 2013, **39**(9): 15-19.
- Zuo Z R, Fu K M, Qiu F G, *et al.* Analysis of the research status and difficulties of CANON process [J]. *Technology of Water Treatment*, 2013, **39**(9): 15-19.
- [7] 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.
- [8] Abma W R, Driessen W, Haarhuis R, *et al.* Upgrading of sewage treatment plant by sustainable and cost-effective separate treatment of industrial wastewater [J]. *Water Science & Technology*, 2010, **61**(7): 1715-1722.
- [9] 孙延芳, 韩晓宇, 张树军, 等. CANON 颗粒污泥工艺的启动与负荷提高策略 [J]. *环境科学*, 2017, **38**(8): 3429-3434.
- Sun Y F, Han X Y, Zhang S J, *et al.* Start-up of granular CANON process and the strategy for enhancing total nitrogen removal rate[J]. *Environmental Science*, 2017, **38**(8): 3429-3434.
- [10] Ali M, Oshiki M, Awata T, *et al.* Physiological characterization of anaerobic ammonium oxidizing bacterium 'Candidatus Jettenia caeni' [J]. *Environmental Microbiology*, 2015, **17**(6): 2172-2189.
- [11] Awata T, Oshiki M, Kindaichi T, *et al.* Physiological characterization of an anaerobic ammonium-oxidizing bacterium belonging to the "Candidatus scalindua" group[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2013, **79**(13): 4145-4148.
- [12] Daverey A, Su S H, Huang Y T, *et al.* Partial nitrification and anammox process: a method for high strength optoelectronic industrial wastewater treatment [J]. *Water Research*, 2013, **47**(9): 2929-2937.
- [13] Qiao S, Nishiyama T, Fujii T, *et al.* Rapid startup and high rate nitrogen removal from anaerobic sludge digester liquor using a SNAP process[J]. *Biodegradation*, 2012, **23**(1): 157-164.
- [14] 付昆明, 张杰, 曹相生, 等. 改性聚乙烯填料 CANON 反应器的启动与运行 [J]. *化工学报*, 2014, **65**(11): 4406-4412.
- Fu K M, Zhang J, Cao X S, *et al.* Start-up of CANON reactor with modified polyethylene carrier and its performance [J]. *CIESC Journal*, 2014, **65**(11): 4406-4412.
- [15] 李佳, 陈畅, 平文凯. 移动床生物膜反应器 (MBBR) 技术解决方案及其应用 [J]. *中国给水排水*, 2009, **25**(20): 63-66.
- Li J, Chen C, Ping W K. MBBR technical solution and its application [J]. *China Water & Wastewater*, 2009, **25**(20): 63-66.
- [16] Rusten B, Mattsson E, Broch-Due A, *et al.* Treatment of pulp and paper industry wastewaters in novel moving bed biofilm reactors [J]. *Water Science and Technology*, 1994, **30**(3): 161-171.
- [17] Broch-Due A, Andersen R, Opheim B. Treatment of integrated newsprint mill wastewater in moving bed biofilm reactors [J]. *Water Science and Technology*, 1997, **35**(2-3): 173-180.
- [18] 刘建广, 黄传伟, 谢勇军, 等. 两级 MBBR 深度处理高氨氮生活污水的研究 [J]. *中国给水排水*, 2011, **27**(3): 90-93.
- Liu J G, Huang C W, Xie Y J, *et al.* Study on two-stage MBBR for advanced treatment of domestic sewage with high ammonia nitrogen [J]. *China Water & Wastewater*, 2011, **27**(3): 90-93.
- [19] 沈雁群, 胡安辉, 杨岳平. MBBR 处理低 C/N 生活污水影响因素研究 [J]. *浙江大学学报(理学版)*, 2011, **38**(6): 671-676, 681.
- Shen Y Q, Hu A H, Yang Y P. Study on the affecting factors of domestic sewage with low C/N treated by MBBR [J]. *Journal of Zhejiang University (Science Edition)*, 2011, **38**(6): 671-676, 681.
- [20] 李慧博, 王银爽, 丁娟, 等. ANITA Mox 自养脱氮 MBBR 反应器的启动及运行 [J]. *中国给水排水*, 2014, **30**(5): 1-5.
- Li H B, Wang Y S, Ding J, *et al.* Start-up and operation of ANITA Mox deammonification MBBR [J]. *China Water & Wastewater*, 2014, **30**(5): 1-5.
