

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.8
第41卷 第8期

目次

首都重大活动与空气重污染应急减排措施效果对比分析	钟焱盛, 周颖, 程水源, 王晓琦, 邵玄逸 (3449)
基于天津市在线数据评估 ISORROPIA-II 模式结果及气溶胶 pH 的影响因素	高洁, 史旭荣, 卫昱婷, 宋少洁, 史国良, 冯银厂 (3458)
餐饮源有机颗粒物排放特征	李源遽, 吴爱华, 童梦雪, 栾胜基, 李鹭, 胡敏 (3467)
华中地区黄冈市一次重度污染期间 PM _{2.5} 中 12 种微量元素特征及来源解析	陈展乐, 田倩, 毛瑶, 刘威杰, 石明明, 程钺, 胡天鹏, 邢新丽, 祁士华, 胡金旭 (3475)
艾比湖地区气溶胶光学特性分析	张喆, 丁建丽, 王瑾杰 (3484)
天津市冬季重污染二次有机化学污染特征及 VOCs 对 SOA 生成潜势	徐虹, 唐邈, 肖致美, 高璟赞, 杨宁, 李立伟, 郑乃源, 陈魁, 邓小文 (3492)
郑州市某城区冬季不同污染水平大气 VOCs 特征及源解析	李一丹, 尹沙沙, 张瑞芹, 于世杰, 杨健, 张栋 (3500)
长江三角洲 2010 ~ 2018 年生物质燃烧中等挥发性有机物 (IVOCs) 排放清单	朱永慧, 王倩, 黄凌, 殷司佳, 李莉, 王杨君 (3511)
北方常见绿化树种 BVOCs 排放特征及其与光合作用参数的相关性	许燕, 李双江, 袁相洋, 冯兆忠 (3518)
广州地区秋季不同站点类型地面臭氧变化特征与影响因子	高平, 庄立跃, 王龙, 陈瑜萍, 闫慧, 沈劲, 范丽雅, 叶代启 (3527)
泰安市大气臭氧污染特征及敏感性分析	李凯, 刘敏, 梅如波 (3539)
有色冶炼园区道路扬尘中重金属污染特征及健康风险评价	冯于耀, 史建武, 钟曜谦, 韩新宇, 封银川, 任亮 (3547)
西安市高校校园地表灰尘重金属污染来源解析	樊馨瑶, 卢新卫, 刘慧敏, 秦青 (3556)
超低排放高湿度气总颗粒物监测方法及燃气电厂实际测试	胡月琪, 颜旭, 孔川, 张虎, 郭晓东 (3563)
厦门市船舶控制区大气污染物排放清单与污染特征	王坚, 黄压, 刘艳英, 陈森阳, 吴艳聪, 何月云, 杨心怡 (3572)
基于交通流的成都市高分辨率机动车排放清单建立	潘玉瑾, 李媛, 陈军辉, 石嘉诚, 田红, 张季, 周敬, 陈霞, 刘政, 钱骏 (3581)
基于无人机多光谱影像和 OPT-MPP 算法的水质参数反演	黄昕晰, 应晗婷, 夏凯, 冯海林, 杨垠晖, 杜晓晨 (3591)
不同水体分层对沉积物间隙水氮素垂向分布影响: 以三峡水库和小湾水库为例	刘静思, 朱晓声, 胡子龙, 张思思, 杨正健, 纪道斌, 刘德富 (3601)
城市河道表层水及沉积物中微塑料的污染现状与污染行为	赵昕, 陈浩, 贾其隆, 沈忱思, 朱奔, 李磊, 聂云汉, 叶建锋 (3612)
上海河道浮游植物群落结构时空变化特征及影响因素分析	许志, 陈小华, 沈根祥, 朱英, 钱晓雍, 张心良, 张卫, 胡双庆, 白玉杰 (3621)
过氧化钙 (CaO ₂) 联合生物炭对河道底泥的修复	李雨平, 姜莹莹, 刘宝明, 阮文权, 缪恒锋 (3629)
基于双同位素 ($\delta^{15}\text{N}$ -NO ₃ ⁻ , $\delta^{18}\text{O}$ -NO ₃ ⁻) 和 IsoSource 模型的岩溶槽谷区地下水硝酸盐来源的定量示踪	徐璐, 蒋勇军, 段世辉, 何瑞亮 (3637)
三峡库区规模化顺坡沟壑果园氮、磷输出过程及流失负荷	严坤, 王玉宽, 刘勤, 徐佩, 闫洋洋 (3646)
高度城镇化地区城市小区降雨径流污染特征及负荷估算	高斌, 许有鹏, 陆苗, 林芷欣, 徐兴 (3657)
Fe@GOCS 的制备及其对水中 As(III) 的吸附	赵超然, 单慧媚, 曾春芽, 张进贤, 彭三曦 (3665)
微塑料对水中铜离子和四环素的吸附行为	薛向东, 王星源, 梅雨晨, 庄海峰, 宋亚丽, 方程冉 (3675)
多孔填料特性对生物膜形成影响	江宇勤, 厉炯慧, 方治国 (3684)
硝化生物膜系统对低温的适应特性: MBBR 和 IFAS	李韧, 于莉芳, 张兴秀, 戴子承, 滑思思, 彭党聪 (3691)
单质硫自养短程反硝化耦合厌氧氨氧化强化脱氮	方文烨, 李祥, 黄勇, 郭超然, 胡羽婷, 陶仁杰 (3699)
间歇梯度曝气的生活污水好氧颗粒污泥脱氮除磷	张玉君, 李冬, 李帅, 张杰 (3707)
基于不同废污泥源的短程反硝化快速启动及稳定性	张星星, 王超超, 王焱, 徐乐中, 吴鹏 (3715)
基于 AHP-PROMETHEE II 法的鸟粪石磷回收污泥预处理方案决策	刘晓蕾, 李安婕 (3725)
零价铁对厌氧消化过程中氨氮抑制解除的影响	刘吉宝, 牛雨彤, 郁达伟, 谭颖峰, 左壮, 魏源送 (3731)
基于厌氧膜生物反应器的剩余污泥-餐厨垃圾厌氧共消化性能	戴金金, 牛承鑫, 潘阳, 陆雪琴, 甄广印, 郑朝辉, 张瑞良, 何欣昱 (3740)
亚剂量抗生素诱导抗性基因水平迁移	袁其懿, CHEN Hong-jie, Laurence Haller, 何义亮 (3748)
四环素胁迫对 <i>Shigella flexneri</i> 细菌四环素抗性基因抗性表达的影响过程	高品, 阮晓慧, 邱文婕, 薛罡, 钱雅洁 (3758)
羟胺对氨氧化菌和亚硝酸盐氧化菌的竞争性选择	乔昕, 王博, 郭媛媛, 彭永臻 (3765)
高温冲击对亚硝酸盐氧化过程中微生物菌群结构影响	侯晓薇, 牛永健, 李维维, 王光杰, 孙洪伟 (3773)
微生物种间相互作用产生锰氧化的普适性及其潜在应用	宁雪, 梁金松, 柏耀辉, 廖恺玲俐, 刘会娟, 曲久辉 (3781)
三亚河红树林表层沉积物中好氧氨氧化微生物的分布特征及潜在硝化速率	罗晴, 甄毓, 彭宗波, 贺惠 (3787)
臭氧污染对水稻生长、产量及矿质金属元素含量的影响	方笑堃, 罗小三, 张丹, 吴礼春, 邱丹, 陈志炜, 赵朕 (3797)
改变碳输入对新疆天山雪岭云杉林土壤呼吸的短期影响	邵康, 贡璐, 何学敏, 陈文静, 张雪妮, 朱海强 (3804)
有机无机肥配施对不同程度盐渍土 N ₂ O 排放的影响	周慧, 史海滨, 郭珈玮, 张文聪, 王维刚 (3811)
原位电阻热脱附土壤升温机制及影响因素	葛松, 孟宪荣, 许伟, 施维林 (3822)
羽序灯心草作为酸性矿山废弃地先锋植物潜力	黄建洪, 伏江丽, 严鑫睿, 尹凤, 田森林, 宁平, 李英杰 (3829)
滴灌方式和生物质炭对温室土壤固态氮及其微生物调控的影响	蔡九茂, 刘杰云, 邱虎森, 吕谋超, 周新国 (3836)
棉秆炭调控对碱性镉污染水稻根际土壤真菌群落结构和功能的影响	刘师豆, 韩耀光, 朱新萍, 吴相南 (3846)
不同水分管理模式联合叶面喷施硅肥对水稻 Cd 累积的影响	魏宾斌, 周航, 刘佳炜, 张竞颐, 黄芳, 霍洋, 胡雨丹, 辜娇峰, 刘俊, 廖柏寒 (3855)
螯合剂 GLDA 对象草修复镉污染农田的影响	覃建军, 唐盛爽, 蒋凯, 黄敬, 侯红波, 龙坚, 彭佩钦 (3862)
种植业面源污染防控技术发展历程分析及趋势预测	俞映惊, 杨林章, 李红娜, 朱昌雄, 杨祺, 薛利红 (3870)
《环境科学》征订启事 (3636) 《环境科学》征稿简则 (3764) 信息 (3538, 3628, 3724)	

基于不同废污泥源的短程反硝化快速启动及稳定性

张星星¹, 王超超¹, 王垚¹, 徐乐中^{1,2,3*}, 吴鹏^{1,2,3}

(1. 苏州科技大学环境科学与工程学院, 苏州 215009; 2. 城市生活污水资源化利用技术国家地方联合工程实验室, 苏州 215009; 3. 江苏省水处理技术与材料协同创新中心, 苏州 215009)

