

方知库
Eco-Environmental
Knowledge Web

环境科学

ENVIRONMENTAL SCIENCE

ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV
HUANJING KEXUE

■ 主办 中国科学院生态环境研究中心
■ 出版 科学出版社



2020

Vol.41 No.6
第41卷 第6期

目次

基于SPAMS的天津市夏季环境受体中颗粒物的混合状态及来源	林秋菊, 徐娇, 李梅, 王伟, 史国良, 冯银厂 (2505)
南京北郊降水无机离子和有机酸的化学特征及来源分析	杨笑影, 曹芳, 林煜棋, 章炎麟 (2519)
西安市PM _{2.5} 中水溶性离子的季节变化特征	黄舍舍, 王羽琴, 李升苹, 陈庆彩 (2528)
新疆石化工业区颗粒物含水量和酸度对二次无机组分形成的影响	刘会斌, 迪丽努尔·塔力甫, 王新明, 张潇潇, 王威, 阿布力克木·阿不力孜, 买里克扎提·买合木提, 刘伟 (2536)
长秋季生物物质燃烧对PM _{2.5} 中WSOC吸光性的影响	孟德友, 曹芳, 翟晓瑶, 张世春, 章炎麟 (2547)
2019年5月上海复合污染过程中挥发性有机物的污染特征及来源	王倩 (2555)
南京工业区秋季大气挥发性有机物污染特征及来源解析	曹梦瑶, 林煜棋, 章炎麟 (2565)
郑州市春季大气污染过程VOCs特征、臭氧生成潜势及源解析	任义君, 马双良, 王思维, 于世杰, 李一丹, 张瑞芹, 尹沙沙 (2577)
上甸子区域背景站VOCs污染特征及其对臭氧生成贡献	韩婷婷, 李颖若, 邱雨露, 何迪, 王焱, 马志强 (2586)
北京市餐饮业大气污染物排放特征	孙成一, 白画画, 陈雪, 翟翼飞, 高启天, 何万清, 聂磊, 石爱军, 李国傲 (2596)
北京市农业机械排放因子与排放清单	王凯, 樊守彬, 亓浩云 (2602)
北京市土壤风蚀扬尘排放因子本地化	李贝贝, 黄玉虎, 毕晓辉, 刘李阳, 秦建平 (2609)
基于MODIS_C061的长三角地区AOD与Angström指数时空变化分析	张颖蕾, 崔希民 (2617)
环渤海地区2,4,4'-三氯联苯的多介质归趋模拟	张毅, 马艳飞, 宋帅, 吕永龙, 张盛, 吴强 (2625)
岗南水库沉积物间隙水有色溶解有机物的时空分布特征及差异分析	周石磊, 孙悦, 苑世超, 彭瑞哲, 刘世崇, 岳奇丞, 张航, 王周强, 李再兴, 罗晓 (2635)
“河-湖”沉积物重金属环境特征及来源解析	李悦昭, 陈海洋, 孙文超 (2646)
伊通河(城区段)沉积物重金属形态分布特征及风险评价	姜时欣, 翟付杰, 张超, 王蒙蒙, 单保庆 (2653)
典型岩溶地下河流域水体中硝酸盐源解析	赵然, 韩志伟, 申春华, 张水, 涂汉, 郭永丽 (2664)
沉积物参与氮磷脉冲式输入对太湖水体营养盐浓度和藻类生长的影响	陈洁, 许海, 詹旭, 许笛, 朱广伟, 朱梦圆, 李鹏飞, 康丽娟 (2671)
丰水期东洞庭湖超微型浮游藻类时空分布特征及其影响因素	李胜男, 陈豪宇, 彭华, 李芸君, 朱坚, 简燕, 纪雄辉 (2679)
胶网藻对水体中恩诺沙星的毒性响应及去除作用	王振方, 韩子玉, 王梦雪, 马逸驰, 王婷, 王丽卿, 张玮 (2688)
不同光照和磷水平下两种沉水植物磷富集和钙磷含量的比较	桑雨璇, 杨珈乐, 熊怡, 尹文博, 汪华, 王和云 (2698)
过氧化钙复合片剂对水体修复和底泥磷控制的作用	张帅, 李大鹏, 丁玉琴, 徐楚天, 许鑫澎, 孙培荣, 赵哲豪, 黄勇 (2706)
基于区域DNDC的稻田轮作氮素空间分异与驱动分析:以晋江流域为例	王亚楠, 祝伟, 祁新华, 范水生 (2714)
不同铁锰浓度的低温铁锰氨地下水净化中氨氮去除途径	张杰, 梅宁, 刘孟浩, 叶雪松, 李冬 (2727)
高晶度Mn-Fe LDH催化剂活化过一硫酸盐降解偶氮染料RBK5	李立, 吴丽颖, 董正玉, 王霖, 张倩, 洪俊明 (2736)
Fe-cyclam/H ₂ O ₂ 体系催化降解罗丹明B机制	余雨清, 陈翔宇, 蔡荣华, 黄歆珏, 陈曼 (2746)
微生物光电化学池去除硝酸盐氮:以PANl/TiO ₂ -NTs为光阳极	卢忆, 周海珊, 彭瑞建, 叶杰旭, 陈建孟, 宋爽, 张士汉 (2754)
缺氧MBR-MMR处理海水养殖废水性能及膜污染特性	陈凡雨, 徐仲, 尤宏, 柳锋, 李之鹏, 陈其伟, 韩红卫 (2762)
HRT对改良式A ² /O-BAF反硝化除磷脱氮的影响	赵凯亮, 刘安迪, 南彦斌, 梁利民, 王云霞, 陈永志 (2771)
重金属Ni(II)对厌氧氨氧化脱氮性能的影响及其动力学特征变化	孙琪, 赵白航, 范飒, 周邦磊, 李玉璋 (2779)
异养硝化-好氧反硝化混合菌对尿素的去除及重金属和盐度的影响	王萌萌, 曹刚, 张迪, 冯乃亮, 潘涌璋 (2787)
火山岩填料曝气生物滤池的SNAD工艺启动特性及功能菌丰度演替	薛嘉俊, 张绍青, 张立秋, 李淑更, 姚海楠, 耿忠轩, 李鸿, 刘晓玲 (2796)
游离羟胺对两种典型亚硝态氮氧化菌活性的影响	沈琛, 张树军, 彭永臻 (2805)
死菌DNA对厌氧消化污泥中抗生素抗性基因及微生物群落分析的干扰	苏宇傲, 刘宏波, 毛秋燕, 张慧旻, 张衍, 刘和 (2812)
中国农田土壤重金属空间分布特征及污染评价	陈文轩, 李茜, 王珍, 孙兆军 (2822)
土壤环境质量预警体系构建与应用	李笑诺, 丁寿康, 陈卫平, 王夏晖, 吕斯丹, 刘睿 (2834)
不同母质发育土壤团聚体分布对外源输入秸秆的响应及其与有机碳矿化的关系	毛霞丽, 邱志腾, 张爽, 沈倩, 章明奎 (2842)
长期施肥稻田土壤胞外酶活性对底物可利用性的响应特征	宁玉菲, 魏亮, 魏晓梦, 祝贞科, 袁红朝, 葛体达, 吴金水 (2852)
生物质炭对磷富集土壤中两种元素生物有效性及作物镉积累的影响	黄洋, 郭晓, 胡学玉 (2861)
基于田块尺度的农田土壤和小麦籽粒镉铅污染特征及健康风险评价	肖冰, 薛培英, 韦亮, 刘成程, 高培培, 樊利敏, 杜佳燕, 刘文菊 (2869)
重构土壤垂直剖面重金属Cd赋存形态及影响因素	胡青青, 沈强, 陈飞, 尹炳, 邹宏光, 庄红娟, 张世文 (2878)
新乡市镉污染土壤细菌群落组成及其对镉固定效果	陈兆进, 李英军, 邵洋, 林立安, 徐鸽, 陈彦, 田伟, 姚伦广, 韩辉 (2889)
三峡消落带适生植物根系活动调控土壤养分与细菌群落多样性特征	李丽娟, 李昌晓, 陈春桦, 杨治华, 陈雪梅 (2898)
滇池水中细菌和古菌氮代谢功能基因的空间分布	张宇, 左剑恶, 王丝可, Alisa Salimova, 李爱军, 李玲玲 (2908)
模拟升温对冰川前缘地微生物种群的影响	王愉琬, 马安周, 种国双, 谢飞, 周汉昌, 刘国华, 庄国强 (2918)
水肥气耦合对温室番茄土壤N ₂ O排放及番茄产量的影响	商子惠, 蔡焕杰, 陈慧, 孙亚楠, 李亮, 朱艳, 王晓云 (2924)
矸石山及其周边村庄土壤浸出液对大麦的毒性作用	尚誉, 杨丰隆, 宁夏, 董铁茹, 桑楠 (2936)
海南省昌化江河口海域生物体中多环芳烃污染特征、来源解析及健康风险评价	汪慧娟, 旷泽行, 周贤, 覃晓青, 黄洪辉 (2942)
春季北京市河流大型底栖动物群落结构特征及影响因素分析	贺玉晓, 李珂, 任玉芬, 王思琪, 方文颖 (2951)
热解温度和时间对香蒲生物炭性质的影响及生态风险评估	蔡朝卉, 楚沉静, 郑浩, 罗先香, 李锋民 (2963)
长江经济带交通碳排放测度及其效率格局(1985~2016年)	蒋自然, 金环环, 王成金, 叶士琳, 黄艳豪 (2972)
《环境科学》征订启事(2595) 《环境科学》征稿简则(2687) 信息(2697, 2713, 2811)	

