

环境科学

(HUANJING KEXUE)

ENVIRONMENTAL SCIENCE

第39卷 第11期

Vol.39 No.11

2018

中国科学院生态环境研究中心 主办
科学出版社 出版



目次

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

厌氧/好氧 SPNDPR 系统实现低 C/N 城市污水同步脱氮除磷的优化运行

于德爽, 袁梦飞, 王晓霞*, 陈光辉, 甄建园, 杜世明, 张帆

(青岛大学环境科学与工程学院, 青岛 266071)

摘要: 为了解同步短程硝化内源反硝化除磷 (SPNDPR) 系统的脱氮除磷特性, 以低 C/N 城市污水为处理对象, 采用延时厌氧 (180 min)/好氧运行的 SBR 反应器, 通过联合调控曝气量和好氧时间, 考察了该系统启动与优化运行特性. 结果表明, 当系统好氧段曝气量为 $0.8 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$, 好氧时间为 150 min 时, 出水 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度约为 $1.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右, 出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度由 $10.28 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $8.14 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 逐渐降低至 $0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $2.27 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 出水 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度逐渐升高至 $1.81 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$; 当曝气量提高至 $1.0 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$ 且好氧时间缩短至 120 min 后, 系统除磷、短程硝化性能逐渐增强, 但总氮 (TN) 去除性能先降低后逐渐升高, 最终出水 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 分别稳定低于 $0.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $1.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 好氧段亚硝积累率和 SND 率分别达 98.65% 和 44.20%, TN 去除率达 79.78%. SPNDPR 系统内好氧段好氧吸磷、反硝化除磷、短程硝化、内源反硝化同时进行保证了低 C/N 污水的同步脱氮除磷.

关键词: 同步短程硝化反硝化除磷 (SPNDPR); 碳氮比; 聚磷菌 (PAOs); 反硝化聚糖菌 (DGAOs)

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2018)11-5065-09 DOI: 10.13227/j.hjxx.201804120

Simultaneous Nitrogen and Phosphorus Removal Characteristics of An Anaerobic/Aerobic Operated SPNDPR System Treating Low C/N Urban Sewage

YU De-shuang, YUAN Meng-fei, WANG Xiao-xia*, CHEN Guang-hui, ZHEN Jian-yuan, DU Shi-ming, ZHANG Fan

(School of Environmental Science and Engineering, Qingdao University, Qingdao 266071, China)

Abstract: This study focused on the nitrogen (N) and phosphorus (P) removal performance optimization of simultaneous partial nitrification-endogenous denitrification and phosphorus removal (SPNDPR) systems. An anaerobic (180 min)/aerobic operated sequencing batch reactor (SBR) fed with domestic wastewater was used for investigating the startup and optimization of SPNDPR by regulating the aeration rate and aerobic duration time. The experimental results showed that at an aerobic aeration rate of $0.8 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$ and aerobic duration time of 150 min, the effluent $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ concentration was about $1.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, with the effluent $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and $\text{NO}_3^-\text{-N}$ concentrations gradually decreasing from 10.28 and $8.14 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ to 0 and $2.27 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, respectively, and effluent $\text{NO}_2^-\text{-N}$ concentration increasing to $1.81 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. When the aeration rate was increased to $1.0 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$ and the aerobic duration time was shortened to 120 min, the phosphorus removal and partial nitrification-endogenous performance of the system gradually increased, but the total nitrogen (TN) removal performance initially decreased and then gradually increased. The final effluent $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ and $\text{NH}_4^+\text{-N}$ were stably below 0.5 and $1.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, respectively, aerobic nitrite accumulation and simultaneous nitrification-endogenous denitrification (SND) efficiencies were 98.65 and 44.20%, respectively, and TN removal efficiency was 79.78%. The concurrence of aerobic phosphorus absorption, denitrifying phosphorus removal, partial nitrification, and nitrification-endogenous in the aerobic stage of the SPNDPR system ensured the simultaneous removal of N and P from low C/N wastewater.