摘要: 为探究不同废污泥源快速启动短程反硝化和实现稳定 NO_2^- -N积累的可行性, 在3个完全相同的SBR反应器(S1、S2和S3)分别接种: 实验室城市污水反硝化除磷系统排泥、城市污水厂剩余污泥及河涌底泥, 比较其短程反硝化启动快慢和 NO_2^- -N积累特性, 考察系统短程反硝化活性和 NO_3^- -N $\rightarrow$ NO_2^- -N转化性能, 并从微生物学角度分析反应器功能菌群特征。结果表明, 在乙酸钠为唯一碳源、高碱度和适宜 COD/NO_3^- -N比进水条件下, 3个SBR短程反硝化反应器在短时间内均能够成功启动, 系统平均 NO_3^- -N $\rightarrow$ NO_2^- -N转化率为 $\text{S1} > \text{S2} > \text{S3}$ (75.92% > 73.36% > 69.90%)。同时发现持续低温条件下S1和S2呈现不同程度的短程反硝化性能恶化趋势, 但S3能够稳定维持良好 NO_2^- -N积累性能。微生物高通量测序表明, 变形菌门和拟杆菌门居PD系统主导地位, 3个短程反硝化反应器 NO_2^- -N积累关键功能菌属 *Thauera* 属丰度差异明显: $\text{S3} > \text{S1} > \text{S2}$ (25.09% > 4.71% > 3.60%), 表明S3具备稳定高效的 NO_2^- -N积累性能, 同时高丰度 *Thauera* 属可能是维持低温短程反硝化活性的重要原因。

关键词: 短程反硝化(PD); 厌氧氨氧化(ANAMMOX); 废污泥源; 快速启动; 稳定性; 功能菌属

中图分类号: X703 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2020)08-3715-10 DOI: 10.13227/j.hjxx.202001216

Rapid Start-up and Stability of Partial Denitrification Based on Different Waste Sludge Sources

ZHANG Xing-xing¹, WANG Chao-chao¹, WANG Yao¹, XU Le-zhong^{1,2,3*}, WU Peng^{1,2,3}

(1. School of Environmental Science and Engineering, Suzhou University of Science and Technology, Suzhou 215009, China; 2. National and Local Joint Engineering Laboratory of Municipal Sewage Resource Utilization Technology, Suzhou 215009, China; 3. Jiangsu Collaborative Innovation Center of Technology and Material of Water Treatment, Suzhou 215009, China)

Abstract: To explore the feasibility of the rapid start-up of partial denitrification and the stable accumulation of NO_2^- -N in different waste sludge sources, three identical SBR reactors (S1, S2, and S3) were inoculated respectively with sludge discharged from a laboratory municipal wastewater denitrifying phosphorus removal system, surplus sludge from a municipal wastewater treatment plant, and river sediment sludge. The characteristics of the partial denitrification start-up and NO_2^- -N accumulation were compared, and the partial denitrification activity of the system or NO_3^- -N $\rightarrow$ NO_2^- -N transformation performance were investigated by analyzing the characteristics of the functional bacteria genera of the reactor from the perspective of microbiology. The results showed that all three SBR partial denitrification reactors could be launched successfully in a short time with sodium acetate as the sole carbon source, under a high alkalinity, and by using a suitable COD/NO_3^- -N ratio. The average NO_3^- -N $\rightarrow$ NO_2^- -N transformation ratio of the system was ranked as: $\text{S1} > \text{S2} > \text{S3}$ (75.92% > 73.36% > 69.90%). It was found that S1 and S2 had different degrees of partial denitrification performance deterioration under a continuous low temperature, but that S3 could maintain a good NO_2^- -N accumulation performance. High throughput sequencing showed that Proteobacteria and Bacteroidetes were dominant in the partial denitrification system, and that the abundance of *Thauera* was significantly different in the three PD reactors: $\text{S3} > \text{S1} > \text{S2}$ (25.09% > 4.71% > 3.60%), thus indicating that S3 had stable and efficient NO_2^- -N accumulation performance and that a high abundance of *Thauera* might play a significant role in maintaining low temperature partial denitrification activity.

Key words: partial denitrification (PD); anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX); waste sludge sources; rapid start-up; stability; functional bacteria genera

短程反硝化 (partial denitrification, PD) 是指异养反硝化菌以有机物为电子供体, 还原 NO_3^- -N $\rightarrow$ NO_2^- -N的不完整生物反硝化过程^[1]。近年来, PD 由于可减少 60.1% 外碳源, 50% 氧气需求, 84% 废污泥产量等优点^[2~5], 被认为是与厌氧氨氧化 (anaerobic ammonium oxidation, ANAMMOX) 耦合最具前景的 NO_2^- -N供给技术, 成为新一轮污水生物脱氮研究的热点课题之一^[6]。

PD 功能的实现很大程度上依赖以 NO_2^- -N 为产

物的反硝化菌属的富集^[3, 7], 而不同泥源富集 NO_2^- -N 积累菌属实现 PD 工艺启动及其活性表现仍有差异。鉴于工程应用所需大量的 PD 污泥实际较难获取, 通过驯化常见废污泥为 PD 污泥, 达到实现

收稿日期: 2020-01-31; 修订日期: 2020-02-16

基金项目: 国家自然科学基金项目(51578353); 江苏省自然科学基金项目(BK20160356); 江苏省高校优秀中青年骨干教师和校长境外研修计划项目

作者简介: 张星星(1995~), 男, 硕士研究生, 主要研究方向为污水处理与回用技术, E-mail: 15862330853@163.com

* 通信作者, E-mail: kgreS05@163.com

污泥资源化和避免对环境二次污染的目的. Cao 等^[1]的研究发现 $C/NO_3^- - N = 4$ 时缺/好氧污泥短暂的 $NO_2^- - N$ 积累特征, $NO_2^- - N$ 积累量仅为发酵液碳源型反硝化污泥的 1/5, 而后者在 108 d 培养中获得 $NO_3^- - N \rightarrow NO_2^- - N$ 转化率 (nitrate-to-nitrite transformation ratio, NTR) 达 80% 的高效稳定 PD 效果. 毕春雪等^[8]在 21 d 培养中实现了污水厂二沉池污泥和硝化反硝化除磷系统污泥向 PD 活性污泥的转变, 认为硝化反硝化除磷系统污泥反应器的 PD 性能最优. Shi 等^[9]接种城市污水厂废活性污泥启动 PD, 运行 100 d 左右实现了 NTR 达 84% 的良好 $NO_2^- - N$ 积累效果. 而这些研究普遍存在启动周期较长缺陷, 且基于常见废泥源实现 PD 工艺快速启动的研究鲜见报道, 另外, 温度作为影响微生物功能酶代谢活性的关键因素, 尚未见研究人员开展温度变化下对不同泥源驯化 PD 污泥的影响.

虽然乙酸营养型短程反硝化菌属已被广泛报道^[10,11], 但研究人员并未提供 PD 污泥驯化成熟初期微生物分布信息^[1,8]. 此外, 笔者对不同废泥源富集驯化的乙酸型 PD 污泥微生物种群差异仍缺乏认

知, 而理解上述 PD 污泥菌群分布将对 PD 实际应用时的稳定高效运行有重要意义.

因此, 本文探究了温度变化下短程反硝化工艺启动及稳定运行过程 PD 活性和 NTR 性能, 并基于高通量测序技术分析不同废污泥源驯化成熟的 PD 污泥微生物多样性, 旨在为 PD 耦合 ANAMMOX 工艺的工程推广作铺垫.

1 材料与方法

1.1 实验装置与运行

本实验装置采用 3 个完全相同的序批式反应器 (SBR), 上部敞口安装搅拌器, 反应器材质为有机玻璃, 内直径 12 cm, 高 30 cm, 有效容积 2 L. 反应器壁自底部垂直平均布置 5 个取样口, 通过电磁阀控制排水. 反应器在缺氧和室温 (15 ~ 22℃) 条件下运行, 无剩余污泥排放.

本实验共分为 2 个阶段, 阶段 I 为 PD 启动阶段 (活性上升期), 阶段 II 为负荷提升阶段 (活性稳定期), 3 个 SBR 每天周期运行参数一致, 如表 1 所示.

表 1 SBR 运行参数表

Table 1 Operational parameters of the SBR

时期	氮负荷 / $kg \cdot (m^3 \cdot d)^{-1}$	时间/min					换水比/%	HRT/h	周期
		进水	搅拌	沉淀	排水	闲置			
1 ~ 15 d (阶段 I)	0.16	5	180	30	5	140	70	9	4
16 ~ 32 d (阶段 II)	0.48	5	60	30	5	20	70	3	12

1.2 进水水质与接种污泥

反应器进水为人工配水, 主要成分是以硝酸钠和无水乙酸钠配制的 $60 mg \cdot L^{-1} NO_3^- - N$ 及 $180 \sim 210 mg \cdot L^{-1}$ COD, 配水其他组成如下: $0.10 mg \cdot L^{-1} MgSO_4 \cdot 7H_2O$, $0.40 mg \cdot L^{-1} CaCl_2$, $0.05 mg \cdot L^{-1} KH_2PO_4$, $1.25 mL \cdot L^{-1}$ 微量元素 A 及 B 溶液, 微量元素配方如文献^[12]的描述. 此外, 采用 $1 mol \cdot L^{-1}$ NaOH 溶液调节进水 pH 为 9.0 ± 0.1 .

本研究 S1 反应器接种泥源来源于本实验室稳

定运行超过 180 d 的城市污水反硝化除磷系统污泥, 该泥样在 $-20^\circ C$ 下存储 5 个月; S2 接种自苏州市某污水处理厂污泥浓缩池的混合剩余污泥; S3 接种自苏州某高校常年水质轻度富营养化的河涌底泥. 本研究所取泥样均经过 140 目筛网过滤去除体积较大杂质, 再使用去离子水冲洗 3 遍后分别接种至 3 个 SBR 反应器, 接种污泥初始参数如表 2 所示. 3 个 PD-SBR 反应器运行第 14、19 和 28 d 的污泥浓度变化见表 3.