火山岩填料曝气生物滤池的 SNAD 工艺启动特性及功能菌丰度演替

薛嘉俊^{1,2}, 张绍青^{1,3}, 张立秋^{1,3*}, 李淑更^{2,3}, 姚海楠^{1,2}, 耿忠轩^{1,2}, 李鸿^{1,2}, 刘晓玲^{2,3}

(1. 广州大学土木工程学院, 广州 510006; 2. 广州大学珠江三角洲水质安全与保护教育部重点实验室, 广州 510006; 3. 广州大学环境科学与工程学院, 广州 510006)

摘要: 为研究同步亚硝化、厌氧氨氧化耦合反硝化 (SNAD) 工艺在浸没式生物滤池反应器 (SBAF) 内的运行特性, 同时接种亚硝化污泥和富集 ANAMMOX 的填料启动 SNAD 反应器。结果表明在 $60 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 有机物浓度下, 自养脱氮和反硝化实现较好的耦合, 并在该浓度下稳定运行了 67 d, 其总氮去除率最高可达 92.0%, COD 去除率最高达 82.9%, 最高总氮去除负荷为 $2.3 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 。与全程自养脱氮 (CANON) 工艺相比, SNAD 工艺的平均总氮去除率提高了 12.6%。荧光定量 PCR 结果显示, 系统启动后 AOB 菌的丰度有所增长, ANAMMOX 菌的丰度增长了 1 个数量级, 而 NOB 菌和反硝化菌的数量维持在较低水平 (小于 $10^7 \text{ copies} \cdot \text{g}^{-1}$), 表明以火山岩为填料的浸没式生物滤池反应器有利于 ANAMMOX 和 AOB 的协同生长, 可快速实现 SNAD 工艺的启动。

关键词: SNAD 工艺; CANON 工艺; 火山岩填料; 生物滤池; 定量 PCR

中图分类号: X703 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2020)06-2796-09 DOI: 10.13227/j.hjxx.201911134

Start-up Characteristics of SNAD Process and Functional Abundance Succession of Volcanic Rock Biological Aerated Filter

XUE Jia-jun^{1,2}, ZHANG Shao-qing^{1,3}, ZHANG Li-qiu^{1,3*}, LI Shu-geng^{2,3}, YAO Hai-nan^{1,2}, GENG Zhong-xuan^{1,2}, LI Hong^{1,2}, LIU Xiao-ling^{2,3}

(1. School of Civil Engineering, Guangzhou University, Guangzhou 510006, China; 2. Key Laboratory for Water Quality and Conservation of the Pearl River Delta, Ministry of Education, Guangzhou University, Guangzhou 510006, China; 3. School of Environmental Science and Engineering, Guangzhou University, Guangzhou 510006, China)

Abstract: A SNAD (simultaneous partial nitrification, ANAMMOX, and denitrification) process initiated in a submerged biological aerated filter (SBAF) was started up by seeding nitrification sludge and an ANAMMOX filter to investigate the operating characteristics and the succession of functional bacteria. The results showed that when the autotrophic nitrogen removal and denitrification were operated stably for 67 days at an initial COD concentration of $60 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, the maximum nitrogen removal efficiency, the COD removal rate, and the nitrogen removal rate were 92.0%, 82.9%, and $2.3 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, respectively. Moreover, the total nitrogen removal rate of the SNAD process in this study was 12.6% higher than that of CANON process. The results of quantitative PCR showed that the abundance of AOB slightly increased, while the abundance of ANAMMOX was one order higher than that before the start-up of SNAD. In comparison, the abundances of denitrifiers and NOB remained at a relatively low level ($10^7 \text{ copies} \cdot \text{g}^{-1}$). Taken together, these results suggested that the SBAF process with volcanic filter was beneficial for the accumulation of ANAMMOX and AOB.

Key words: SNAD process; CANON process; volcanic rock; filter; quantitative PCR

传统的硝化反硝化生物脱氮工艺,耗氧量高且需额外投加有机碳源^[1]。作为近年来生物脱氮的研究热点,全程自养脱氮 (completely autotrophic nitrogen removal over nitrite, CANON) 工艺是一种基于亚硝化的全程自养生物脱氮工艺,该工艺是在一体化反应器体系内同时实现亚硝化与厌氧氨氧化反应^[2]。CANON 工艺无须添加有机碳源和节省 50% 耗碱量、62.5% 耗氧量^[3],脱氮途径短^[4]。然而, CANON 工艺理论上只能去除 89% 的氮素,产生 11% 的硝氮,并且不能去除废水中不同基质浓度的有机物^[5]。考虑到实际运行中 CANON 工艺受到溶解氧、温度、pH 值和微生物分布特征等因素的影响,其脱氮效率往往达不到理论值。顾澄伟等^[6]以纤维

载体为填料,同时接种亚硝化污泥和 ANAMMOX 泥,85 d 成功启动 CANON 工艺,稳定运行下平均总氮去除率为 74.4%。付昆明等^[7]通过接种 CANON 污泥,以人工配制无机高氨氮废水为对象,经过 60 d 成功启动 CANON 反应器,总氮去除率最高为 75.6%。而同步亚硝化、厌氧氨氧化耦合反硝化 (simultaneous partial nitrification, ANAMMOX, and denitrification, SNAD) 工艺是在 CANON 工艺基础上

收稿日期: 2019-11-14; 修订日期: 2020-01-03

基金项目: 国家自然科学基金项目 (51478127, 51708140); 广州市科技计划项目 (201510010051)

作者简介: 薛嘉俊 (1996~), 男, 硕士研究生, 主要研究方向为污水生物处理, E-mail: 1375865425@qq.com

* 通信作者, E-mail: zllqiu@163.com

额外添加有机碳源引入适量的反硝化菌. 相比于 CANON 工艺, SNAD 工艺能同时实现有机物和总氮去除率的提高^[8].

目前, 关于 SNAD 工艺的研究多采用 SBR 反应器^[9~12], 而针对浸没式生物滤池反应器 (submerged biological aerated filter, SBAF) 启动 SNAD 工艺的研究鲜有报道. 有研究表明, 采用 SBAF 能提高氨氮去除率并且微生物附着在填料粗糙多孔的内部和表面, 从而维持较高的生物量和减少生物量的流失^[13,14]. 浸没式生物滤池反应器采用连续进水的方式可以及时排除反应器内的有害物质, 避免有害物质的积累导致脱氮性能的下降^[15]. 与此同时, 其采用气水平向上向流, 使水和气进行极好地均分, 能有效防止气泡在滤层中凝结, 并且其较好的气水混合效果能有效避免滤料的堵塞^[16].

因此, 本试验采用浸没式生物滤池反应器, 接种亚硝化污泥和富集 ANAMMOX 菌的火山岩填料, 在常温下实现了 SNAD 系统的启动及稳定运行, 并考察了启动前后各种细菌的丰度变化情况, 以期为浸没式生物滤池 SNAD 工艺在工程实践中的应用提供借鉴和依据.

1 材料与方法

1.1 试验装置和材料

本试验采用浸没式生物滤池反应器 (图 1). 装置由有机玻璃制成, 高 100 cm, 内径 9 cm, 有效容积为 2 L. 采用直径 4~10 mm 的黑色火山岩为填料, 其孔隙率为 58.5%, 装填高度 70 cm. 滤池底部装填 5 cm 厚的玻璃珠承托层. 反应器采用上向流, 沿水流方向每隔一段距离设取样口和取料口, 取样口高度分别为 10、30、50、70 和 90 cm, 取料口高度分别为 15、40 和 65 cm. 反应器底部设曝气装置, 由转子流量计控制曝气量大小, 滤池底部设有进水口, 顶部设有排气口, 外部设置水浴层 (23~27℃) 并缠绕黑色塑料袋以避免光和保温. 滤柱上方设有温度和 pH 在线监测系统.

1.2 试验用水和接种污泥

本试验用水采用模拟晚期垃圾渗滤液废水, 配水中添加适量的 NH_4Cl 、 NaHCO_3 、 K_2HPO_4 和葡萄糖配置而成, 添加微量元素溶液 $0.35 \text{ mL} \cdot \text{L}^{-1}$. 其中微量元素溶液成分为 $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ $3.515 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ $0.359 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ $0.075 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ $0.300 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ $0.375 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$. 由于配水中溶解氧浓度较高, 且试验过程中没有对原水进行吹脱, 因此少量 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 氧化成 $\text{NO}_2^- - \text{N}$, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 为 $0 \sim 5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 主要来源于自来

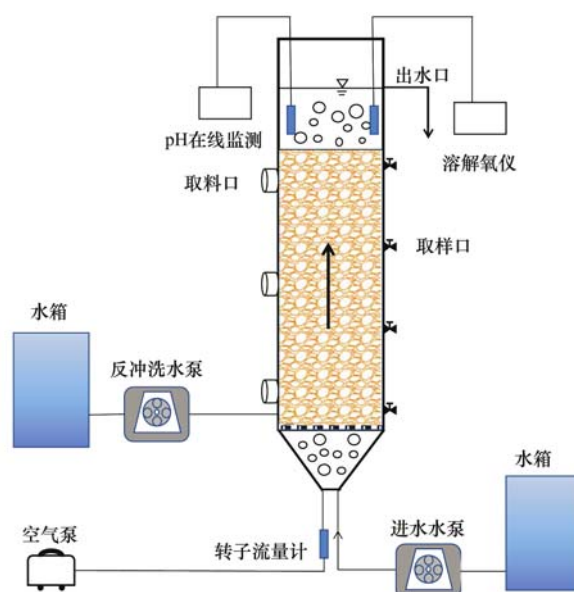


图 1 反应器装置示意

Fig. 1 Schematic diagram of the submerged biological aerated filter (SBAF)

水自身. 进水 pH 通过 NaHCO_3 调节, 控制在 7.5~8.5.