Key words: simultaneous partial nitrification-endogenous denitrification phosphorus removal (SPNDPR); C/N ratio; phosphorous accumulating organisms (PAOs); denitrification glycogen accumulating organisms (DGAOs)

在传统生物脱氮除磷工艺中,存在着脱氮菌与除磷菌对碳源、溶解氧 (DO) 和污泥龄 (SRT) 等方面的矛盾与竞争,使得污水最终的脱氮除磷效果受到影响,尤其体现在低 C/N 城市污水的脱氮除磷过程中^[1]. 本课题针对传统生物脱氮除磷技术存在的诸多弊端,结合低 C/N 污水的水质特点,提出了一种适合低 C/N 污水脱氮除磷的新工艺,即同步短程

硝化反硝化除磷 (SPNDPR) 工艺.

在该 SPNDPR 工艺中,通过合理控制厌氧时间,

收稿日期: 2018-04-16; 修订日期: 2018-05-09

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

作者简介: 于德爽 (1964 ~), 男, 博士, 教授, 主要研究方向为水污染控制, E-mail: qdydsh@163.com

* 通信作者, E-mail: elainewangxx@163.com

强化聚磷菌(PAOs)、聚糖菌(GAOs)的厌氧内碳源贮存作用,可实现原污水中有限碳源的充分利用,并同时可将出水 COD 浓度维持在较低水平;而在好氧段,通过合理控制好氧时间与溶解氧(DO)浓度,可实现稳定的同步短程硝化反硝化(SPND)作用,实现原污水中氨氮的去除;同时,PAOs 可通过好氧吸磷和反硝化除磷作用实现原污水中磷的去除.与传统好氧生物除磷工艺^[2]相比,SPNDPR 工艺中好氧吸磷过程与反硝化除磷过程^[3]的同时存在,可在保证系统稳定除磷的基础上,实现部分氮的去除;与传统同步硝化反硝化(SND)脱氮工艺^[4]相比,SPNDPR 工艺中短程硝化反硝化的存在,可进一步降低脱氮过程所需的有机碳源需求,有利于提高系统的脱氮性能.

目前,有关同步短程硝化反硝化(SPND)脱氮的工艺鲜见报道^[5],相关研究主要集中在对单独的强化生物除磷(EBPR)系统除磷特性的分析^[6~8],或者对单独的 SND 系统形成机制的探讨^[9,10],以及颗粒污泥^[11,12]或双污泥^[13]或生物膜^[14~18]体系内的同步硝化反硝化除磷方面的研究.有关同步短程硝化反硝化(SPND)耦合强化生物除磷(EBPR)的同步脱氮除磷工艺,并将其进行低 C/N(≤ 4)城市污水的脱氮除磷还未见报道.

有报道指出^[19], $\rho(\text{DO})=0.5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,硝化速率与反硝化速率相同,可实现 SND.而短程硝化是本工艺实现低 C/N 污水高效脱氮的关键.短程硝化的实质是将硝化反应控制在亚硝态氮阶段,从种群迁移的角度看,就是在硝化反应过程中氨氧化细菌(AOB)相对于亚硝酸盐氧化菌(NO)优势增殖,使 AOB 成为硝化菌群中的优势种群^[20,21].迄今为止,已建立了一些可行的实现短程硝化的控制手段和策略,主要包括低溶解氧、高温、污泥龄(SRT)控制、游离氨抑制、运行方式及曝气时间控制等.由于能节省供氧能耗,控制 DO 浓度和曝气时间是

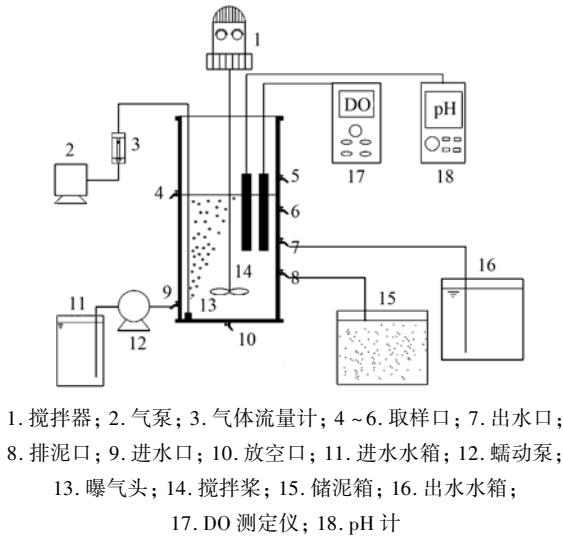
经济有效且灵活的控制策略.