表 2 初始接种污泥特性

Table 2 Characteristics of the initial inoculation sludge

泥源	MLSS/ $g \cdot L^{-1}$	MLVSS/ $g \cdot L^{-1}$	VSS/SS/%	SV ₃₀ /%	SVI ₃₀ / $mL \cdot g^{-1}$
S1	6.60	2.76	41.82	30.00	45.45
S2	2.32	0.80	34.48	25.20	108.62
S3	14.52	0.36	2.48	10.00	6.89

表 3 PD-SBR 反应器运行期间污泥浓度变化

Table 3 Sludge concentration changes during the operation of the PD-SBR reactor

泥源	第 14 d			第 19 d			第 28 d		
	MLSS / $g \cdot L^{-1}$	MLVSS / $g \cdot L^{-1}$	VSS/SS /%	MLSS / $g \cdot L^{-1}$	MLVSS / $g \cdot L^{-1}$	VSS/SS /%	MLSS / $g \cdot L^{-1}$	MLVSS / $g \cdot L^{-1}$	VSS/SS /%
S1	6.24	3.48	55.77	3.96	2.08	52.53	2.96	1.76	59.46
S2	3.48	1.88	54.02	2.48	1.20	48.39	1.20	0.40	33.33
S3	41.32	3.60	8.71	31.8	3.28	10.31	24.00	3.08	12.83

1.3 分析方法

整个研究过程每天取进、出水样监测,水样经 0.45 μm 滤纸过滤后,采用 *N*-(1-萘基)-乙二胺分光光度法测定 NO_2^- -N; 麝香草酚分光光度法测定 NO_3^- -N; 采用 DRB 200 型 COD 快速消解仪测定 COD,本 COD 数据为校正值,因为 NO_2^- -N 对 COD 测定贡献为 $1.14 \text{ g} \cdot \text{g}^{-1}$ (以 COD/NO_2^- -N^[13] 计); 采用重量法测定混合液悬浮固体浓度 (MLSS) 和混合液挥发性悬浮固体浓度 (MLVSS); 采用 30 min 沉降法测定 SV_{30} 及 SVI_{30} ; 采用雷磁 PHSJ-4A 型测定 pH; 采用哈希便携式溶解氧测定仪 (HQ30d) 测定温度和溶解氧 (dissolved oxygen, DO)。

1.4 指标测定方法

1.4.1 SBR 长期运行 NTR

计算方法见式(1):

$$\text{NTR} = \frac{\text{NO}_2^- - \text{N}_{\text{eff}} - \text{NO}_2^- - \text{N}_{\text{inf}}}{\text{NO}_3^- - \text{N}_{\text{inf}} - \text{NO}_3^- - \text{N}_{\text{eff}}} \times 100\% \quad (1)$$

式中, $\text{NO}_2^- - \text{N}_{\text{eff}}$ 和 $\text{NO}_2^- - \text{N}_{\text{inf}}$ 分别为 SBR 反应器出水和进水 NO_2^- -N 浓度, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$; $\text{NO}_3^- - \text{N}_{\text{eff}}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}_{\text{inf}}$ 分别为 SBR 反应器出水和进水 NO_3^- -N 浓度, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。

1.4.2 SBR 长期运行出水 NO_3^- -N 占 NO_2^- -N 比 NP

计算方法见式(2):

$$\text{NP} = \frac{\text{NO}_3^- - \text{N}_{\text{eff}}}{\text{NO}_2^- - \text{N}_{\text{eff}} + \text{NO}_3^- - \text{N}_{\text{eff}}} \times 100\% \quad (2)$$

式中, $\text{NO}_2^- - \text{N}_{\text{eff}}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}_{\text{eff}}$ 分别为 SBR 反应器出水 NO_2^- -N 和出水 NO_3^- -N 浓度, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。

1.4.3 SBR 典型周期 NTR

计算方法见式(3):

$$\text{NTR} = \frac{\text{NO}_2^- - \text{N}_t - \text{NO}_2^- - \text{N}_{\text{initial}}}{\text{NO}_3^- - \text{N}_{\text{initial}} - \text{NO}_3^- - \text{N}_t} \times 100\% \quad (3)$$

式中, $\text{NO}_2^- - \text{N}_t$ 和 $\text{NO}_2^- - \text{N}_{\text{initial}}$ 分别为 SBR 反应器在 t 时刻和初始 NO_2^- -N 浓度, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$; $\text{NO}_3^- - \text{N}_t$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}_{\text{initial}}$ 分别为 SBR 反应器在 t 时刻和初始 NO_3^- -N 浓度, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。

1.4.4 SBR 原位批次活性实验比硝态氮还原速率 $\mu(\text{NO}_3^- - \text{N})$ 和比亚硝态氮积累速率 $\mu(\text{NO}_2^- - \text{N})$

$\mu(\text{NO}_3^- - \text{N})$ 和 $\mu(\text{NO}_2^- - \text{N})$ 是通过拟合曲线计算得到,即每隔 0.083 ~ 0.167 h 取样测定 NO_3^- -N 和 NO_2^- -N 浓度 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 除以污泥 MLVSS ($\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$) 获得, $\text{mg} \cdot (\text{h} \cdot \text{g})^{-1}$; 后依据 $\mu(\text{NO}_3^- - \text{N})$ 和 $\mu(\text{NO}_2^- - \text{N})$ 计算批次 NTR_B (%), 计算方法见式(4)、(5)和(6):

$$\mu(\text{NO}_3^- - \text{N}) = [-d\rho(\text{NO}_3^- - \text{N})/dt]/\text{VSS} \quad (4)$$

$$\mu(\text{NO}_2^- - \text{N}) = [-d\rho(\text{NO}_2^- - \text{N})/dt]/\text{VSS} \quad (5)$$

$$\text{NTR}_B = \mu(\text{NO}_2^- - \text{N})/\mu(\text{NO}_3^- - \text{N}) \times 100\% \quad (6)$$

式中, $\rho(\text{NO}_3^- - \text{N})$ 和 $\rho(\text{NO}_2^- - \text{N})$ 分别为 SBR 反应器在 t 时刻 NO_3^- -N 和 NO_2^- -N 浓度, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。

1.5 微生物高通量测序分析

采集 S1、S2 和 S3 的 PD-SBR 反应器内运行第 30 d 的污泥样品,样品对应编号分别为 A1、B1 和 C1。样品由上海美吉生物公司提供测序技术支持,测序方法见文献[12]。

2 结果与分析

2.1 不同废泥源短程反硝化系统快速启动及运行特性

图 1(a) ~ 1(c) 分别为 32 d 内 S1、S2 和 S3 反应器短程反硝化启动运行特性。从中可知,在阶段 I (1 ~ 15 d), 3 个反应器均在短时间内实现了 PD 反应器的启动。S1 反应器运行第 6 d,出水 NO_3^- -N 和 NO_2^- -N 浓度分别为 $6.51 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $37.57 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, NTR 值稳定维持 70% 左右, NP 值低至 14.77%, COD 去除率高达 100%, 表明 S1 已具备稳定高效的 PD 性能。S2 启动运行期 (1 ~ 7 d), 出水 NO_2^- -N 浓度由 $19.97 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 缓慢增加至 $38.63 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 而剩余 NO_3^- -N 浓度则减少约 $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 平均出水 COD 为 $20.24 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, PD 活性处于一个逐步上升阶段, 第 7 d 系统 NTR 和 NP 值分别达到 69.23% 和 12.22%, COD 去除率接近 100%, 表明此时 S2 具备良好的 PD 活性和脱硝除碳效果。S3 运行第 9 d 系统 NTR 和 NP 分别达到 69.98% 和 13.68%, 此时出水 NO_2^- -N 和 NO_3^- -N 浓度分别为 $37.56 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $5.95 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 与 S1 反应器 PD 活性接近并能够稳定维持, 认为此时 S3 已基本实现 PD 反应器的启动。在各个反应器启动期 (最长 9 d), 均可观察到 PD 活性的逐步提升, 体现在 NO_2^- -N 积累量不断增加和剩余 NO_3^- -N 浓度持续减少, 明显优于文献[8]的报道。这主要是因为反应器运行过程部分反硝化菌属活性受进水条件影响一直被抑制, 系统全程反硝化性能始终处于不良状态, 而以 NO_2^- -N 为产物的反硝化菌属增殖未受干扰, 因而高效的 PD 性能得以快速实现。在阶段 II (16 ~ 32 d), 缺氧反应时间由 180 min 降至 60 min, S1、S2 和 S3 反应器 NO_2^- -N 积累和有机物去除量并未因反应时间的减少发生明显变化, 这意味着 PD 反应所需时间较为短暂, 而本研究阶段 I 控制的 180 min 反应时间是为了前期促进反硝化种群的增殖从而缩短反硝化菌富集时间, 阶段 II 下调反应器搅拌时间是为了阻断反硝化的连续进行, 进一步提升 PD 性能。实际上, 本研究中无论 180 min 还是 60 min 的反应时间都不会使系统生成的

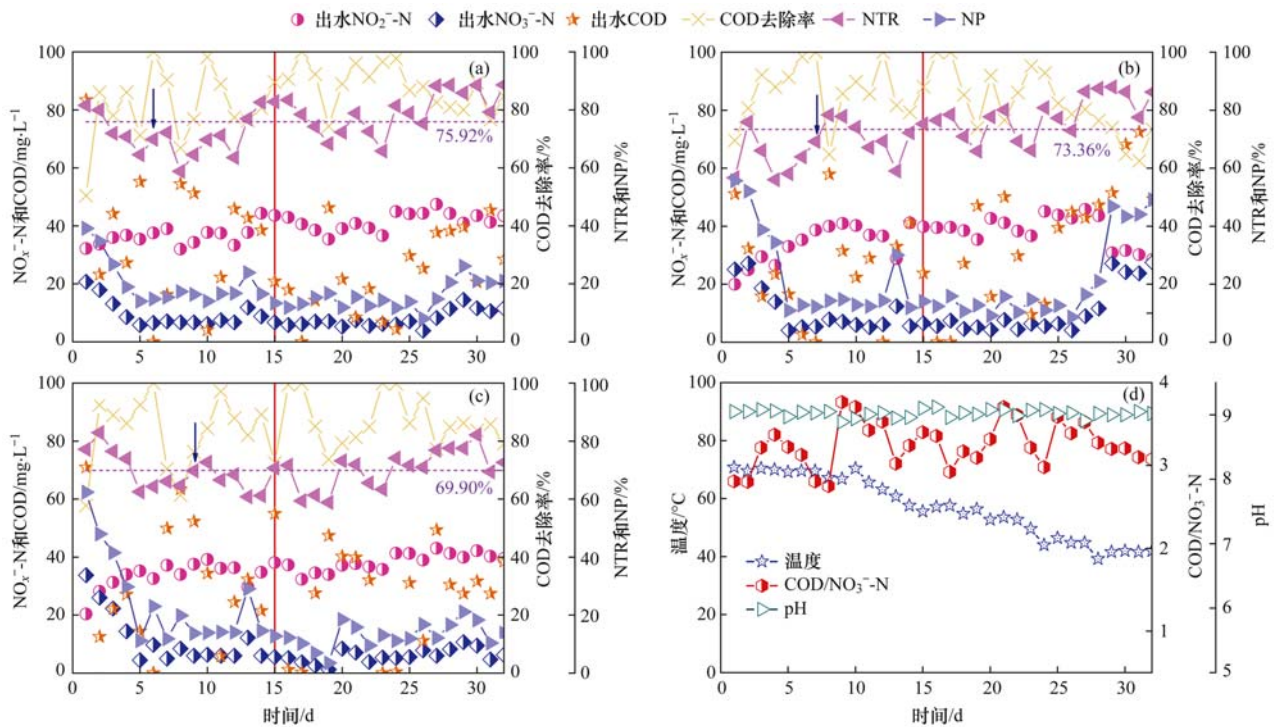


图1 不同废泥源短程反硝化反应器启动运行特性

Fig. 1 Start-up and operational characteristics of partial denitrification reactors with different waste sludge sources