反应器接种的亚硝化污泥来自于实验室稳定运行的亚硝化 SBR 反应器, 反应器亚硝化率在 85.9% 以上, 亚硝化容积负荷在 $0.6 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 左右, 污泥浓度为 $3500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 接种量为 1 L. 富集 ANAMMOX 的填料来自运行稳定的上向流火山岩填料厌氧氨氧化滤柱, 总氮去除率稳定在 85.5% 左右, 总氮去除负荷为 $0.5 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$.

1.3 试验方法

反应启动前 6 d 为挂膜阶段, 采用 SBR 运行方式对反应器进行挂膜, 利用蠕动泵将容器中的模拟废水打入反应器中, 并将反应器出水回流至上述容器中, HRT 为 24 h. 反应器运行分为 4 个阶段. 阶段一: CANON 工艺启动阶段. 反应器采用连续流低曝气方式, 通过逐渐降低进水 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度和间歇曝气的方法提高 AOB 的活性, 使得 AOB 和 ANAMMOX 在同一反应器内协同生长. 阶段二: CANON 工艺工况优化及稳定运行. 通过提高进水负荷并调节曝气量和曝停时间寻找使反应器总氮去除率及总氮去除负荷均达到最佳值的运行工况. 阶段三: SNAD 启动阶段. 通过添加不同基质浓度的有机物富集反硝化菌, 进一步提高总氮去除率同时去除 COD. 阶段四: SNAD 稳定运行, 控制反应器在最优工况条件下运行, 从而提高出水水质.

1.4 检测指标和方法

本试验废水中氮素测定采用国家标准方法, 具体方法见表 1. 本研究中有的一些指示系统运行情况的参数与指标: 总氮、总氮去除率、总氮去除负荷, 氨

氮去除率、游离氨(FA)和特征比,其计算方法如下:

$$\rho(\text{TN})_{\text{出水}} = \rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})_{\text{出水}} + \rho(\text{NO}_2^- - \text{N})_{\text{出水}} + \rho(\text{NO}_3^- - \text{N})_{\text{出水}}$$

$$\text{总氮去除率} = \frac{\Delta\rho(\text{TN})}{\rho(\text{TN})_{\text{出水}}} \times 100\%$$

$$\text{总氮去除负荷} [\text{kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}] = \frac{\Delta\rho(\text{TN}) \times 24 \times V}{\text{HRT}}$$

$$\text{氨氮去除率} = 1 - \frac{\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})_{\text{出水}}}{\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})_{\text{进水}}} \times 100\%$$

$$\text{FA} = \frac{17 \times \rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})_{\text{进水}} \times 10^{\text{pH}}}{14 \times (e^{6.344/(273+T)} + 10^{\text{pH}})}$$

$$\text{特征比} = \Delta\text{TN}/\Delta\text{NO}_3^- - \text{N}$$

1.5 DNA 提取与荧光定量 PCR

本试验分别在第 6、55 和 115 d 从滤池底部和中上部取料口取出生物样品,采用 PowerSoil DNA Isolation Kit 试剂盒(MoBio 公司,美国)提取活性污泥中的 DNA,提取后的 DNA 产物经 Q3000 紫外分光光度计(Quawell Technology Inc,美国)测定其浓度和纯度,提取好的 DNA 置于 -80℃ 冰箱保存,便

表 1 检测指标和分析方法

Table 1 Detection indicators and analysis methods	
检测指标	分析方法
COD	重铬酸钾法
NH ₄ ⁺ -N	纳氏试剂比色法
NO ₂ ⁻ -N	N-(1-萘基)-乙二胺光度法
NO ₃ ⁻ -N	麝香草酚分光光度法
MLSS	滤纸重量法
DO、pH 和温度	pH/Oxi 340i 便携式多功能测定仪(德国 WTW)

于后续进行定性定量分析。

本试验中涉及到的脱氮微生物主要有 AOB、NOB、ANAMMOX 和反硝化菌,因此分别用其相关功能基因片段的质粒来作为定量标准品. 利用 Stepone 实时定量 PCR 仪对样品的脱氮功能菌及功能基因进行定量. 扩增反应总体积为 25 μL,包括 1 μL DNA 模板和 24 μL 反应液,反应液由 12.5 μL 2x Taq PCR Master mix (上海生工), 9.5 μL 1x TE buffer (上海生工)和正反向引物各 1 μL 组成. 每个样品重复 3 次. 定量 PCR 所用的引物及扩增程序如表 2 所示.

表 2 试验所用引物及其扩增程序

Table 2 Primers used in the experiment and the amplification procedures				
目的菌群	引物名称	引物序列	扩增序列	文献
AOB	CTO 189f A/B	GGAGRAAAGCAGGGGATCG	94℃ 预变性 4 min; 变性 94℃ 30 s; 退火 58℃ 30 s; 延伸 72℃ 1 min; 35 个循环; 72℃ 延伸 10 min	[17]
	CTO 189f C	GGAGGAAAGTAGGGGATCG		
	RTI r	CGTCCTCTCAGACCARCTACTG		
NOB	NSR1113f	CCTGCTTTCAGTTGCTACCG	94℃ 预变性 4 min; 变性 94℃ 30 s; 退火 60℃ 30 s; 延伸 72℃ 1 min; 35 个循环; 72℃ 延伸 10 min	[17]
	NSR1264r	GTTTGCAGCGCTTTGTACCG		
反硝化菌	Cd3aF	AACGYSAAGGARACSGG	预变性 94℃ 5 min; 变性 94℃ 30 s; 退火 58℃ 30 s; 延伸 72℃ 1 min; 35 个循环; 72℃ 延伸 10 min	[18]
	R3cd	GASTTCGGRTGSGTCTTSAYGAA		
ANAMMOX	Amx-left232	AACCACTGTCGGGAGTTAGG	预变性 94℃ 5 min; 变性 94℃ 30 s; 退火 58℃ 30 s; 延伸 72℃ 1 min; 35 个循环; 72℃ 延伸 10 min	[19]
	Amx-right232	CCGTACTCAAGCCCTGTAGT		

2 结果与分析

2.1 反应器不同阶段运行效能及控制策略

本试验先启动 CANON 工艺, CANON 工艺稳定运行后外加不同浓度的葡萄糖为碳源引入反硝化菌启动 SNAD 工艺. 反应器运行过程中氮素去除情况与各个阶段的控制参数,总氮去除负荷、氨氧化率和总氮去除率变化,分别如表 3 和图 2 所示.

2.1.1 阶段一(7~38 d): CANON 工艺的启动

经过 6 d 厌氧状态下的挂膜, AOB 的活性受到了严重抑制. 反应器启动初期, AOB 氧化 NH₄⁺ -N 的能力受限制, 亚硝化速率低于厌氧氨氧化速率, NO₂⁻ -N 消耗速率大于其生成速率, 呈现 NH₄⁺ -N 去除率较低的情况, 亚硝化生成的 NO₂⁻ -N 不足以提供给 ANAMMOX 进行反应. 付昆明等^[20]的研究表明, 随着初始 NO₂⁻ -N 浓度增加, ANAMMOX 的底物限制因

素解除且脱氮效率提高. 故第 7 d 起进水 NO₂⁻ -N 浓度为 50 mg·L⁻¹ 以保证 ANAMMOX 有足够的 NO₂⁻ -N 基质进行反应, 同时反应器开始以间歇曝气连续流的模式运行. 第 14 d 出水 NH₄⁺ -N 浓度为 0.0 mg·L⁻¹, 说明体系内 AOB 活性有一定的提高. 第 38 d 反应器的总氮去除负荷达到 1.1 kg·(m³·d)⁻¹ 并能稳定运行, 总氮去除率连续 5 d 大于 70.0%, 反应器启动成功.