因此,本研究以低 C/N(≤ 4)城市污水为处理对象,采用厌氧/低氧运行的序批式活性污泥反应器(SBR),通过合理控制厌氧/好氧运行时间和 SRT,并联合调控好氧段 DO 浓度,分析了 SPNDPR 系统的启动与优化运行特性,并探讨了该系统优化运行后的 COD、氮、磷去除特性以及优化运行期间系统内 MLSS、SV、SVI 的变化情况,以期为了解 SPNDPR 系统的氮磷去除特性及其在低 C/N 城市污水的实际工程应用中提供实验数据支撑.

1 材料与方法

1.1 实验装置与运行工序

SBR 反应器采用有机玻璃制成,为敞口式反应器,总体积为 13 L,有效容积为 8 L,采用机械搅拌的方式使泥水混匀,以曝气砂头作为微孔曝气器,并以转子流量计调节曝气量,反应器见图 1.反应器采用厌氧/低氧交替的运行方式,每天运行 4 个周期,每个周期为 6 h,具体运行参数见表 1.



1. 搅拌器; 2. 气泵; 3. 气体流量计; 4~6. 取样口; 7. 出水口; 8. 排泥口; 9. 进水口; 10. 放空口; 11. 进水箱; 12. 蠕动泵; 13. 曝气头; 14. 搅拌桨; 15. 储泥箱; 16. 出水箱; 17. DO 测定仪; 18. pH 计

图 1 反应器 SBR 实验装置示意

Fig. 1 Schematic diagram of the SBR test device for the reactor

表 1 SPNDPR 系统优化运行期间运行参数

Table 1 Running parameters during optimal operation of SPNDPR system

项目	阶段 1(1~20 d)	阶段 2(21~35 d)	阶段 3(36~55 d)	阶段 4(56~80 d)
总体积/L	8	8	8	8
排水比	3:8	3:8	3:8	3:8
厌氧时间/min	180	180	180	180
好氧时间/min	150	150	120	120
SRT/d	10	10	10	10
HRT/h	14.67	14.67	13.33	13.33
曝气量/L·min ⁻¹	0.8	0.8	1.0	1.0
DO 浓度/mg·L ⁻¹	≤ 0.3	≤ 0.3	≤ 0.5	≤ 0.5

1.2 实验用水和接种污泥

实验用水为青岛市某污水处理厂粗格栅前入口处的生活污水,具体水质为:COD 浓度平均为 $274.74 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度平均为 $59.52 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度 $< 1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度 $< 1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 浓度平均为 $4.85 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, pH 值为 $7.2 \sim 7.6$. 接种污泥取自青岛市某污水处理厂二沉池的剩余污泥,具有良好的脱氮除磷能力,接种到反应器内后 MLSS 约为 $3698 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, SV 约为 36% , SVI 约为 $97.35 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$.

1.3 检测方法

1.3.1 常规检测方法

水样经中性滤纸(最大孔径 $15 \sim 20 \mu\text{m}$)过滤后测定以下各参数: $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 采用纳氏试剂分光光度法测定, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 采用 N -(1-萘基)乙二胺分光光度法测定, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 采用麝香草酚分光光度法测定, $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 采用钼酸铵分光光度法测定; COD 采用联华 5B-3A 型 COD 快速测定仪测定, MLSS 采用重量法测定, 温度与 DO 值采用雷磁便携式溶解氧测定仪测定, pH 采用雷磁 PHS-3C pH 计测定.

1.3.2 COD_{ins} 率计算方法

COD_{ins} 率是指在 SPNDPR 系统的厌氧段, 原水中的 COD 被 PAOs 和 GAOs 储存为内碳源的百分比. 其计算方法如下:

$$\text{COD}_{\text{ins}} = \left[1 - \frac{1.71\Delta\text{NO}_2^- + 2.86\Delta\text{NO}_3^-}{\Delta\text{COD}} \right] \times 100\%$$

式中, ΔCOD 、 ΔNO_2^- 和 ΔNO_3^- 分别为系统厌氧段

COD、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度的变化量, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$; 1.71 和 2.86 分别为单位质量浓度的 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 被异养反硝化菌利用时所消耗 COD 的质量浓度, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