NO_2^- -N被继续还原,这是因为反硝化菌可利用有机物几乎被全部消耗,而系统剩余 NO_3^- -N的存在又使得 NO_2^- -N不会被继续还原为其他氮类物质^[14,15],这也解释了S1、S2和S3高效的NTR性能、优越的 NO_2^- -N积累量和COD去除率。

特别是,S1和S2反应器运行期间PD性能受环境条件影响有较为明显的变化,而S3却能够维持较为稳定的PD活性.伴随室温变化(22.7~14.8℃),S1和S2反应器 NO_2^- -N积累量、NP值与NTR性能呈现波动趋势,S3反应器运行则较为平稳.如在20~23d,实测3个反应器运行水温由18.2℃降至16℃,S1、S2和S3反应器 NO_2^- -N积累浓度分别减少了4.25、5.98和1.96 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,说明S1与S2反应器响应温度变化较为强烈,S3则对温度变化敏感程度较低.推测这与反应器内接种泥源差异导致的PD污泥不同的温度弹性相关.反应器运行后期(28~32d),S1和S2开始呈现不同程度的PD活性恶化趋势,S1反应器出水 NO_3^- -N浓度达到14.46 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,平均出水COD升至34.46 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,出水 NO_2^- -N却稳定维持43 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右,PD性能渐趋下降.S2出水急剧恶化:系统 NO_2^- -N浓度下降近40%,剩余 NO_3^- -N浓度由8.98 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 增至27.53 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,甚至超过接种第1d出水 NO_3^- -N浓度25.06 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,S2系统PD性能近乎崩溃.有趣的是,在第28~32d,S3反应器仍能够维持平均出水

NO_2^- -N和 NO_3^- -N浓度约为40.61 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和7.86 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,COD去除率80%以上效果,表明较S1和S2反应器内PD污泥,S3内接种自河涌底泥的PD污泥抗低温能力较强,认为此类污泥可能是应用于低温环境下PD启动和运行的优选泥源.当然,长期低温条件下S3反应器PD活性的变化仍有待进一步观察和研究。

2.2 SBR典型周期不同废泥源短程反硝化系统性能

为详细说明不同废泥源PD系统活性和NTR性能,对各反应器运行第14d和第28d典型周期内进行原位批次PD活性实验。

2.2.1 典型周期内氮素转化和COD去除特性

图2所示为S1、S2和S3反应器运行第14d[图2(a)~2(c)]和28d[图2(d)~2(f)]典型周期内氮素转化和COD去除变化曲线,用以说明PD-SBR运行周期内 NO_3^- -N $\rightarrow$ NO_2^- -N转化情况和有机物去除特性.由图可得,各反应器运行初始阶段, NO_2^- -N迅速积累,系统NTR值接近整个周期峰值,有机物和 NO_3^- -N短时间内被迅速消耗和转化.Cao等^[16]研究原位批次PD活性的实验发现,搅拌时间为1~2min PD系统NTR值已达到反应终止时(5~10min)峰值.与本实验在短时间内获得较优 NO_2^- -N积累量结果相似.由图2(a)~2(c)可知,第14d时典型周期内S1、S2和S3平均NTR分别为79.66%、81.52%和64.20%,最高积累 NO_2^- -N浓度分别为

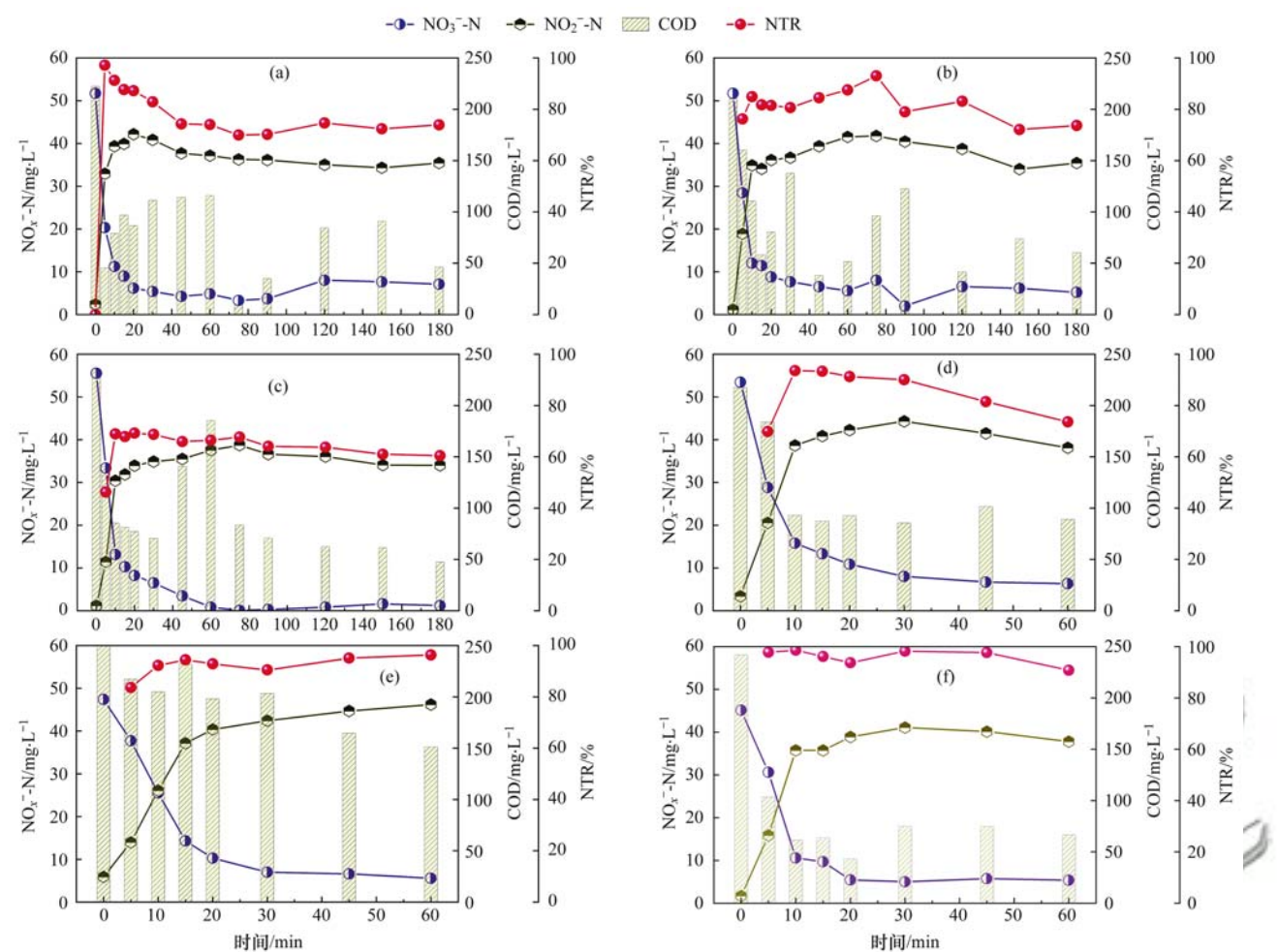


图2 PD-SBR反应器典型周期内氮素转化和COD去除变化曲线

Fig. 2 Variation of nitrogen conversion and COD removal in a typical cycle for PD-SBR reactors

42.19、41.79和38.73 mg·L⁻¹,反应终止时COD浓度分别为46.24、60.28和47.38 mg·L⁻¹,可以看出S1和S2反应器PD性能优于S3.反应器运行至第28 d时,S1、S2和S3平均NTR分别增加了5.11%、10.63%和31.95%,最高NO₂⁻-N浓度略微增加,表明随着反应器运行,PD活性和系统NTR性能也不断提升,S3反应器PD性能已达到较优运行状态.对图2进行比较可知,第28 d时S1和S2反应器运行终点COD浓度明显高于第14 d,分别增加了42.67 mg·L⁻¹和91.05 mg·L⁻¹,而S3终点COD浓度仅增加约13 mg·L⁻¹,COD浓度的增加与微生物裂解释放胞内有机物相关,与2.1节叙述的3个PD-SBR反应器的性能变化相对应.

PD-SBR反应器运行过程NO₂⁻-N达到峰值后基本保持稳定,随后反应器剩余COD各自维持在一定范围以内,且系统还会残留少量NO₃⁻-N.实际上,此时剩余有机物很可能是微生物代谢释放的可溶性微生物产物(SMP),Cao等^[17]的研究证明了这一点:在原位PD活性批次实验中,以乙酸钠作为唯一进水碳源,通过气相色谱未检测到出水乙酸盐的存在.

SMP易在内源呼吸和饥饿状态下产生,而反应器内培养的乙酸营养型PD微生物难以利用SMP物质^[9],故外碳源的匮乏使得系统NO₃⁻-N还原和NO₂⁻-N生成速率严重减缓.整个周期内,NO₂⁻-N积累量随NO₃⁻-N还原而持续增加,但当外碳源不足时,氮素转化速率严重放缓.