岳秀等^[21]在淹没式生物滤池反应器中经过 51 d 实现 CANON 的快速启动, 最高总氮去除率为 85.9%. 本试验中反应器用时 38 d, 实现亚硝化、厌氧氨氧化的协同脱氮, 总氮去除负荷超过 1.1 kg·(m³·d)⁻¹. 其主要基于以下几点: 本反应器以生物膜法启动 CANON 工艺, 其原理主要是 AOB 在膜外利用溶解氧实现亚硝化, 提供基质和低溶解氧的环境在膜内进行厌氧氨氧化. 其次, 本反应器采用火

山岩填料,其孔隙和比表面积大,有利于微生物依附于其表面和内部孔道,维持反应器内较高的生物量,火山岩填料反应器较其他形式的生物膜反应器具有较好的处理效果^[22]。第三,本反应器启动采用间歇曝气的方式,间歇曝气造成的短暂厌氧环境能够有效抑制 NOB 的生长,而对 AOB 无明显影响。研究表明,间歇曝气相对于连续曝气更快实现 AOB 和 ANAMMOX 的富集,更有利于达到较好的总氮去除效率,维持 CANON 的稳定运行^[23]。第四,反应器较大高径比配合上向流的运行方式,使得各滤层的微生物与基质接触充分。第五,本反应器接种的是亚硝化污泥和富集 ANAMMOX 的填料,有利于菌群合理的空间分布,AOB 生长在填料外层,并为膜内的 ANAMMOX 创造良好的厌氧条件。同时,接种富集 ANAMMOX 的填料能够实现 ANAMMOX 的快速生长富集。

2.1.2 阶段二(39~69 d):CANON 工艺工况优化及稳定运行

该阶段为实现较高的氮素去除负荷,缩短 HRT 至 6 h 同时不断优化曝气量,曝气时间和停曝时间之比。由于曝气量过大或曝气时间过长会抑制 ANAMMOX 生长速率和活性并使 NOB 增殖影响反应器内菌群平衡,出水水质恶化,而曝气量过小或曝气时间过短会导致较低的氨氧化率。曝气量的调节应该遵循 2 个原则:出水效果尽量达到最大氨氧化率;在满足反应器较好的出水效果的同时控制特征比值 $\Delta\text{TN}/\Delta\text{NO}_3$ 大于 8,防止 NOB 过度增殖影响亚硝化稳定性^[24]。通过对反应器曝气及曝停时间的优化,确定在进水 NH_4^+-N 为 $300\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,HRT 为 6 h 时的最佳运行工况,曝气量为 $0.4\text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$,曝气时间与停曝时间分别调节为 40、80 min 运行达到最佳出水水质。此时平均氨氧化率与总氮去除率分别为 89.9%、78.4%,平均总氮去除负荷达到 $1.9\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 。

2.1.3 阶段三(70~115 d):SNAD 启动期

第 70 d 开始,向进水中加入碳源,在 70~85 d 控制进水有机物浓度为 $30\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,C/N 为 0.1,其他工况保持不变。反应器出水硝氮开始下降,从 $26.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 降至 $22.8\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,平均总氮去除率从 81.6% 升至 86.1%,同时平均总氮去除负荷从 $1.7\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 升至 $2.2\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 。在 86~102 d 控制进水有机物值为 $60\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,C/N 为 0.2。反应器出水硝氮继续下降至 $19.9\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,最高总氮去除率达 90.8%,同时最高总氮去除负荷达 $2.3\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 。有研究表明低浓度有机物下反硝化菌和 ANAMMOX 能同时进行并相互促进,从而提高

总氮去除率^[25~27]。赖杨岚等^[28]发现,COD、C/N 分别为 $113.9\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、1.46 时 TN 去除率达到最高。本试验在有机物浓度为 $60\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的工况下总氮去除率达到最大 90.8%,超过了 CANON 工艺的理论最高总氮去除率(约为 89%),实现了自养脱氮和反硝化耦合。这是由于低浓度的有机物会促使反硝化菌生长并产生无机碳,而适量的无机碳能促进厌氧氨氧化反应的进行^[29]。

从第 102 d 开始进水有机物浓度增加至 $90\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,反应器出水氨氮浓度显著上升,氨氮去除率均值降至 86.7%,总氮去除率平均值降至 80.4%,表明有机物浓度的增加促使好氧异养菌的生长速率加快并与 AOB 竞争溶解氧,导致 AOB 可利用的溶解氧减少,这与李冬等^[30]的研究成果吻合。第 108 d 将曝气量由原来的 $0.4\text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ 调节至 $0.5\text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$,但不改变曝气时间和停曝时间之比。这是由于较长的停曝时间有利于抑制 NOB 的活性并能降低曝气时溶解氧对 ANAMMOX 的影响。在提高曝气量后,总氮去除率和氨氮去除率均恢复至最佳水平,分别为 91.4% 和 100%。

不同 C/N 比下滤池沿程脱氮贡献率和总氮去除率变化如图 3 所示,在 C/N 为 0.1 时,反硝化对脱氮的贡献大部分在滤池沿程高度 10 cm,并且此高度下总氮去除率达到 68.1%,说明该高度下 CANON 工艺能提供大量的硝氮给反硝化菌进行反应。随着沿程高度的增加,总氮去除率和反硝化脱氮贡献率也迅速下降。随着 C/N 逐渐增大,滤池沿程高度 10 cm 处的总氮去除率逐渐降低,并且沿程高度 30 cm 处的总氮去除率和反硝化脱氮贡献率有所提高,进一步证明了随着有机物浓度的增加,反应器底部好氧异养菌增殖速率加快,使得底部的总氮去除率降低。

综上所述,有机物浓度在 $60\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下时可以增强 AOB 和 ANAMMOX 的活性,自养脱氮和反硝化实现较好的耦合。而有机物浓度在 $90\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时却会使得倍增时间较短的好氧异养菌大量增殖,并且与 AOB 竞争溶解氧,使得反应器的氨氧化率下降。但是通过提高曝气量的策略可以使得 AOB 有充足的溶解氧可以利用,在较短的时间内恢复到最佳处理效果,同时结合间歇曝气的方式可以避免在此期间 NOB 的过量增殖。

2.1.4 阶段四(116~183 d):SNAD 工艺稳定运行

由阶段三可知反应器在 $60\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的有机物浓度下达到较好的出水水质,为进一步提高 SNAD 系统的稳定性和出水水质,试验在阶段四采取减少曝气的策略以增强对 NOB 的抑制并降低曝气对反硝

表 3 各阶段进出水水质及工况调节¹⁾

Table 3 Water quality and condition adjustment of the influent and effluent at different stages

项目	时间 /d	$\text{NH}_4^+ - \text{N}_{\text{inf}}$ / $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	$\text{NO}_2^- - \text{N}_{\text{inf}}$ / $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	HRT/h	COD / $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	曝气量 / $\text{L} \cdot \text{min}^{-1}$	曝停时间比 /min: min
阶段一	S1-1	7 ~ 14	150	50	11	0	30: 90
	S1-2	15 ~ 24	200	0	11	0	30: 90
	S1-3	25 ~ 38	300	0	11	0	30: 90
阶段二	S2-1	39 ~ 47	300	0	8	0	40: 80
	S2-2	48 ~ 69	300	0	6	0	40: 80
阶段三	S3-1	70 ~ 85	300	0	6	30	40: 80
	S3-2	86 ~ 101	300	0	6	60	40: 80
	S3-3	102 ~ 115	300	0	6	90	40: 80
阶段四	S4	116 ~ 183	300	0	6	60	30: 90

项目	时间 /d	DO / $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	$\text{NO}_3^- - \text{N}_{\text{eff}}$ / $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	ARE /%	NRE /%	NRR / $\text{kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$	CRE /%
阶段一	S1-1	7 ~ 14	0.2 ~ 0.5	—	79.6	66.9	—
	S1-2	15 ~ 24	0.5 ~ 1.0	—	87.0	68.9	—
	S1-3	25 ~ 38	1.8 ~ 2.9	—	85.1	68.8	—
阶段二	S2-1	39 ~ 47	2.2 ~ 3.7	25.8	93.4	80.8	—
	S2-2	48 ~ 69	2.4 ~ 4.2	26.4	89.9	78.4	—
阶段三	S3-1	70 ~ 85	2.2 ~ 3.6	24.3	96.6	85.2	39.5
	S3-2	86 ~ 101	1.8 ~ 2.6	17.3	96.3	86.9	57.2
	S3-3	102 ~ 115	1.7 ~ 2.3	18.9	94.2	84.9	69.5
阶段四	S4	116 ~ 183	1.3 ~ 1.7	16.1	98.4	91.0	76.9

1) $\text{NO}_3^- - \text{N}_{\text{eff}}$ 表示该阶段平均出水硝氮; ARE 表示该阶段平均氨氮去除率; NRE 表示该阶段平均总氮去除率; NRR 表示该阶段平均总氮去除负荷; CRE 表示该阶段平均 COD 去除率

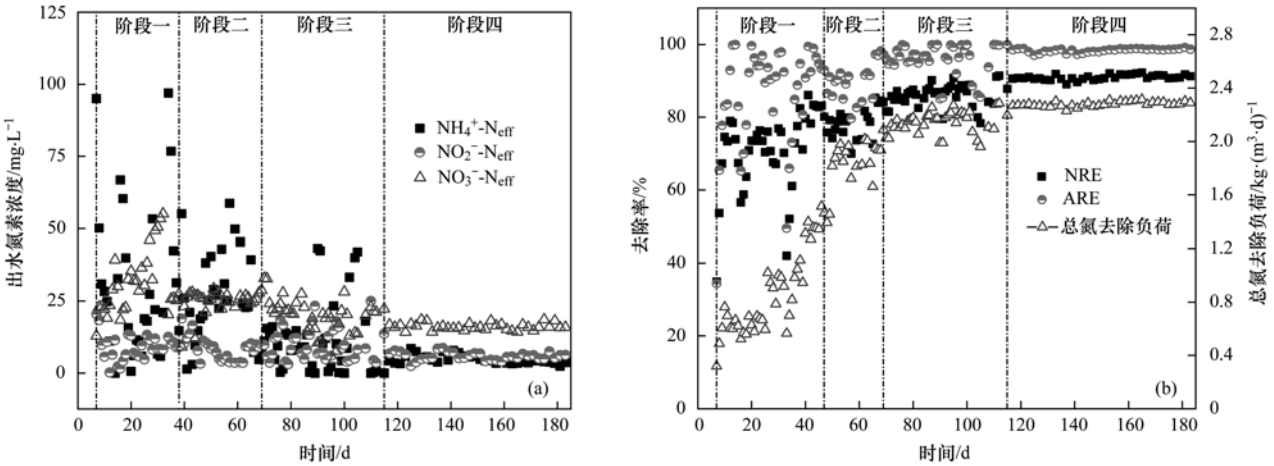


图 2 反应器中的氮素变化
Fig. 2 Variations of nitrogen concentrations

化菌生长速率的影响. 故本阶段反应器在有机物浓度 $60 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、曝气量 $0.4 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$ 、曝停时间比为 30:90、溶解氧在 $1.3 \sim 1.7 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的工况下稳定运行 67 d. 研究表明, 相比于 CANON 工艺, SNAD 工艺能提高总氮去除率从而提高出水水质. 由表 3 及图 2 可知, SNAD 工艺的最高总氮去除率达 92.0%, 平均总氮去除率为 91.0%, 平均出水硝氮为 $16.1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 与阶段二的 CANON 工艺相比, 平均总氮去

除率提高了 12.6%.