1.3.3 SND 率计算方法

SND 率用以表示在 SPNDPR 系统好氧段的氮损失情况,其计算方法如下:

$$\text{SND} = \left[1 - \frac{\Delta\text{NO}_2^- + \Delta\text{NO}_3^-}{\Delta\text{NH}_4^+} \right] \times 100\%$$

式中, ΔNH_4^+ 、 ΔNO_2^- 和 ΔNO_3^- 分别为系统好氧段 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度的变化量, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

2 结果与讨论

2.1 SPNDPR 系统的 COD 去除及厌氧段内碳源贮存特性

图 2 为 SPNDPR 系统优化运行期间进出水 COD 浓度变化情况. 阶段 1 (1 ~ 20 d), SPNDPR 系统进水、厌氧末期和出水 COD 的浓度较为稳定, 分别约为 257.15 、 62.00 和 $55.90 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$; COD 去除率稍有波动, 约为 78.09% ; 厌氧段 COD 消耗量平均为 $0.38 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{min})^{-1}$, 好氧段 COD 消耗量平均为 $0.04 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{min})^{-1}$. 说明系统内 COD 的去除主要是在厌氧段实现的. 此外, 这一阶段 COD_{ins} 率稍有波动, 但维持在较高水平 (约为 85.69%). 有研究表明^[22], 在一定的时间范围内 (1.5 ~ 3 h) 延长同步硝化反硝化除磷系统的厌氧时间, 有利于强化少量较

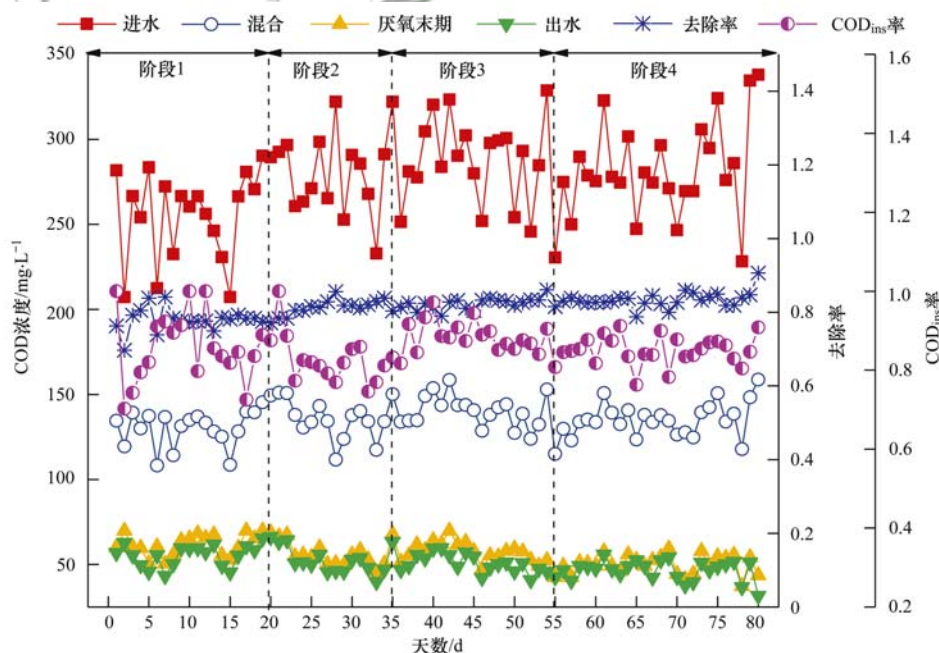


图 2 SPNDPR 系统优化运行期间进出水 COD 浓度变化情况

Fig. 2 Change of COD concentration in and out of water during the optimal operation of SPNDPR system

难降解的有机物的吸收,提高内碳源储存量,且可促进好氧段同步硝化反硝化作用的进行.其解释了本实验条件下(厌氧时间为3 h),SPNDPR系统所具有的高 COD_{ins} 储存量.

阶段2(21~35 d),SPNDPR系统COD去除及内碳源贮存性能维持稳定.系统进水COD浓度平均为 $280.94\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,厌氧末和出水COD浓度分别平均为 $56.00\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $51.88\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$;厌氧段COD消耗量平均为 $0.44\text{ mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{min})^{-1}$,好氧段COD消耗量平均为 $0.03\text{ mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{min})^{-1}$;COD去除率与阶段1相比,稍有升高,其由第21 d的78.37%升高至第35 d的80.34%; COD_{ins} 率稳定在较高水平,平均为82.46%.