2.2.2 典型周期批次短程反硝化活性

对PD-SBR反应器运行第2、14和28 d活性进行原位测定,以比反硝化速率计.如图3所示,运行后期S1和S2较接种初期的比硝态氮还原速率和比亚硝态氮积累速率有显著提高,在第28 d时的比反硝化速率甚至达到第2 d的6倍之多,S3则呈先上升后下降趋势,说明PD-SBR反应器运行期间,S1和S2的PD功能菌属活性得到了极大提升,S3比硝态氮还原速率和比亚硝态氮积累速率则维持在约64.09 mg·(h·g)⁻¹和35.42 mg·(h·g)⁻¹,这可能是由于S3较大的污泥浓度(3.08~3.60 g·L⁻¹,以VSS计,见表3)使得比反硝化速率很难有明显增加而维持在一定范围内.第28 d时,S2比硝态氮还原速率达到了301.48 mg·(h·g)⁻¹,比亚硝态氮积累

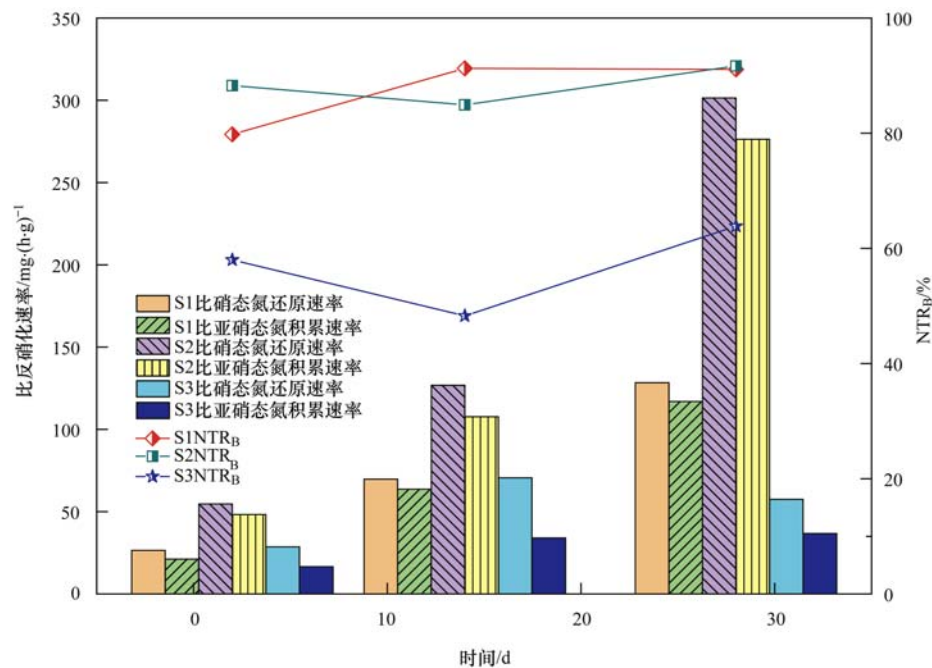


图3 PD-SBR 反应器典型周期原位批次比反硝化活性和 NTR 性能

Fig. 3 Typical cycle in-situ batch denitrification activity and NTR performance of PD-SBR reactors

速率为 $276.40 \text{ mg} \cdot (\text{h} \cdot \text{g})^{-1}$, 远远超过 Cao 等^[18] 报道的 PD 原位最大比硝态氮还原速率 $84.9 \text{ mg} \cdot (\text{h} \cdot \text{g})^{-1}$ 的数值, 这是由于此时受持续低温影响污泥逐渐解体引起 MLVSS 值仅为第 14 d 时的 1/4 (见表 3), 导致了 PD 比反硝化活性的显著提升, 但 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 还原量却因生物量的降低而减少。

典型周期内 S1 的 NTR_B 维持在 79.81% ~ 91.25%, S2 平均 NTR_B 达到了 88.29%, S3 的 NTR_B 则整体维持 60% 左右。表明 PD-SBR 反应器运行期间能够维持稳定的 PD 活性和 NTR 效率, S1 和 S2 批次 PD 活性与 Cao 等^[18] 获得的平均 88.3% 的 NTR 效率接近, 但高于之前报道的 PD 长期运行 80% 的 NTR 效果^[11]。 NTR_B 是基于比亚硝态氮积累速率和比硝态氮还原速率的比值获得, 而 S3 长期运行过程中 (见图 1) $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 积累量明显低于 S1 和 S2, 说明 S3 反应器内以 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 为最终产物的反硝化种群活性在 3 个 SBR 中最低, 故导致了批次实验中相对较小的比 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 积累速率和 NTR 性能。

2.3 不同废泥源短程反硝化系统微生物群落组成

2.3.1 门水平微生物群落结构

图 4 为不同泥源 PD-SBR 反应器运行 30 d 污泥样品门水平微生物丰度群落 (微生物相对丰度 > 1.0% 为主要菌门)。从中可知, 不同泥源的污泥样品共检测出 7 个主要菌门, 分别为变形菌门 (Proteobacteria)、拟杆菌门 (Bacteroidetes)、绿弯菌门 (Chloroflexi)、厚壁菌门 (Firmicutes)、Patescibacteria 菌门、酸杆菌门 (Acidobacteria) 和放

线菌门 (Actinobacteria)。按照门水平丰度高低排序, S1 反应器主要菌门分别为变形菌门 (56.17%)、拟杆菌门 (21.08%)、厚壁菌门 (12.43%) 和绿弯菌门 (7.82%); S2 依次为拟杆菌门 (48.77%)、变形菌门 (38.40%) 和绿弯菌门 (6.08%); S3 反应器内变形菌门 (78.50%) 和拟杆菌门 (13.45%) 则构成了超过 90% 的门水平物种。这说明 PD-SBR 反应器功能菌群多样性低, 富集程度高^[12], 特别是 S3 反应器。

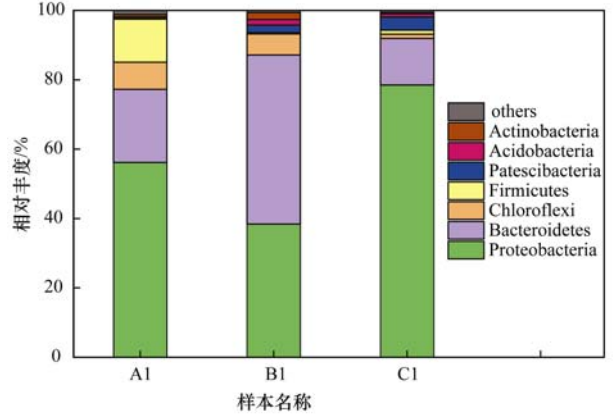


图4 不同泥源 PD-SBR 反应器门水平微生物群落柱状图

Fig. 4 Bar chart showing the microbial community at the phylum level for PD-SBR reactors with different sludge sources

2.3.2 属水平微生物群落结构

图 5 为不同泥源 PD-SBR 反应器运行 30 d 污泥样品属水平微生物丰度群落图 (属水平相对丰度 > 1.0% 为主要分析对象)。明显地, *Acinetobacter* 属在 S1 中丰度高达 40.60%, 是该反应器绝对优势菌属,

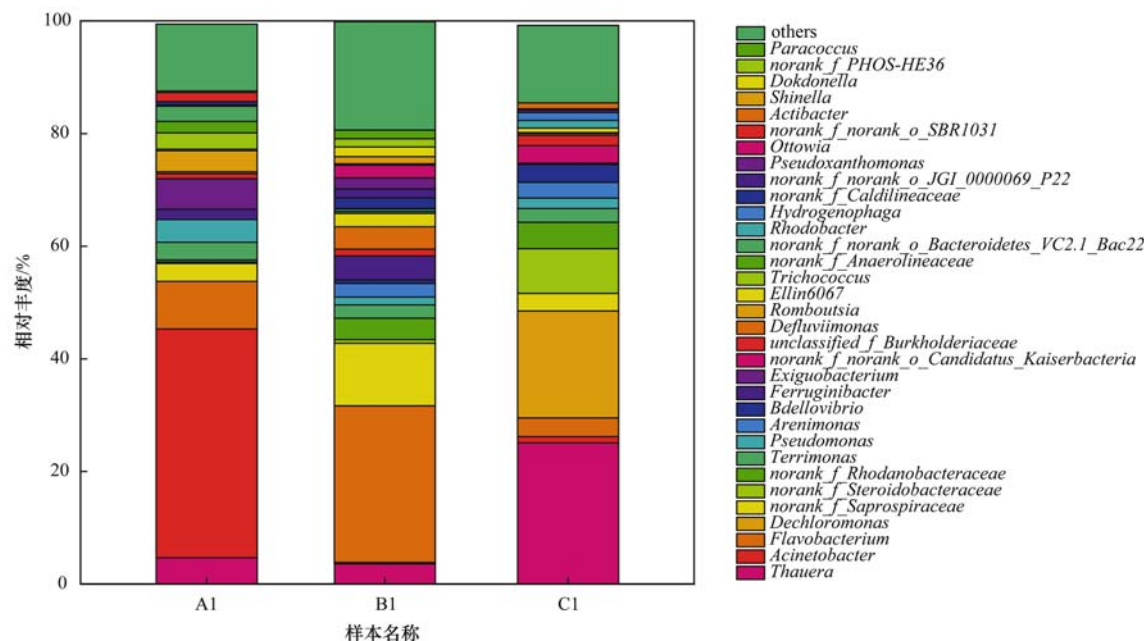


图5 不同泥源 PD-SBR 反应器属水平微生物群落柱状图

Fig. 5 Bar chart showing the microbial community at the genus level for PD-SBR reactors with different sludge sources

其次分别是 *Flavobacterium* (8.46%)、*Exiguobacterium* (5.42%) 和 *Thauera* (4.71%) 等, 以上4个属分别对应变形菌门、拟杆菌门、厚壁菌门和变形菌门。S2 中 *Flavobacterium* (27.79%) 相对丰度占比最高, 后面依次为 *norank_f_Saprospiraceae* (11.08%)、*Ferruginibacter* (4.25%)、*Defluviimonas* (3.99%)、*norank_f_Rhodanobacteraceae* (3.81%) 和 *Thauera* (3.60%) 等。S3 反应器内部优势菌属为 *Thauera* (25.09%)、*Dechloromonas* (18.98%)、*norank_f_Steroidobacteraceae* (7.94%) 及 *norank_f_Rhodanobacteraceae* (4.68%) 等。显然, *Thauera* 属主导了 S3 反应器菌属群落。