2.2 SNAD 工艺运行过程中 COD 去除

在 CANON 工艺中, 系统出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度的控制极为重要. 出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度过高会影响出水的水质, 同时不利于总氮去除率的提高. 根据 CANON 工艺的反应式, 在没有 NOB 的作用下, $\Delta \text{TN} / \Delta \text{NO}_3^- - \text{N}$ 的理论值应为 8. 反应器运行期间 $\Delta \text{TN} / \Delta \text{NO}_3^- - \text{N}$ 的比值和 COD 变化如图 4 和图 5 所示. 随着有机物浓

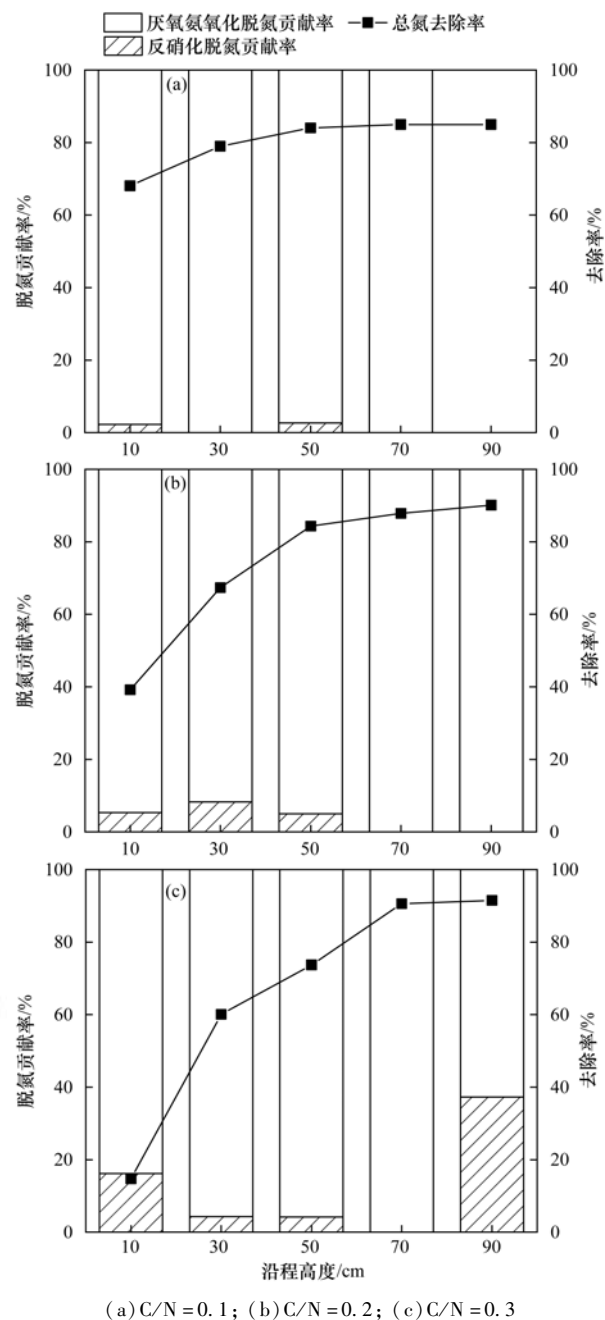


图3 不同 C/N 比下滤池沿程脱氮贡献率和总氮去除率变化

Fig. 3 Variations of the contribution rate of nitrogen removal and total nitrogen removal rate along the filtration layer for different C/N

度的提高, $\Delta\text{TN}/\Delta\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的比值从 10 逐渐上升到 17, COD 去除量逐渐增加, 最高 COD 去除率达 80.4%, 这是由于反硝化菌生长速率和活性随着 COD 浓度的增加而逐渐增强. 在 SNAD 稳定阶段, $\Delta\text{TN}/\Delta\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的比值上升到 23, 出水 COD 值稳定在 $12.0 \sim 15.1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 最高 COD 去除率达 82.9%, 说明采取减少曝气的策略有利于反硝化菌的富集从而降低出水 COD.

理论上反硝化过程去除 1 g 的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 利用 2.63 g 有机物^[24], 而该试验中 COD 的消耗量大于理论值, 说明反应器中存在好氧异养菌等其他菌种. 如图

6 所示, 分析了本试验滤池不同高度的碳素去除途径. 以 C/N 为 0.1 为例, 进水 COD 为 $35.2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 反应器沿程高度 10 cm 处 COD 剩余量为 $20.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 反硝化过程去除了 $4.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的硝氮, 理论上需要 $11.8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ COD, 即其他异养菌去除了 $2.9 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ COD. 本试验中, 在 C/N 为 0.1 时有机物的引入使得滤池底部含有大量碳源, 有利于反硝化反应的进行, 此时 COD 的去除主要集中在沿程高度 10 cm 处的反硝化菌, 随着 C/N 比的增加, 此高度下其他异养菌脱碳贡献率从 2.9% 上升到 15.9%, 同时沿程高度 30 cm 的 COD 去除率上升了 20%, 说明该处反硝化菌在碳源充足的条件下其生长速率及数量都有所提高.

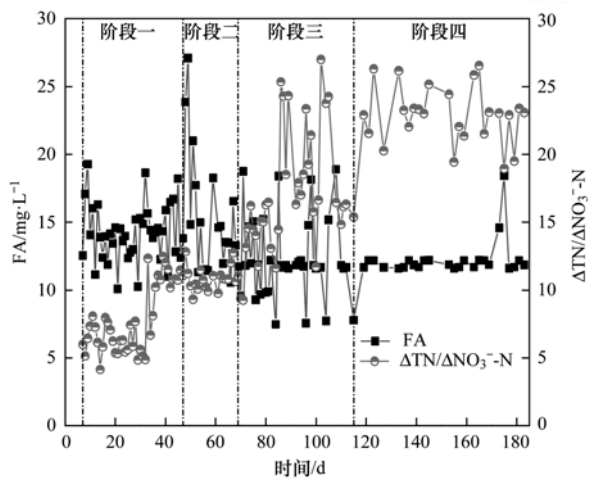


图4 FA 和特征比 $\Delta\text{TN}/\Delta\text{NO}_3^- - \text{N}$ 变化

Fig. 4 Variations of the free ammonia concentration and $\Delta\text{TN}/\Delta\text{NO}_3^- - \text{N}$