- [21] 付昆明, 周厚田, 苏雪莹, 等. 生物膜短程硝化系统的恢复及其转化为 CANON 工艺的过程 [J]. *环境科学*, 2017, **38**(4): 1536-1543.
- Fu K M, Zhou H T, Su X Y, *et al.* Short-cut nitrification recovery and its transformation into CANON process in a biofilm reactor [J]. *Environmental Science*, 2017, **38**(4): 1536-1543.
- [22] 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.
- [23] 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.
- [24] Zekker I, Rikmann E, Tenno T, *et al.* Modification of nitrifying biofilm into nitrifying one by combination of increased free ammonia concentrations, lowered HRT and dissolved oxygen concentration[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2011, **23**(7): 1113-1121.
- [25] 鲁颐琼, 左剑恶, 杨洋. 动力学调控实现单一反应器内亚硝化与硝化过程的互相转化 [J]. *环境科学学报*, 2008, **28**(7): 1265-1271.
Lu Y Q, Zuo J E, Yang Y. Interchange between short-cut nitrification and nitrification in one single reactor by dynamic regulation[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2008, **28**(7): 1265-1271.
- [26] 李景贤, 罗麟, 杨慧霞. MBBR 法工艺的应用现状及其研究进展 [J]. *四川环境*, 2007, **26**(5): 97-101.
Li J X, Luo L, Yang H X. Status quo of application and research progress of MBBR process[J]. *Sichuan Environment*, 2007, **26**(5): 97-101.
- [27] 杨杉, 吴胜军, 蔡延江, 等. 硝态氮异化还原机制及其主导因素研究进展 [J]. *生态学报*, 2016, **36**(5): 1224-1232.
Yang S, Wu S J, Cai Y J, *et al.* The synergetic and competitive mechanism and the dominant factors of dissimilatory nitrate reduction processes: a review[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2016, **36**(5): 1224-1232.
- [28] 高景峰, 彭永臻, 王淑莹. SBR 法反硝化模糊控制参数 pH 和 ORP 的变化规律 [J]. *环境科学*, 2002, **23**(1): 39-44.
Gao J F, Peng Y Z, Wang S Y. Characters of fuzzy control parameters pH and ORP of denitrification in SBR process [J]. *Environmental Science*, 2002, **23**(1): 39-44.
- [29] 韦宗敏. 微好氧环境中硝酸盐异化还原成铵的影响研究 [D]. 广州: 华南理工大学, 2012.
Wei Z M. Preliminary research on dissimilatory nitrate reduction to ammonium in microaerobic condition [D]. Guangzhou: South China University of Technology, 2012.
- [30] Schmidt C S, Richardson D J, Baggs E M. Constraining the conditions conducive to dissimilatory nitrate reduction to ammonium in temperate arable soils [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2011, **43**(7): 1607-1611.
- [31] Šimek M, Cooper J E. The influence of soil pH on denitrification: progress towards the understanding of this interaction over the last 50 years [J]. *European Journal of Soil Science*, 2002, **53**(3): 345-354.
- [32] Strous M, Kuenen J G, Jetten M S M. Key physiology of anaerobic ammonium oxidation [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 1999, **65**(7): 3248-3250.
- [33] Yang J J, Trela J, Zubrowska-Sudol M, *et al.* Intermittent aeration in one-stage partial nitritation/anammox process [J]. *Ecological Engineering*, 2015, **75**: 413-420.
- [34] Corbalán-Robles L, Picioreanu C, van Loosdrecht M C M, *et al.* Analysing the effects of the aeration pattern and residual ammonium concentration in a partial nitritation-anammox process [J]. *Environmental Technology*, 2016, **37**(6): 694-702.
- [35] Vlaeminck S E, Terada A, Smets B F, *et al.* Aggregate size and architecture determine microbial activity balance for one-stage partial nitritation and anammox [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2010, **76**(3): 900-909.
- [36] Agrawal S, Karst S M, Gilbert E M, *et al.* The role of inoculum and reactor configuration for microbial community composition and dynamics in mainstream partial nitritation anammox reactors [J]. *MicrobiologyOpen*, 2017, **6**(4): e00456.