3 讨论

3.1 不同废泥源短程反硝化系统快速启动及高效运行分析

3 个反应器在较短时间内均实现了 PD 的快速启动。原因是本研究始终控制反应条件: 进水 pH 为 8.90~9.10、COD/NO₃⁻-N 为 2.75~3.76。pH 被证明是选择富集 NO₂⁻-N 积累菌属的有效条件^[9,13,19], 反硝化过程中 NO₃⁻-N 还原为 N₂ 是连续的 4 步酶促反应, 反应的连续进行与电子接收、传递和消耗有关^[3], 高 pH 则会降低反硝化过程碳氧化速率, 进而加剧反硝化酶之间的电子竞争^[20], NO₂⁻-N 还原酶活性明显受到高碱度抑制, 而 NO₃⁻-N 还原酶活性基本不受影响, 这导致了 NO₂⁻-N 暂时的积累^[13,21]。Qian 等^[13]的研究表明, 控制进水 pH = 9.0 更利于富集 NO₃⁻-N 还原酶基因数高的反硝化物种; Shi 等^[9]在

进水 pH = 9.0 条件下, 提升废污泥 NTR 值达 84% 的良好 PD 活性。因此, 本研究控制的进水 pH 为 9.0 ± 0.1 条件是实现 3 个反应器快速启动 PD 和有效 NO₂⁻-N 积累的关键因素, 能够快速筛选 NO₂⁻-N 积累菌群和抑制 NO₂⁻-N 还原菌属增殖。应当指出的是, 虽然本研究 3 个 PD-SBR 反应器获得平均出水 NTR 最高为 75.92%, 低于研究人员认为平均 NTR = 80% 是 PD 反应启动成功的标志^[1], 但 80% 的 NTR 效率是基于 PD 反应过程中取样点时刻 NO₃⁻-N 还原量和 NO₂⁻-N 积累量而得, 而本研究 S1、S2 和 S3 在运行期间能够保持 70% 左右出水 NTR 效率, 因而认为本实验中反应器出水 NTR = 70% 是 PD 启动的一个标志。另外, 限制低 COD/NO₃⁻-N 比可以促进 PD 功能菌的增殖, 因为反硝化物种会优先储存易被利用碳源而非直接利用^[21,22]。COD/NO₃⁻-N 比很大程度上决定了反硝化进程, 控制硝酸盐还原速率^[23]。相关研究表明 COD/NO₃⁻-N 为 2.0~3.5 是 PD 高效运行较优的控制条件^[3,4,24], 本研究实际运行中同样发现在 COD/NO₃⁻-N 为 3.0~3.5 范围内 PD 活性较优, 两者还可能存在正相关性。启动期间反硝化物种通过种间选择, 在乙酸盐有机物、高碱度和适宜 COD/NO₃⁻-N 比的反应条件下, NO₂⁻-N 积累菌迅速占据优势地位^[24], NO₂⁻-N 还原菌的增殖则被严重抑制, 因而 3 个 PD-SBR 反应器在短期内快速启动同时保持运行的高效性。

值得注意的是, 本研究 S1、S2 和 S3 在 32 d 的运行中分别获得平均 NTR 为 75.92%、73.36% 和 69.90% 效果, 均明显优于 Qian 等^[13]接种反硝化污

泥在进水 $\text{pH} = 9.0$ 条件下 PD 反应器平均出水 $\text{NTR} = 57\%$, 这可能是因为后者控制 $\text{COD}/\text{NO}_3^- - \text{N}$ 比为 3.0, 电子供体不足引起了 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 还原速率下降。

3.2 不同废泥源短程反硝化系统性能变化分析

碳源的选取对于 PD 反应速率有很大影响, Le 等^[23]比较了多种碳源对短程反硝化短期影响, 发现乙酸和甘油显示出高效的 PD 选择, 并推测与电子传递途径相关。Li 等^[25]同样发现相比乙酸物质, 葡萄糖反硝化反应会上调乙酸产出量和下调乙酸利用率导致细胞内 NADH/NAD^+ 比下降, 进而降低脱硝速率, 因而认为乙酸盐是 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 积累的优选碳源。广泛的研究同样表明, 乙酸作为简单小分子物质极易被微生物利用, 因而 PD 反应选取乙酸作为电子供体能够促进乙酸营养型 PD 种群快速增殖, 加快 PD 反应进程^[3, 18, 26]。3 个 PD-SBR 反应器均以乙酸钠作为唯一碳源, 导致了剧烈的 PD 反应速率。批次实验表明, 反应器在阶段 I 运行第 14 d, 60 min 时系统 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 积累量近乎峰值, 随着运行时间推移, 阶段 II 运行第 28 d 时 S1、S2 和 S3 反应器 30 min 时刻 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度分别达 44.31、42.43 和 41.09 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 高于或接近反应终点浓度, 表明本研究可进一步减少缺氧搅拌时间以获得更高的 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 产量。

近期, Meng 等^[27]的研究发现硝化菌和反硝化菌能够承受较高范围的温度变化扰动, 但持续低温下传统反硝化菌相对丰度仍会逐渐下降^[28]。S1 和 S2 反应器种泥由于长期处于中温 ($\sim 25^\circ\text{C}$) 环境, 耐冷菌丰度不足, 因而温度降低反硝化活性也会随之发生明显减弱, 长期低温抑制下 S2 污泥甚至失活死亡 (观察到明显的污泥白化, 出水透明度较低)。S3 取自河道底泥的表层反硝化菌可能适应了自然界中比生物反应器更低的温度^[29], 因此低温影响下 PD 活性并未受明显影响。

3.3 不同废泥源短程反硝化系统微生物种群分析

接种泥源为城市污水处理系统反硝化除磷单元的 S1 反应器, 变形菌门、拟杆菌门、厚壁菌门和绿弯菌门为主导菌门, 而在城市污水培养的 PD 污泥也检测出类似菌门^[9]。变形菌门在良好性能的活性污泥系统含量最高, 包含了氮循环功能相关的氨氧化菌、亚硝酸盐氧化菌和反硝化菌等^[30], 先前的 PD 系统中也发现变形菌门通常占比极高 (44.1% ~ 82.3%)^[31], 与本研究类似。因此高丰度的变形菌门是 PD 系统高效 NTR 的保证, PD-SBR 变形菌门丰度高低依次为 $\text{S3} > \text{S1} > \text{S2}$ (78.50% > 56.17% > 38.40%), 对应反应器运行至 30 d 时 PD 性能 S3 最优, S1 渐趋恶化, S2 近乎崩溃。拟杆菌门和绿弯菌门

通常具备降解易溶有机物 (如短链脂肪酸)、胞外聚合物和衰亡菌体等功能^[32], 拟杆菌门还与反硝化作用和颗粒形成紧密相关^[12], S2 中两类菌门占比高达 54.85%, 远高于 S1 和 S3 [28.9% 和 13.45% (仅拟杆菌门)], 进一步说明 S2 污泥严重衰亡引起了拟杆菌门和绿弯菌门的大量增殖。

Thauera 属为广泛报道的 PD 反应器中实现 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 积累的功能菌属^[9, 12, 13], 其在微生物群落中丰度分布对 PD 活性影响极大。反应器运行至 30 d 时, S3 中 *Thauera* 属相对丰度高达 25.09%, 而 S1 和 S2 中仅有 4.71% 和 3.60%, 这解释了 S3 反应器在长期低温影响下仍能保持良好 PD 活性和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 积累效果的特性。有研究表明, 随温度下降, 提升功能菌属生物量丰度能够维持微生物氮降解活性^[33]。长期运行 S1 和 S2 反应器平均 NTR 分别为 75.92% 和 73.36%, 均高于 S3 的 69.90%, 这可能是因为适宜温度下, S1 和 S2 内 *Thauera* 属活性高于 S3, 而长期低温 S1 和 S2 内 *Thauera* 属活性和丰度下降, S3 内 *Thauera* 属则维持高丰度。S1 中属于变形菌门的 *Acinetobacter* 属是其优势菌属, 在污水处理系统发挥高效的自养反硝化作用, 因而有利于维持 S1 系统的反硝化性能^[34]。S2 菌属中 *Flavobacterium*、*norank_f_Saprospiraceae* 和 *Ferruginibacter* 比例达 43.12%, 均属于可利用死亡细菌残体物质的拟杆菌门, 解释了该系统污泥衰亡恶化、性能崩溃的现象。

4 结 论

(1) 在 $22 \sim 23^\circ\text{C}$, $\text{pH} = 9.0 \pm 0.1$ 和 $\text{COD}/\text{NO}_3^- - \text{N}$ 为 3.0 ~ 3.5 条件下, S1、S2 和 S3 分别在第 6、7 和 9 d 成功启动 PD, 系统长期运行平均 NTR 为 $\text{S1} > \text{S2} > \text{S3}$ (75.92% > 73.36% > 69.90%)。

(2) 短程反硝化活性批次实验表明, 乙酸钠为碳源和适宜 $\text{COD}/\text{NO}_3^- - \text{N}$ 比的进水水质, PD-SBR 反应器获得良好的比反硝化速率和 NTR 性能, 第 28 d 典型周期内 S1、S2 和 S3 平均 NTR 分别为 84.77%、92.15% 和 96.15%, 最大比 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 积累速率为 116.95、276.40 和 36.73 $\text{mg} \cdot (\text{h} \cdot \text{g})^{-1}$ 。

(3) 运行期间, S1 和 S2 反应器 PD 活性响应温度变化较为明显, 而 S3 反应器 PD 活性对温度敏感程度较低, 推测河涌底泥可能是低温实现短程反硝化快速启动和稳定运行的优选种泥。

(4) 变形菌门和拟杆菌门是 PD 反应器主导微生物菌门, PD 活性和高 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 积累量取决于属于变形菌门的 *Thauera* 属丰度。S3 反应器 *Thauera* 属丰度高达 25.09%, 是其维持低温 PD 活性的重要原因。