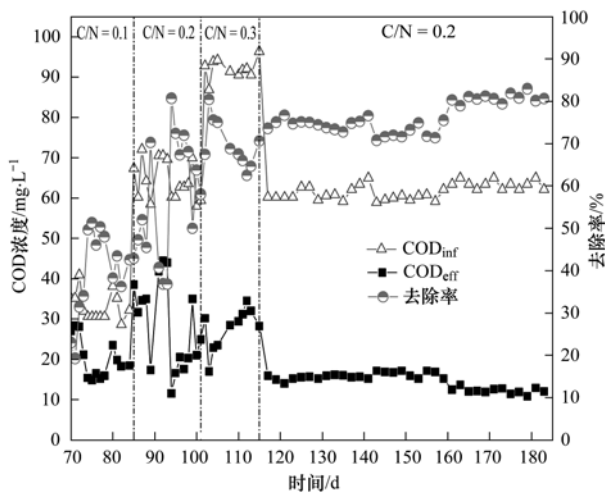


图5 反应器内 COD 的去除效果

Fig. 5 COD removal efficiency in the reactor

2.3 反应器运行过程中微生物丰度随时间的变化
本试验通过定量 PCR 分析各阶段反应器中上部和底部的 AOB、NOB、ANAMMOX 和反硝化菌的

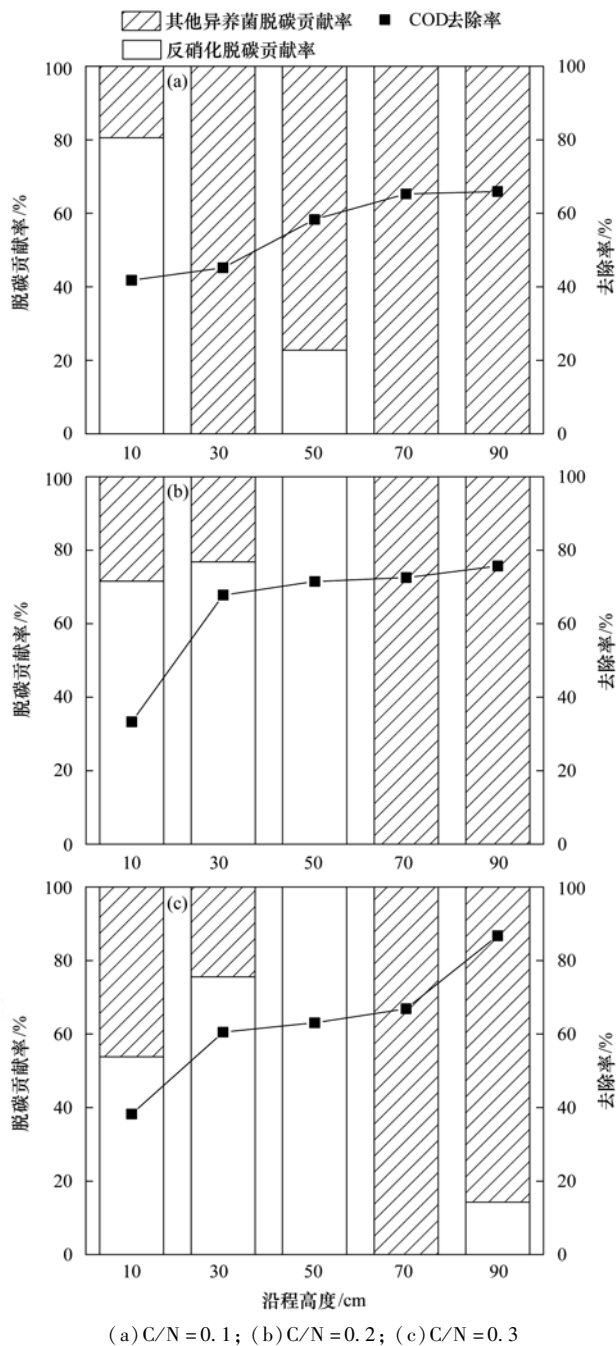


图6 不同 C/N 比下滤池沿程脱碳贡献率和 COD 去除率变化

Fig. 6 Variations of the contribution rate of carbon removal and total carbon removal rate along the filtration layer for different C/N

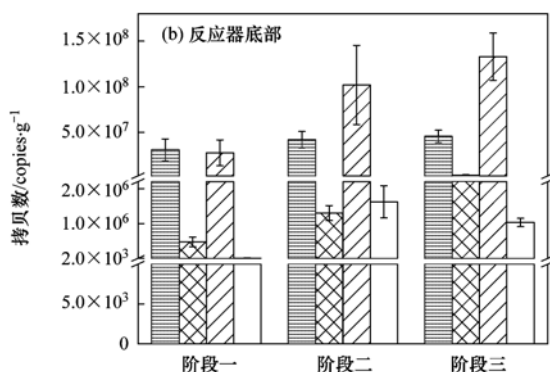
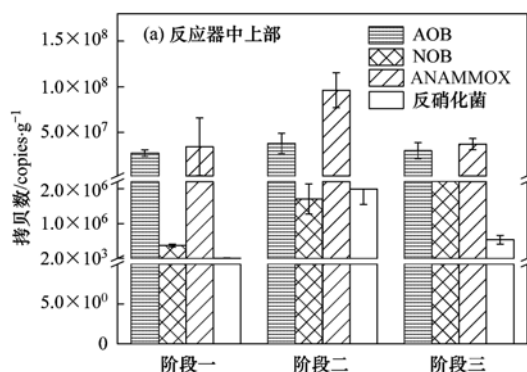


图7 试验各阶段反应器内菌群丰度

Fig. 7 Abundance of microbial communities in each phase

丰度,如图7所示。结果表明,本试验中阶段三反应器底部 ANAMMOX 和 AOB 拷贝数分别为 1.33×10^8 copies·g⁻¹ 和 4.57×10^7 copies·g⁻¹,相比于阶段一 ANAMMOX 的丰度增长了1个数量级,AOB 的丰度增长了1.5倍。Strous 等^[31]的研究发现,在微观上 ANAMMOX 只有达到一定程度的细胞密度时($10^{10} \sim 10^{11}$ mL⁻¹)才表现出活性。本试验反应器运行的各个阶段中,无论是反应器中上部还是底部,ANAMMOX 和 AOB 始终处于优势地位,并且阶段三底部各功能菌丰度均大于中上部,故系统在各个阶段皆能维持较好的脱氮能力。在 SNAD 系统中实现将硝化反应控制在亚硝酸盐氮阶段对于反应器稳定运行具有重要意义,NOB 的过量增殖会使总氮去除能力下降,故在反应器运行过程中应注意抑制 NOB 中的增殖。随着曝气量和曝停时间比值增大,本反应器中不同阶段的中上部和底部 NOB 的丰度虽然有所增加,但是其丰度($\leq 10^6$ copies·g⁻¹)比 AOB 低1个数量级,这是由于反应器进水氨氮和 pH 较高,即使在常温下也能保持较高的游离氨浓度,从而能有效抑制 NOB 的增殖并维持短程硝化的稳定性^[32]。值得注意的是,阶段二反硝化菌的数量比阶段一高3个数量级,反而高于阶段三时加入有机物后反硝化菌的数量。这是由于进水负荷的提高使得部分微生物不适应环境而菌体自溶,为反硝化菌提供了充足的碳源。研究表明,微生物在营养物质匮乏时能够通过酶促反应将大分子形式的 EPS 代谢为小分子营养物质,促使微生物产生更多的溶解性胞外聚合物(SEPS)和松散型胞外聚合物(LB-EPS),从而被细菌作为碳源和能源利用^[33]。从图4可知,阶段二时特征值 $\Delta\text{TN}/\Delta\text{NO}_3^- - \text{N}$ 为10,大于 CANON 工艺理论值8,这是由于该阶段反应器内存在一定的内源反硝化和自养反硝化。阶段三反硝化菌的丰度有所下降并且比 ANAMMOX 丰度低了2个数量级,进一步说明反应器内反硝化脱氮占比较低,绝大部分的总氮去除是依靠厌氧氨氧化。

3 结论

(1) 在浸没式曝气生物滤池中, 接种亚硝化污泥和厌氧氨氧化填料, 实现了亚硝化、厌氧氨氧化的协同脱氮, 在常温下反应器仅运行 38 d 总氮去除率可达 86.0%, 总氮去除负荷达到 $1.1 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 。

(2) 有机物浓度在 $30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $60 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时可以增强 AOB 和 ANAMMOX 的活性, 自养脱氮和反硝化实现较好的耦合。当有机物浓度增加到 $90 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时好氧异养菌大量增殖导致氨氧化率下降, 此时通过提高曝气量的策略可以使脱氮效果快速恢复到最佳水平。

(3) SNAD 工艺稳定运行 67 d, 最高总氮去除率达 92.0%, 平均出水硝氮在 $16.1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。与阶段二的 CANON 工艺相比, 平均总氮去除率提高了 12.6%。

(4) 通过定量 PCR 技术分析得出以火山岩为填料的浸没式生物滤池反应器有利于 ANAMMOX 和 AOB 的富集生长。启动前后 ANAMMOX 的丰度增加了 1 个数量级, 并且在高游离氨浓度和间歇曝气的条件下能有效抑制 NOB 的增殖。

参考文献:

- [1] Zheng Z M, Li J, Ma J, *et al.* Nitrogen removal via simultaneous partial nitrification, anammox and denitrification (SNAD) process under high DO condition[J]. *Biodegradation*, 2016, **27** (4-6): 195-208.
- [2] Sliekers A O, Derwort N, Gomez J L C, *et al.* Completely autotrophic nitrogen removal over nitrite in one single reactor[J]. *Water Research*, 2002, **36** (10): 2475-2482.
- [3] Yue X, Yu G P, Liu Z H, *et al.* Start-up of the completely autotrophic nitrogen removal over nitrite process with a submerged aerated biological filter and the effect of inorganic carbon on nitrogen removal and microbial activity [J]. *Bioresource Technology*, 2018, **254**: 347-352.
- [4] 李冬, 赵世勋, 王俊安, 等. 污水处理厂 CANON 工艺启动策略[J]. *中国环境科学*, 2017, **37** (11): 4125-4131.
Li D, Zhao S X, Wang J A, *et al.* Startup strategies of CANON process in wastewater treatment plant[J]. *China Environmental Science*, 2017, **37** (11): 4125-4131.
- [5] Zhang F Z, Peng Y Z, Miao L, *et al.* A novel simultaneous partial nitrification Anammox and denitrification (SNAD) with intermittent aeration for cost-effective nitrogen removal from mature landfill leachate [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2017, **313**: 619-628.
- [6] 顾澄伟, 陈方敏, 李祥, 等. 纤维载体的生物膜 CANON 反应器的启动特性[J]. *环境科学*, 2018, **39** (3): 1272-1277.
Gu C W, Chen F M, Li X, *et al.* Analysis of CANON process start-up with fiber carrier[J]. *Environmental Science*, 2018, **39** (3): 1272-1277.
- [7] 付昆明, 左早荣, 仇付国. 陶粒 CANON 反应器的接种启动与运行[J]. *环境科学*, 2014, **35** (3): 995-1001.
Fu K M, Zuo Z R, Chou F G. Start-Up by inoculation and operation of a CANON reactor with haydite as the carrier[J]. *Environmental Science*, 2014, **35** (3): 995-1001.
- [8] Chen H H, Liu S T, Yang F L, *et al.* The development of simultaneous partial nitrification, ANAMMOX and denitrification (SNAD) process in a single reactor for nitrogen removal [J]. *Bioresource Technology*, 2009, **100** (4): 1548-1554.
- [9] 李冬, 崔雅倩, 赵世勋, 等. 低温 SNAD 颗粒污泥工艺启动方式[J]. *环境科学*, 2019, **40** (1): 376-382.
Li D, Cui Y Q, Zhao S X, *et al.* Startup strategies for the SNAD granular sludge process at low temperature [J]. *Environmental Science*, 2019, **40** (1): 376-382.
- [10] 郑照明, 李军, 杨京月, 等. SNAD 工艺在不同间歇曝气工况下的脱氮性能[J]. *中国环境科学*, 2017, **37** (2): 511-519.
Zheng Z M, Li J, Yang J Y, *et al.* Nitrogen removal performance of the SNAD process under different intermittent aerobic conditions [J]. *China Environmental Science*, 2017, **37** (2): 511-519.
- [11] Wen X, Zhou J, Li Y C, *et al.* A novel process combining simultaneous partial nitrification, anammox and denitrification (SNAD) with Denitrifying Phosphorus Removal (DPR) to treat sewage [J]. *Bioresource Technology*, 2016, **222**: 309-316.
- [12] 郑照明, 李泽兵, 刘常敬, 等. 城市生活污水 SNAD 工艺的启动研究[J]. *中国环境科学*, 2015, **35** (4): 1072-1081.
Zheng Z M, Li Z B, Liu C J, *et al.* The study of SNAD process start-up on domestic wastewater [J]. *China Environmental Science*, 2015, **35** (4): 1072-1081.
- [13] Yue X, Yu G P, Liu Z H, *et al.* Fast start-up of the CANON process with a SABF and the effects of pH and temperature on nitrogen removal and microbial activity [J]. *Bioresource Technology*, 2018, **254**: 157-165.
- [14] Bao T, Chen T H, Wille M L, *et al.* Advanced wastewater treatment with autoclaved aerated concrete particles in biological aerated filters [J]. *Journal of Water Process Engineering*, 2016, **9**: 188-194.
- [15] 李冬, 陈冠宇, 曾辉平, 等. 连续流全程自养脱氮工艺启动及脱氮性能分析[J]. *哈尔滨工业大学学报*, 2017, **49** (10): 182-188.
Li D, Chen G Y, Zeng H P, *et al.* Start-up and denitrification performance analysis of CANON process in a continuous flow reactor [J]. *Journal of Harbin Institute of Technology*, 2017, **49** (10): 182-188.
- [16] 张小玲, 李强, 王靖楠, 等. 曝气生物滤池技术研究进展及其工艺改良[J]. *化工进展*, 2015, **34** (7): 2023-2030.
Zhang X L, Li Q, Wang J N, *et al.* Research progress process improvement of biological aerated filter: a review [J]. *Chemical Industry and Engineering Progress*, 2015, **34** (7): 2023-2030.
- [17] Chen M X, Chen Y W, Dong S Y, *et al.* Mixed nitrifying bacteria culture under different temperature dropping strategies: nitrification performance, activity, and community [J]. *Chemosphere*, 2018, **195**: 800-809.
- [18] Assémien F L, Cantarel A A M, Florio A, *et al.* Different groups of nitrite-reducers and N_2O -reducers have distinct ecological niches and functional roles in West African cultivated soils [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2019, **129**: 39-47.
- [19] Zhang L Q, Lv W, Li S G, *et al.* Nitrogen Removal characteristics and comparison of the microbial community structure in different anaerobic ammonia oxidation reactors [J]. *Water*, 2019, **11** (2): 230.
- [20] 付昆明, 付巢, 王会芳, 等. 亚硝酸盐对生物膜 CANON 工艺脱氮性能和 N_2O 释放的影响[J]. *环境工程学报*, 2018, **12** (10): 2776-2782.
Fu K M, Fu C, Wang H F, *et al.* Effects of nitrite on nitrogen removal performance and N_2O emission in a biofilm CANON

- process [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2018, **12**(10): 2776-2782.
- [21] 岳秀, 刘竹寒, 于广平, 等. SBAF 单级自养脱氮快速启动、稳定运行及微生物群落演化[J]. 环境科学, 2017, **38**(12): 5192-5200.
- Yue X, Liu Z H, Yu G P, *et al.* Fast start-up and performance of the CANON process based on a SBAF system and evolution properties of microorganisms[J]. Environmental Science, 2017, **38**(12): 5192-5200.
- [22] Chang X Y, Li D, Liang Y H, *et al.* Performance of a completely autotrophic nitrogen removal over nitrite process for treating wastewater with different substrates at ambient temperature[J]. Journal of Environmental Sciences, 2013, **25**(4): 688-697.
- [23] 张凯, 张志华, 王朝朝, 等. ANAMMOX 富集与优化停曝比对 MBR-SNAD 工艺的影响[J]. 中国环境科学, 2019, **39**(6): 2370-2377.
- Zhang K, Zhang Z H, Wang Z Z, *et al.* Effect of ANAMMOX enrichment and optimization of non-aeration/aeration ratio in MBR-SNAD process[J]. China Environmental Science, 2019, **39**(6): 2370-2377.
- [24] 李冬, 杨卓, 梁瑜海, 等. 耦合反硝化的 CANON 生物滤池脱氮研究[J]. 中国环境科学, 2014, **34**(6): 1448-1456.
- Li D, Yang Z, Liang Y H, *et al.* Nitrogen removal performance by CANON biological filtration with denitrification[J]. China Environmental Science, 2014, **34**(6): 1448-1456.
- [25] Du R, Peng Y Z, Cao S B, *et al.* Advanced nitrogen removal with simultaneous Anammox and denitrification in sequencing batch reactor[J]. Bioresource Technology, 2014, **162**: 316-322.
- [26] Ge C H, Na S, Kang Q, *et al.* Bacterial community evolutions driven by organic matter and powder activated carbon in Simultaneous Anammox and Denitrification (SAD) process[J]. Bioresource Technology, 2018, **251**: 13-21.
- [27] Sheng S X, Liu B, Hou X Y, *et al.* Effects of different carbon sources and C/N ratios on the simultaneous anammox and denitrification process [J]. International Biodeterioration & Biodegradation, 2018, **127**: 26-34.
- [28] 赖杨岚, 周少奇. 厌氧氨氧化与反硝化的协同作用特性研究[J]. 中国给水排水, 2010, **26**(13): 6-10.
- Lai Y F, Zhou S Q. Study on synergism characteristics of anammox and denitrification [J]. China Water & Wastewater, 2010, **26**(13): 6-10.
- [29] Shu D T, Yue H, He Y L, *et al.* Divergent assemblage patterns of abundant and rare microbial sub-communities in response to inorganic carbon stresses in a Simultaneous Anammox and Denitrification (SAD) system [J]. Bioresource Technology, 2018, **257**: 249-259.
- [30] 李冬, 王艳菊, 吕育锋, 等. 有机碳源对启动及运行 CANON 颗粒污泥工艺的影响[J]. 环境科学, 2018, **39**(3): 1294-1300.
- Li D, Wang Y J, Lü Y F, *et al.* Effect of organic carbon source on start-up and operation of the CANON granular sludge process [J]. Environmental Science, 2018, **39**(3): 1294-1300.
- [31] Strous M, Fuerst J A, Kramer E H M, *et al.* Missing lithotroph identified as new planctomycete [J]. Nature, 1999, **400**(6743): 446-449.
- [32] Pichel A, Moreno R, Figueroa M, *et al.* How to cope with NOB activity and pig manure inhibition in a partial nitrification-anammox process? [J]. Separation and Purification Technology, 2019, **212**: 396-404.
- [33] Laspidou C S, Rittmann B E. A unified theory for extracellular polymeric substances, soluble microbial products, and active and inert biomass[J]. Water Research, 2002, **36**(11): 2711-2720.