CONTENTS

Estimation of Fine Particle (PM _{2.5}) Emission Inventory from Cooking: Case Study for Shanghai	WANG Hong-li, JING Sheng-ao, LOU Sheng-rong, <i>et al.</i> (1971)
Chemical Characterization, Spatial Distribution, and Source Identification of Organic Matter in PM _{2.5} in summertime Shanghai, China	GAO Ya-qin, WANG Hong-li, JING Sheng-ao, <i>et al.</i> (1978)
Seasonal Variation and Source Analysis of Water-soluble Inorganic Salts in PM _{2.5} in the Southern Suburbs of Beijing	GAO Han-yu, WEI Jing, WANG Yue-si (1987)
Characteristics and Source Apportionment of Water-soluble Inorganic Ions in Road Dust PM _{2.5} During Spring in Tianjin Using the Quadrat Sampling Method	ZHAO Jing-qi, JI Ya-qin, ZHANG Lei, <i>et al.</i> (1994)
HONO Pollution Characteristics and Nighttime Sources During Autumn in Guangzhou, China	TIAN Zhi-lin, YANG Wen-da, YU Xiao-fang, <i>et al.</i> (2000)
Sulfur Sources and Oxidation Pathways in Summer Aerosols from Nanjing Northern Suburbs Using S and O Isotopes	HAN Xun, REN Jie, CHEN Shan-li, <i>et al.</i> (2010)
Methods for Determining and Applications of High-Resolution Vehicle Emission Inventory at County Scale	FAN Shou-bin, GUO Jin-jin, LI Xue-feng (2015)
Characteristics of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Emitted from Typical Industrial Biomass Boilers	LIN Yu-jun, BAI Li, WANG Huan-xiang, <i>et al.</i> (2023)
Research of Parameter Uncertainty for the HSPF Model Under Different Temporal Scales	PANG Shu-jiang, WANG Xiao-yan, MA Wen-jing (2030)
Contribution of Nitrogen Sources in Water Sources by Combining Nitrogen and Oxygen Isotopes and SIAR	JIN Zan-fang, ZHANG Wen-liao, ZHENG Qi, <i>et al.</i> (2039)
Pollution Characteristics and Health Risk Assessment of Volatile Organic Compounds in Baiyangdian Lake	GAO Qiu-sheng, ZHAO Yong-hui, JIAO Li-xin, <i>et al.</i> (2048)
Fluorescent Characteristics and Environmental Significance of Particulate Organic Matter in Lake Taihu, China	LÜ Wei-wei, YAO Xin, ZHANG Bao-hua, <i>et al.</i> (2056)
Distribution and Settlement of Microplastics in the Surface Sediment of Yangtze Estuary	ZHU Xiao-tong, YI Jun, QIANG Li-yuan, <i>et al.</i> (2067)
Water Chemistry and Characteristics of Dissolved Organic Carbon During the Wet Season in Wulixia Reservoir, SW China	LU Xiao-xuan, LI Qiang, JIN Zhen-jiang, <i>et al.</i> (2075)
Bioavailability of Dissolved Organic Carbon in Rivers for Typical Vegetation Types in the Permafrost Regions on the Qinghai-Tibet Plateau	MA Xiao-liang, LIU Gui-min, WU Xiao-dong, <i>et al.</i> (2086)
Characteristics of Dissolved Organic Matter (DOM) and Relationship with Dissolved Heavy Metals in a Peri-urban and an Urban River	LIANG Meng-qi, SHAO Mei-ling, CAO Chang-li, <i>et al.</i> (2095)
Migration and Transformation of Dissolved Organic Matter in Karst Water Systems and an Analysis of Their Influencing Factors	ZHANG Lian-kai, LIU Peng-yu, QIN Xiao-qun, <i>et al.</i> (2104)
Source and Distribution of Dissolved Metal Ions in the Backwater Area of Pengxi River in Three Gorges Reservoir	ZHAO Xiao-song, YU Jian-jun, FU Li, <i>et al.</i> (2117)
Differences in Diffusive Fluxes of Nutrients from Sediment Between the Natural River Areas and Reservoirs in the Lancang River Basin	WANG Xue, CHENG Bao, YANG Zheng-jian, <i>et al.</i> (2126)