参考文献:

- [1] Cao S B, Wang S Y, Peng Y Z, *et al.* Achieving partial denitrification with sludge fermentation liquid as carbon source: the effect of seeding sludge[J]. *Bioresource Technology*, 2013, **149**: 570-574.
- [2] Cao S B, Du R, Peng Y Z, *et al.* Novel two stage partial denitrification (PD)-Anammox process for tertiary nitrogen removal from low carbon/nitrogen (C/N) municipal sewage[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2019, **362**: 107-115.
- [3] Du R, Peng Y Z, Ji J T, *et al.* Partial denitrification providing nitrite: Opportunities of extending application for anammox[J]. *Environment International*, 2019, **131**, doi: 10.1016/j.envint.2019.105001.
- [4] Zhang M, Wang S Y, Ji B, *et al.* Towards mainstream deammonification of municipal wastewater: partial nitrification-anammox versus partial denitrification-anammox[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, **692**: 393-401.
- [5] Cao S B, Oehmen A, Zhou Y. Denitrifiers in mainstream anammox processes: Competitors or supporters? [J]. *Environmental Science & Technology*, 2019, **53**(19): 11063-11065.
- [6] Ma B, Wang S Y, Cao S B, *et al.* Biological nitrogen removal from sewage via anammox: recent advances[J]. *Bioresource Technology*, 2016, **200**: 981-990.
- [7] Ma B, Xu X X, Wei Y, *et al.* Recent advances in controlling denitrification for achieving denitrification/anammox in mainstream wastewater treatment plants[J]. *Bioresource Technology*, 2019, **299**, doi: 10.1016/j.biortech.2019.122697.
- [8] 毕春雪, 于德爽, 杜世明, 等. 乙酸钠作为碳源不同污泥源短程反硝化过程亚硝酸盐积累特性[J]. *环境科学*, 2019, **40**(2): 783-790.
- [8] Bi C X, Yu D S, Du S M, *et al.* Nitrite accumulation characteristics of partial denitrification in different sludge sources using sodium acetate as carbon source [J]. *Environmental Science*, 2019, **40**(2): 783-790.
- [9] Shi L L, Du R, Peng Y Z. Achieving partial denitrification using carbon sources in domestic wastewater with waste-activated sludge as inoculum[J]. *Bioresource Technology*, 2019, **283**: 18-27.
- [10] Du R, Cao S B, Li B K, *et al.* Step-feeding organic carbon enhances high-strength nitrate and ammonia removal via DEAMOX process [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2019, **360**: 501-510.
- [11] Du R, Cao S B, Li B K, *et al.* Performance and microbial community analysis of a novel DEAMOX based on partial-denitrification and anammox treating ammonia and nitrate wastewaters[J]. *Water Research*, 2017, **108**: 46-56.
- [12] Du R, Cao S B, Zhang H Y, *et al.* Formation of partial-denitrification (PD) granular sludge from low-strength nitrate wastewater: the influence of loading rates [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2020, **384**, doi: 10.1016/j.jhazmat.2019.121273.
- [13] Qian W T, Ma B, Li X Y, *et al.* Long-term effect of pH on denitrification: High pH benefits achieving partial-denitrification [J]. *Bioresource Technology*, 2019, **278**: 444-449.
- [14] Le T, Peng B, Su C Y, *et al.* Nitrate residual as a key parameter to efficiently control partial denitrification coupling with anammox [J]. *Water Environment Research*, 2019, **91**(11): 1455-1465.
- [15] Du R, Peng Y Z, Cao S B, *et al.* Mechanisms and microbial structure of partial denitrification with high nitrite accumulation [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2016, **100**(4): 2011-2021.
- [16] Cao S B, Du R, Niu M, *et al.* Integrated anaerobic ammonium oxidation with partial denitrification process for advanced nitrogen removal from high-strength wastewater[J]. *Bioresource Technology*, 2016, **221**: 37-46.
- [17] Cao S B, Peng Y Z, Du R, *et al.* Characterization of partial-denitrification (PD) granular sludge producing nitrite: effect of loading rates and particle size [J]. *Science of the Total Environment*, 2019, **671**: 510-518.
- [18] Cao S B, Du R, Zhang H Y, *et al.* Understanding the granulation of partial denitrification sludge for nitrite production [J]. *Chemosphere*, 2019, **236**: 124389, doi: 10.1016/j.chemosphere.2019.124389.
- [19] Si Z, Peng Y Z, Yang A M, *et al.* Rapid nitrite production via partial denitrification: pilot-scale operation and microbial community analysis[J]. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 2018, **4**(1): 80-86.
- [20] Pan Y T, Ye L, Ni B J, *et al.* Effect of pH on N₂O reduction and accumulation during denitrification by methanol utilizing denitrifiers[J]. *Water Research*, 2012, **46**(15): 4832-4840.
- [21] Li W, Lin X Y, Chen J J, *et al.* Enrichment of denitrating bacteria from a methylotrophic denitrifying culture[J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2016, **100**(23): 10203-10213.
- [22] Ji J T, Peng Y Z, Li X Y, *et al.* Stable long-term operation and high nitrite accumulation of an endogenous partial-denitrification (EPD) granular sludge system under mainstream conditions at low temperature[J]. *Bioresource Technology*, 2019, **289**, doi: 10.1016/j.biortech.2019.121634.
- [23] Le T, Peng B, Su C Y, *et al.* Impact of carbon source and COD/N on the concurrent operation of partial denitrification and anammox[J]. *Water Environment Research*, 2019, **91**(3): 185-197.
- [24] Zhang Z Z, Zhang Y, Chen Y G. Recent advances in partial denitrification in biological nitrogen removal: from enrichment to application[J]. *Bioresource Technology*, 2020, **298**, doi: 10.1016/j.biortech.2019.122444.
- [25] Li W, Liu S, Zhang M, *et al.* Oxidation of organic electron donor by denitrification: Performance, pathway and key microorganism[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2018, **343**: 554-560.
- [26] Du R, Cao S B, Li B K, *et al.* Synergy of partial-denitrification and anammox in continuously fed upflow sludge blanket reactor for simultaneous nitrate and ammonia removal at room temperature [J]. *Bioresource Technology*, 2019, **274**: 386-394.
- [27] Meng Y B, Zhou Z B, Meng F G. Impacts of diel temperature variations on nitrogen removal and metacommunity of anammox biofilm reactors[J]. *Water Research*, 2019, **160**: 1-9.
- [28] Xu J, Pang H L, He J G, *et al.* Start-up of aerobic granular biofilm at low temperature: performance and microbial community dynamics[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, **698**, doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.134311.
- [29] Zhou S, Borjigin S, Riya S, *et al.* The relationship between anammox and denitrification in the sediment of an inland river [J]. *Science of the Total Environment*, 2014, **490**: 1029-1036.
- [30] 彭永臻, 钱雯婷, 王琦, 等. 基于宏基因组的城市污水处理厂生物脱氮污泥菌群结构分析[J]. *北京工业大学学报*, 2019, **45**(1): 95-102.
- Peng Y Z, Qian W T, Wang Q, *et al.* Unraveling microbial structure of activated sludge in a full-scale nitrogen removal plant

- using metagenomic sequencing[J]. Journal of Beijing University of Technology, 2019, **45**(1): 95-102.
- [31] Cao S B, Du R, Li B K, *et al.* Nitrite production from partial-denitrification process fed with low carbon/nitrogen (C/N) domestic wastewater: performance, kinetics and microbial community [J]. Chemical Engineering Journal, 2017, **326**: 1186-1196.
- [32] 王晗, 李瀚翔, 陈猷鹏, 等. 盐度条件下 ANAMMOX-EGSB 反应器颗粒污泥微生物群落[J]. 环境科学, 2019, **40**(4): 1906-1913.
Wang H, Li H X, Chen Y P, *et al.* Microbial community of granular sludge in an ANAMMOX-EGSB reactor under saline conditions[J]. Environmental Science, 2019, **40**(4): 1906-1913.
- [33] Straka L, Summers A, Stahl D A, *et al.* Kinetic implication of moving warm side-stream Anaerobic ammonium oxidizing bacteria to cold mainstream wastewater [J]. Bioresource Technology, 2019, **288**, doi: 10.1016/j.biortech.2019.121534.
- [34] Xu L Z J, Xia W J, Yu M J, *et al.* Merely inoculating anammox sludge to achieve the start-up of anammox and autotrophic desulfurization-denitrification process [J]. Science of the Total Environment, 2019, **682**: 374-381.

《环境科学》连续 8 次荣获 “中国最具国际影响力学术期刊”称号

2019 年 10 月 28 日,中国学术期刊(光盘版)电子杂志社(CNKI)等机构发布“2019 中国最具国际影响力学术期刊”评选结果.《环境科学》荣获“2019 中国最具国际影响力学术期刊”称号,是唯一入选的环境科学与资源科学类中文期刊,也是自首次评选以来连续 8 次获此殊荣.评选以期刊国际影响力指数进行排序,遴选出排名前 5% (Top5%) 的期刊获评“中国最具国际影响力学术期刊”.