CONTENTS

Mixed State and Sources of Fine Particulate Matter in the Summer in Tianjin City Based on Single Particle Aerosol Mass Spectrometer (SPAMS)	LIN Qiu-ju, XU Jiao, LI Mei, <i>et al.</i> (2505)
Characteristics and Sources of Inorganic Ions and Organic Acids in Precipitation in the Northern Suburb of Nanjing, China	YANG Xiao-ying, CAO Fang, LIN Yu-qi, <i>et al.</i> (2519)
Seasonal Variation of Water-soluble Ions in PM _{2.5} in Xi'an	HUANG Han-han, WANG Yu-qin, LI Sheng-ping, <i>et al.</i> (2528)
Effect of Liquid Water Content of Particles and Acidity of Particulate Matter on the Formation of Secondary Inorganic Components in Xinjiang Petrochemical Industrial Area	LIU Hui-bin, Dilinuer-Talifu, WANG Xin-ming, <i>et al.</i> (2536)
Effect of Biomass Burning on the Light Absorption Properties of Water Soluble Organic Carbon in Atmospheric Particulate Matter in Changchun	MENG De-you, CAO Fang, ZHAI Xiao-yao, <i>et al.</i> (2547)
Chemical Characteristics and Sources of Volatile Organic Compounds in Shanghai During an Ozone and Particulate Pollution Episode in May 2019	WANG Qian (2555)
Characteristics and Source Apportionment of Atmospheric VOCs in the Nanjing Industrial Area in Autumn	CAO Meng-yao, LIN Yu-chi, ZHANG Yan-lin (2565)
Ambient VOCs Characteristics, Ozone Formation Potential, and Source Apportionment of Air Pollution in Spring in Zhengzhou	REN Yi-jun, MA Shuang-liang, WANG Si-wei, <i>et al.</i> (2577)
Characteristics of VOCs and Their Roles in Ozone Formation at a Regional Background Site in Beijing, China	HAN Ting-ting, LI Ying-ruo, QIU Yu-lu, <i>et al.</i> (2586)
Emission Characteristics of the Catering Industry in Beijing	SUN Cheng-yi, BAI Hua-hua, CHEN Xue, <i>et al.</i> (2596)
Emission Factors and Emission Inventory of Agricultural Machinery in Beijing Under Real-world Operation	WANG Kai, FAN Shou-bin, QI Hao-yun (2602)
Localization of Soil Wind Erosion Dust Emission Factor in Beijing	LI Bei-bei, HUANG Yu-hu, BI Xiao-hui, <i>et al.</i> (2609)
Spatial and Temporal Characteristics of AOD and Angström Exponent in the Yangtze River Delta Based on MODIS_C061	ZHANG Ying-lei, CUI Xi-min (2617)
Fate Simulation of 2,4,4'-Trichlorobiphenyl in the Bohai Rim Using the Multimedia Model	ZHANG Yi, MA Yan-fei, SONG Shuai, <i>et al.</i> (2625)
Temporal and Spatial Distribution Characteristics and Difference Analysis of Chromophoric Dissolved Organic Matter in Sediment Interstitial Water from Gangnan Reservoir	ZHOU Shi-lei, SUN Yue, YUAN Shi-chao, <i>et al.</i> (2635)
Environmental Characteristics and Source Apportionment of Heavy Metals in the Sediments of a River-Lake System	LI Yue-zhao, CHEN Hai-yang, SUN Wen-chao (2646)
Speciation Distribution and Risk Assessment of Heavy Metals in Sediments from the Yitong River City Area	JIANG Shi-xin, ZHAI Fu-jie, ZHANG Chang, <i>et al.</i> (2653)
Identifying Nitrate Sources in a Typical Karst Underground River Basin	ZHAO Ran, HAN Zhi-wei, SHEN Chun-hua, <i>et al.</i> (2664)
Influence of Nutrient Pulse Input on Nitrogen and Phosphorus Concentrations and Algal Growth in the Sediment-Water System of Lake Taihu	CHEN Jie, XU Hai, ZHAN Xu, <i>et al.</i> (2671)
Temporal and Spatial Variation Patterns of Picophytoplankton and Their Correlations with Environmental Factors During the Wet Season in East Lake Dongting	LI Sheng-nan, CHEN Hao-yu, PENG Hua, <i>et al.</i> (2679)
Toxicological Effects of Enrofloxacin and Its Removal by Freshwater Micro-Green Algae <i>Dictyosphaerium</i> sp.	WANG Zhen-fang, HAN Zi-yu, WANG Meng-xue, <i>et al.</i> (2688)
Comparative Phosphorus Accumulation and Ca-P Content of Two Submerged Plants in Response to Light Intensity and Phosphorus Levels	SANG Yu-xuan, YANG Jia-le, XIONG Yi, <i>et al.</i> (2698)
Effect of Calcium Peroxide Composite Tablets on Water Remediation and Phosphorus Control in Sediment	ZHANG Shuai, LI Da-peng, DING Yu-qin, <i>et al.</i> (2706)
Spatial Differentiation and Driving Analysis of Nitrogen in Rice Rotation Based on Regional DNDC: Case Study of Jinjiang River Watershed	WANG Ya-nan, SHUI Wei, QI Xin-hua, <i>et al.</i> (2714)
Low Temperature Ammonia Nitrogen Removal from an Iron, Manganese, and Ammonia Groundwater Purification Process with Different Concentrations of Iron and Manganese	ZHANG Jie, MEI Ning, LIU Meng-hao, <i>et al.</i> (2727)
Degradation of RBKS by High Crystallinity Mn-Fe LDH Catalyst Activating Peroxymonosulfate	LI Li, WU Li-ying, DONG Zheng-yu, <i>et al.</i> (2736)
Mechanisms of Fe-cyclam/H ₂ O ₂ System Catalyzing the Degradation of Rhodamine B	YU Yu-qing, CHEN Xiang-yu, CAI Quan-hua, <i>et al.</i> (2746)
Removal of Nitrate Nitrogen by Microbial Photoelectrochemical Cell; PANI/TiO ₂ -NTs as a Photoanode	LU Yi, ZHOU Hai-shan, PENG Rui-jian, <i>et al.</i> (2754)
Performance and Membrane Fouling Characteristics of Mariculture Wastewater Treated by Anoxic MBR-MMR	CHEN Fan-yu, XU Zhong, YOU Hong, <i>et al.</i> (2762)
Effect of HRT on Denitrifying Phosphorus and Nitrogen Removal in Modified A ² /O-BAF	ZHAO Kai-liang, LIU An-di, NAN Yan-bin, <i>et al.</i> (2771)
Effect of Ni(II) on Anaerobic Ammonium Oxidation and Changes in Kinetics	SUN Qi, ZHAO Bai-hang, FAN Sa, <i>et al.</i> (2779)
Removal of Urea by Heterotrophic Nitrification-Aerobic Denitrification Mixed Strains and Effects of Heavy Metals and Salinity	WANG Meng-meng, CAO Gang, ZHANG Di, <i>et al.</i> (2787)
Start-up Characteristics of SNAD Process and Functional Abundance Succession of Volcanic Rock Biological Aerated Filter	XUE Jia-jun, ZHANG Shao-qing, ZHANG Li-qiu, <i>et al.</i> (2796)
Effect of Free Hydroxylamine on the Activity of Two Typical Nitrite-oxidizing Bacteria	SHEN Chen, ZHANG Shu-jun, PENG Yong-zhen (2805)
Interference of Dead Cell DNA on the Analysis of Antibiotic Resistance Genes and Microbial Community in Anaerobic Digestion Sludge	SU Yu-ao, LIU Hong-bo, MAO Qiu-yan, <i>et al.</i> (2812)
Spatial Distribution Characteristics and Pollution Evaluation of Heavy Metals in Arable Land Soil of China	CHEN Wen-xuan, LI Qian, WANG Zhen, <i>et al.</i> (2822)
Construction and Application of Early Warning System for Soil Environmental Quality	LI Xiao-nuo, DING Shou-kang, CHEN Wei-ping, <i>et al.</i> (2834)
Response of Aggregate Distribution to Input Straw and Their Linkages to Organic Carbon Mineralization in Soils Developed from Five Different Parent Materials	MAO Xia-li, QIU Zhi-teng, ZHANG Shuang, <i>et al.</i> (2842)
Response of Extracellular Enzyme Activities to Substrate Availability in Paddy Soil with Long-term Fertilizer Management	NING Yu-fei, WEI Liang, WEI Xiao-meng, <i>et al.</i> (2852)
Effects of Biochar on Bioavailability of Two Elements in Phosphorus and Cadmium-Enriched Soil and Accumulation of Cadmium in Crops	HUANG Yang, GUO Xiao, HU Xue-yu (2861)
Characteristics of Cd, As, and Pb in Soil and Wheat Grains and Health Risk Assessment of Grain-Cd/As/Pb on the Field Scale	XIAO Bing, XUE Pei-ying, WEI Liang, <i>et al.</i> (2869)
Reconstructed Soil Vertical Profile Heavy Metal Cd Occurrence and Its Influencing Factors	HU Qing-qing, SHEN Qiang, CHEN Fei, <i>et al.</i> (2878)
Bacterial Community Composition in Cadmium-Contaminated Soils in Xinxiang City and Its Ability to Reduce Cadmium Bioaccumulation in Pak Choi (<i>Brassica chinensis</i> L.)	CHEN Zhao-jin, LI Ying-jun, SHAO Yang, <i>et al.</i> (2889)
Root Activities of Re-Vegetated Plant Species Regulate Soil Nutrients and Bacterial Diversity in the Riparian Zone of the Three Gorges Reservoir	LI Li-juan, LI Chang-xiao, CHEN Chun-hua, <i>et al.</i> (2898)
Spatial Distribution of Nitrogen Metabolism Functional Genes of Eubacteria and Archaeobacteria in Dianchi Lake	ZHANG Yu, ZUO Jian-e, WANG Si-ke, <i>et al.</i> (2908)
Effect of Simulated Warming on Microbial Community in Glacier Forefield	WANG Yu-wan, MA An-zhou, CHONG Guo-shuang, <i>et al.</i> (2918)
Effect of Water-Fertilizer-Gas Coupling on Soil N ₂ O Emission and Yield in Greenhouse Tomato	SHANG Zi-hui, CAI Huan-jie, CHEN Hui, <i>et al.</i> (2924)
Toxicity of Soil Leachate from Coal Gangue and Its Surrounding Village of Barley (<i>Hordeum vulgare</i>)	SHANG Yu, YANG Feng-long, NING Xia, <i>et al.</i> (2936)
Characteristics, Source Analysis, and Health Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) Pollution in Marine Organisms from Estuaries of Changhua River in Hainan Province	WANG Hui-juan, KUANG Ze-xing, ZHOU Xian, <i>et al.</i> (2942)
Characteristics of Macrobenthos Community Structure and Their Relationships with Environmental Factors in Rivers of Beijing in Spring	HE Yu-xiao, LI Ke, REN Yu-fen, <i>et al.</i> (2951)
Effect of Pyrolytic Temperature and Time on Characteristics of <i>Typha angustifolia</i> Derived Biochar and Preliminary Assessment of the Ecological Risk	CAI Zhao-hui, CHU Chen-jing, ZHENG Hao, <i>et al.</i> (2963)
Measurement of Traffic Carbon Emissions and Pattern of Efficiency in the Yangtze River Economic Belt (1985-2016)	JIANG Zi-ran, JIN Huan-huan, WANG Cheng-jin, <i>et al.</i> (2972)