Nutrient Distribution Characteristics of the Sediment-water System in the Xiangxi River During the Impoundment of TGR	SU Qing-qing, LIU De-fu, JI Dao-bin, <i>et al.</i> (2135)
Effects of Submerged Macrophytes on Different Phosphorus Fractions in Overlying Water and Interstitial Water	YANG Wen-bin, GAO Shun-feng, WAN Rui, <i>et al.</i> (2145)
Distribution Characteristics and Fluxes of Nitrogen and Phosphorus at the Sediment-water Interface of Yuqiao Reservoir	WEN Shuai-long, GONG Wan-qing, WU Tao, <i>et al.</i> (2154)
Distribution of Phosphorus Fractions in Surface Sediments of Minjiang Mainstreams	YANG Geng, QIN Yan-wen, HAN Chao-nan, <i>et al.</i> (2165)
Nitrate Uptake Kinetics and Correlation Analysis in an Agricultural Drainage Ditch	LI Ru-zhong, YIN Qi-he, GAO Su-di, <i>et al.</i> (2174)
Influencing Factors for Phosphorus Removal by Modified Bio-ceramic Substrates Coated with ZnAl-LDHs Synthesized by Different Modification Conditions	XIANG Yang, ZHANG Xiang-ling, LEI Yu, <i>et al.</i> (2184)
Removal of Odorants in Drinking Water Using VUV/Persulfate	SUN Xin, SHI Lu-xiao, ZHANG Yi, <i>et al.</i> (2195)
Degradation of OG with Peroxymonosulfate Activated by a MnFe ₂ O ₄ -graphene Hybrid	XIA Wen-jun, LIU Feng, HAO Shang-bin, <i>et al.</i> (2202)
Mechanism of As(V) Removal from Water by Lanthanum and Cerium Modified Biochars	LI Jin, ZU Yan-qun, LI Gang, <i>et al.</i> (2211)
Adsorption of Dissolved Organic Matter with Different Relative Molecular Masses on Inorganic Minerals and Its Influence on Carbamazepine Adsorption Behavior	LIANG Yu, HE Jiang-tao, ZHANG Si (2219)
Pollution Characteristics of Organophosphorus Flame Retardants in a Wastewater Treatment Plant	SUN Jia-wei, DING Wei-nan, ZHANG Zhan-en, <i>et al.</i> (2230)
Enhanced Coagulation as a Pretreatment for Low Temperature Wastewater	LIU Hai-long, REN Yu-xia, ZHANG Zhong-min (2239)
Operating Characteristics and Fouling Characteristics of a RO Membrane System for Desalination of Dyeing Wastewater	TAN Yu-jun, ZHANG Ze-tian, WU Qian-yuan, <i>et al.</i> (2249)
Optimization of the Nitrogen Removal Performance on the CANON Process in a Biofilm Reactor: From FBBR to MBBR	FU Kun-ming, LI Hui, ZHOU Hou-tian, <i>et al.</i> (2256)
Microbial Community Dynamics During Two Sludge Granulation Processes	GAO Jing-feng, ZHANG Li-fang, ZHANG Shu-jun, <i>et al.</i> (2265)
Sludge Conditioning Performance of Polyaluminum, Polyferric, and Titanium Xerogel Coagulants	WANG Xiao-meng, WANG Xin, YANG Ming-hui, <i>et al.</i> (2274)
Effects of Heat and Heat-alkaline Treatments on Disintegration and Dissolved Organic Matter in Sludge	DAI Qin, ZHANG Wen-zhe, YU Pan-fen, <i>et al.</i> (2283)
Effect of Different Ratios of Anaerobic Time and Aeration Time on the Formation of Partial Nitrification Granules	LI Dong, GUO Yue-zhou, CAO Mei-zhong, <i>et al.</i> (2289)
Spatial and Temporal Variation of Mercury in Municipal Sewage Sludge in China	WANG Ning, LIU Qing-wei, ZHI Yin, <i>et al.</i> (2296)
Characteristics of N ₂ O Release and Influencing Factors in Grass-type and Algae-type Zones of Taihu Lake During Summer	ZHENG Xiao-lan, WEN Shuai-long, LI Xin, <i>et al.</i> (2306)
Analysis of Greenhouse Gas Emission Characteristics and Their Influencing Factors in the Algae Zone of Lake Taihu	JIA Lei, PU Yi-ni, YANG Shi-jun, <i>et al.</i> (2316)