CONTENTS

Comparison Analysis of the Effect of Emission Reduction Measures for Major Events and Heavy Air Pollution in the Capital	ZHONG Yi-sheng, ZHOU Ying, CHENG Shui-yuan, <i>et al.</i>	(3449)
Evaluation of Different ISORROPIA-II Modes and the Influencing Factors of Aerosol pH Based on Tianjin Online Data	GAO Jie, SHI Xu-rong, WEI Yu-ting, <i>et al.</i>	(3458)
Emission Characteristics of Particulate Organic Matter from Cooking	LI Yuan-ju, WU Ai-hua, TONG Meng-xue, <i>et al.</i>	(3467)
Characteristics and Sources of 12 Trace Amount Elements in PM _{2.5} During a Period of Heavy Pollution in Huanggang, Central China	CHEN Zhan-le, TIAN Qian, MAO Yao, <i>et al.</i>	(3475)
Aerosol Optical Properties over the Ebirur Region	ZHANG Zhe, DING Jian-li, WANG Jin-jie	(3484)
Characteristics of Secondary Organic Particles and the Potential Formation of SOA from VOCs During Wintertime Heavy Pollution Episodes in Tianjin	XU Hong, TANG Miao, XIAO Zhi-mei, <i>et al.</i>	(3492)
Characteristics and Source Apportionment of VOCs at Different Pollution Levels During the Winter in an Urban Area in Zhengzhou	LI Yi-dan, YIN Sha-sha, ZHANG Rui-qin, <i>et al.</i>	(3500)
Emission Inventory of Intermediate Volatility Organic Compounds (IVOCs) from Biomass Burning in the Yangtze River Delta During 2010-2018	ZHU Yong-hui, WANG Qian, HUANG Ling, <i>et al.</i>	(3511)
Emission Characteristics of Biogenic Volatile Compounds (BVOCs) from Common Greening Tree Species in Northern China and Their Correlations with Photosynthetic Parameters	XU Yan, LI Shuang-jiang, YUAN Xiang-yang, <i>et al.</i>	(3518)
Characteristics of Surface Ozone and Impact Factors at Different Station Types During the Autumn in Guangzhou	GAO Ping, ZHUANG Li-yue, WANG Long, <i>et al.</i>	(3527)
Pollution Characteristics and Sensitivity Analysis of Atmospheric Ozone in Taian City	LI Kai, LIU Min, MEI Ru-bo	(3539)
Pollution Characteristics and Health Risk Assessment of Heavy Metals in Road Dust from Non-ferrous Smelting Parks	FENG Yu-yao, SHI Jian-wu, ZHONG Yao-qian, <i>et al.</i>	(3547)
Pollution and Source Analysis of Heavy Metal in Surface Dust from Xi'an University Campuses	FAN Xin-yao, LU Xin-wei, LIU Hui-min, <i>et al.</i>	(3556)
Monitoring Method of Total Particulate Matter in Ultra-low-emission and High-humidity Exhaust Gas from Stationary Sources and an Actual Test in a Gas Power Plant	HU Yue-qi, YAN Xu, KONG Chuan, <i>et al.</i>	(3563)
Vessels' Air Pollutant Emissions Inventory and Emission Characteristics in the Xiamen Emission Control Area	WANG Jian, HUANG Zhi, LIU Yan-ying, <i>et al.</i>	(3572)
Method for High-resolution Emission Inventory for Road Vehicles in Chengdu Based on Traffic Flow Monitoring Data	PAN Yu-jin, LI Yuan, CHEN Jun-hui, <i>et al.</i>	(3581)
Inversion of Water Quality Parameters Based on UAV Multispectral Images and the OPT-MPP Algorithm	HUANG Xin-xi, YING Han-ting, XIA Kai, <i>et al.</i>	(3591)
Effects of Different Water Stratification on the Vertical Distribution of Nitrogen in Sediment Interstitial Waters: A Case Study of the Three Gorges Reservoir and Xiaowan Reservoir	LIU Jing-si, ZHU Xiao-sheng, HU Zi-long, <i>et al.</i>	(3601)
Pollution Status and Pollution Behavior of Microplastic in Surface Water and Sediment of Urban Rivers	ZHAO Xin, CHEN Hao, JIA Qi-long, <i>et al.</i>	(3612)
Spatial and Temporal Variation of Phytoplankton Community Structure and Its Influencing Factors in Shanghai River Channels	XU Zhi, CHEN Xiao-hua, SHEN Gen-xiang, <i>et al.</i>	(3621)
Restoration of River Sediment by Calcium Peroxide (CaO ₂) Combined with Biochar	LI Yu-ping, JIANG Ying-ying, LIU Bao-ming, <i>et al.</i>	(3629)
Quantification of Nitrate Sources to Groundwater in Karst Trough-valley Areas Based on Dual Stable Isotopes of $\delta^{15}\text{N-NO}_3^-$ and $\delta^{18}\text{O-NO}_3^-$ and the IsoSource Model	XU Lu, JIANG Yong-jun, DUAN Shi-hui, <i>et al.</i>	(3637)
Dynamic Process of Nitrogen and Phosphorus Export and Loss Load in an Intensive Orchard with Ridge and Furrow Plantation in the Three Gorges Reservoir Area	YAN Kun, WANG Yu-kuan, LIU Qin, <i>et al.</i>	(3646)
Analysis of Rainfall Runoff Pollution and Pollution Load Estimation for Urban Communities in a Highly Urbanized Region	GAO Bin, XU You-peng, LU Miao, <i>et al.</i>	(3657)
Adsorption of As(III) in Water by Iron-loaded Graphene Oxide-Chitosan	ZHAO Chao-ran, SHAN Hui-mei, ZENG Chun-ya, <i>et al.</i>	(3665)
Sorption Behaviors of Copper Ions and Tetracycline on Microplastics in Aqueous Solution	XUE Xiang-dong, WANG Xing-yuan, MEI Yu-chen, <i>et al.</i>	(3675)
Effect of Porous Fillers Properties on Biofilm Growth	JIANG Yu-qin, LI Jiong-hui, FANG Zhi-guo	(3684)
Adaptability of Nitrifying Biofilm Systems to Low Temperature: MBBR and IFAS	LI Ren, YU Li-fang, ZHANG Xing-xiu, <i>et al.</i>	(3691)
Improved on Nitrogen Removal of Anaerobic Ammonia Oxidation by Coupling Element Sulfur-based Autotrophic Short-cut Denitrification	FANG Wen-ye, LI Xiang, HUANG Yong, <i>et al.</i>	(3699)
Nitrogen and Phosphorus Removal from Domestic Sewage Aerobic Granular Sludge Under Intermittent Gradient Aeration	ZHANG Yu-jun, LI Dong, LI Shuai, <i>et al.</i>	(3707)
Rapid Start-up and Stability of Partial Denitrification Based on Different Waste Sludge Sources	ZHANG Xing-xing, WANG Chao-chao, WANG Yao, <i>et al.</i>	(3715)
Decision-making Analysis of Excess Sludge Pretreatment for Struvite Recovery Based on AHP-PROMETHEE II Method	LIU Xiao-lei, LI An-jie	(3725)
Effect on Ammonia Inhibition Mitigation in the Anaerobic Digestion Process with Zero-Valent Iron	LIU Ji-bao, NIU Yu-tong, YU Da-wei, <i>et al.</i>	(3731)
Performance of Anaerobic Membrane Bioreactors for the Co-digestion of Sewage Sludge and Food Waste	DAI Jin-jin, NIU Cheng-xin, PAN Yang, <i>et al.</i>	(3740)
Antibiotics Induce Horizontal Gene Transfer of Resistance at Sublethal Concentrations	YUAN Qi-yi, CHEN Hong-jie, Laurence Haller, <i>et al.</i>	(3748)
Impact of Tetracycline Antibiotic on the Transcriptional Expression of Tetracycline Resistance Genes in <i>Shigella flexneri</i>	GAO Pin, RUAN Xiao-hui, QIU Wen-jie, <i>et al.</i>	(3758)
Competitive Selection of Hydroxylamine on Ammonia Oxidizing Bacteria and Nitrite Oxidizing Bacteria	QIAO Xin, WANG Bo, GUO Yuan-yuan, <i>et al.</i>	(3765)
Analysis of the Effect of Temperature on the Microbial Flora Structure During the Nitrite Oxidation Process Using 16S rRNA High-throughput Sequencing	HOU Xiao-wei, NIU Yong-jian, LI Wei-wei, <i>et al.</i>	(3773)
Universality and Potential Application of Mn(II) Oxidation Triggered by Microbial Interspecies Interactions	NING Xue, LIANG Jin-song, BAI Yao-hui, <i>et al.</i>	(3781)
Distribution and Potential Nitrification Rates of Aerobic Ammonia-Oxidizing Microorganisms in Surface Sediments of Mangrove in Sanya River	LUO Qing, ZHEN Yu, PENG Zong-bo, <i>et al.</i>	(3787)
Effects of Ozone Pollution on Growth, Yields, and Mineral Metallic Element Contents of Paddy Rice	FANG Xiao-kun, LUO Xiao-san, ZHANG Dan, <i>et al.</i>	(3797)
Short Term Effects of a Changing Carbon Input on the Soil Respiration of <i>Picea schrenkiana</i> Forests in the Tianshan Mountains, Xinjiang	SHAO Kang, GONG Lu, HE Xue-min, <i>et al.</i>	(3804)
Effects of the Combined Application of Organic and Inorganic fertilizers on N ₂ O Emissions from Saline Soil	ZHOU Hui, SHI Hai-bin, GUO Jia-wei, <i>et al.</i>	(3811)
Mechanism and Influencing Factors of Increasing Soil Temperature by <i>in-situ</i> Electrical Resistance Heating	GE Song, MENG Xian-rong, XU Wei, <i>et al.</i>	(3822)
Acid Mine Wasteland Reclamation by <i>Juncus ochraceus</i> Buchen as a Potential Pioneer Plant	HUANG Jian-hong, FU Jiang-li, YAN Xin-rui, <i>et al.</i>	(3829)
Effects of Drip Irrigation Patterns and Biochar Addition on Soil Mineral Nitrogen and Microbial Regulation of Greenhouse	CAI Jiu-mao, LIU Jie-yun, QIU Hu-sen, <i>et al.</i>	(3836)
Effects of Cotton Stalk Biochar on the Structure and Function of Fungi Community in Alkaline Rhizosphere Soil of Rice Under Cadmium Pollution	LIU Shi-dou, HAN Yao-guang, ZHU Xin-ping, <i>et al.</i>	(3846)
Effects of Different Treatments with Water Management Combined with Leaf Spraying Silicon Fertilizer on Cd Accumulation in Rice	WEI Bin-yun, ZHOU Hang, LIU Jia-wei, <i>et al.</i>	(3855)
Effects of Chelate GLDA on the Remediation of Cadmium Contaminated Farmland by <i>Pennisetum purpureum</i> Schum	QIN Jian-jun, TANG Sheng-shuang, JIANG Kai, <i>et al.</i>	(3862)
Situation Analysis and Trend Prediction of the Prevention and Control Technologies for Planting Non-Point Source Pollution	YU Ying-liang, YANG Lin-zhang, LI Hong-na, <i>et al.</i>	(3870)