Dynamics of CO ₂ and N ₂ O in Seasonal Frozen Soil Profiles for a Typical Steppe in Inner Mongolia	LI Jin-bo, YAO Nan, LI Xiu, <i>et al.</i> (2330)
Characteristics of CO ₂ Flux in a Mature Apple (<i>Malus domestica</i>) Orchard Ecosystem on the Loess Plateau	YANG Jian-feng, YANG Xiao-ni, WANG Jun-hua, <i>et al.</i> (2339)
Effects of Biochar Application Rates on Greenhouse Gas Emissions in the Purple Paddy Soil	QI Le, GAO Ming, GUO Xiao-min, <i>et al.</i> (2351)
Short-Term Effects of Different Fertilization Treatments on Greenhouse Gas Emissions from Northeast Black Soil	LI Ping, LANG Man, LI Miao, <i>et al.</i> (2360)
Eukaryotic Micro-plankton Community Diversity and Characteristics of Regional Distribution in the Yellow Sea by ITS High-throughput Sequencing	ZHANG Li, LIN Jia-ning, ZHANG Yuan, <i>et al.</i> (2368)
Influence of Different Patterns of Discharge on Microbial Diffusion in Municipal Treated Wastewater	LANG Xiu-lu, SONG Zhi-wen, XU Ai-ling, <i>et al.</i> (2380)
Impact of Tourism on Bacterial Communities of Karst Underground River: A Case Study from Two Caves in Fengdu, Chongqing	LÜ Xian-fu, HE Qiu-fang, WANG Feng-kang, <i>et al.</i> (2389)
Diversity of the Microbial Community in Rice Paddy Soil with Biogas Slurry Irrigation Analyzed by Illumina Sequencing Technology	ZHU Jin-shan, ZHANG Hui, MA Lian-jie, <i>et al.</i> (2400)
Effect of Biochar Amendment on Physicochemical Properties and Fungal Community Structures of Cinnamon Soil	YAN Hai-tao, YIN Quan-yu, DING Song-shuang, <i>et al.</i> (2412)
Carbon Metabolism Characteristics of the Karst Soil Microbial Community for Pb-Zn Mine Tailings	FANG Jun-jia, LI Qiang, LIU Chang, <i>et al.</i> (2420)
Denitrification Characteristics and Community Structure of Aerobic Denitrifiers from Lake and Reservoir Sediments	KANG Peng-liang, ZHANG Hai-han, HUANG Ting-lin, <i>et al.</i> (2431)
Investigation of the Coupling Mechanism Between Naphthalene Degradation and Denitrification of a Naphthalene Degraded Bacterial Consortium Under Denitrification	ZHANG Ze-yu, WANG Ming-xia, CHENG Yong-yi, <i>et al.</i> (2438)
Spatial Distribution Study and Pollution Assessment of Pb in Soils in the Xijiang River Drainage of Guangxi	ZHANG Yun-xia, SONG Bo, CHEN Tong-bin, <i>et al.</i> (2446)
Effects of Agricultural Activities on Soil Mercury Changes in the Water-Level-Fluctuating Zone of the Three Gorges Reservoir	CHEN Qiu-yu, SUN Song, YIN De-liang, <i>et al.</i> (2456)
Screening and Identification of Arsenic-resistant Endophytic Bacteria from Different Rice Tissues (<i>Oryza sativa</i> L.) in Different Growth Stages	WANG Bo-xun, WANG Xue-dong, DUAN Gui-lan (2464)
Characteristics of Mercury Transformation in Soil and Accumulation in Rice Plants in an Acidic Purple Paddy Soil Area	LI Yu-qin, SUN Tao, DENG Han, <i>et al.</i> (2472)
Life Cycle Environmental Impact Assessment on Different Modes of Greenhouse Vegetable Production in the North China Plain	XU Qiang, HU Ke-lin, LI Ji, <i>et al.</i> (2480)
Health Effects of PM _{2.5} Based on Bacterial Toxicity Test and Transcriptional Analysis in Lungs of Mice	SONG Peng-cheng, LU Shu-yu, WEI Yong-jie, <i>et al.</i> (2489)
Socio-economic Factors Influencing the Spatial Distribution of PM _{2.5} Concentrations in China: An Exploratory Analysis	DUAN Jie-xiong, ZHAI Wei-xin, CHENG Cheng-qi, <i>et al.</i> (2498)