阶段3(36~55 d),当SPNDPR系统好氧段曝气量提高至 $1.0\text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ 、好氧时间缩短至120 min之后,系统COD去除及内碳源贮存性能仍然维持稳定.在该阶段,系统进水、厌氧末期和出水COD浓度分别平均为285.11、56.73和 $50.28\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$;厌氧段COD消耗量和好氧段COD消耗量分别平均为 $0.47\text{ mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{min})^{-1}$ 和 $0.04\text{ mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{min})^{-1}$;COD去除率和 COD_{ins} 率分别平均为82.75%和88.59%.说明改变系统好氧段的曝气量与好氧时间几乎不影响系统的COD去除特性(阶段2~3,COD去除率均保持在80%以上),也进一步证明了COD的去除主要发生在系统的厌氧段.

阶段4(56~80 d),SPNDPR系统的COD去除性能得以进一步稳定维持.系统进水、厌氧末期和出水COD浓度分别平均为283.59、50.61和 $46.71\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$;厌氧段COD消耗量和好氧段COD消耗量分别平均为 $0.48\text{ mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{min})^{-1}$ 和 $0.03\text{ mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{min})^{-1}$;COD去除率和 COD_{ins} 率分别平均为83.18%和85.04%.

以上实验结果表明,SPNDPR系统改变运行方式(好氧段曝气量由 $0.8\text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ 提高至 $1.0\text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$,好氧时间由180 min缩短至120 min)后,其并未影响系统的COD去除性能(COD去除率仍然维持在80%以上).分析其原因可能在于COD的去除过程主要是发生在系统的厌氧阶段.此外, COD_{ins} 率一直维持在85%以上.说明COD在厌氧段的去除作用,主要是通过PAOs或GAOs的内碳源贮存作用实现的,而异养反硝化菌的反硝化作用贡献很少.

2.2 SPNDPR系统的除磷特性

图3为SPNDPR系统优化运行期间进出水 PO_4^{3-} -P浓度变化情况.阶段1(1~20 d),SPNDPR系统除磷性能较差.在此阶段,系统进水 PO_4^{3-} -P浓度

平均为 $3.64\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,出水 PO_4^{3-} -P浓度偏高约为 $1.35\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右, PO_4^{3-} -P去除率约为62.68%.值得注意的是,系统释磷和吸磷性能有所提高,表现为厌氧末 PO_4^{3-} -P浓度由 $15.80\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 逐步提高至 $25.71\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,厌氧释磷量和好氧吸磷量分别由 $14.45\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 提高至 $22.34\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和由 $13.67\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 提高至 $23.93\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

阶段2(21~35 d),SPNDPR系统除磷性能有所提高,出水 PO_4^{3-} -P浓度由 $1.86\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 逐渐降低至 $0.92\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,去除率由42.77%逐渐提高至76.29%.此外,厌氧末 PO_4^{3-} -P浓度由 $22.08\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 逐渐提高至 $25.68\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$;厌氧释磷量由 $19.75\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 逐渐提高至 $24.06\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,好氧吸磷量由 $20.22\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 逐渐提高至 $24.76\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.与阶段1相比,系统的释磷和吸磷性能均稳定在较高水平($20\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以上),说明经过一段时间的驯化,聚磷菌可以适应低氧的环境,且能够维持较高的除磷特性.

在阶段3(36~55 d),当SPNDPR系统好氧段的曝气量由 $0.8\text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ 提高至 $1.0\text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$,且好氧时间由150 min缩短至120 min时,系统的除磷性能维持在较高水平,表现在出水 PO_4^{3-} -P浓度仅为 $0.24\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,且 PO_4^{3-} -P去除率高达93.79%.此外,厌氧末 PO_4^{3-} -P浓度平均为 $25.66\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$;厌氧释磷量和好氧吸磷量均维持在较高水平,分别为 $23.62\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $25.19\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.说明改变该运行方式后,SPNDPR系统的厌氧释磷和好氧吸磷特性能够维持在较高水平.

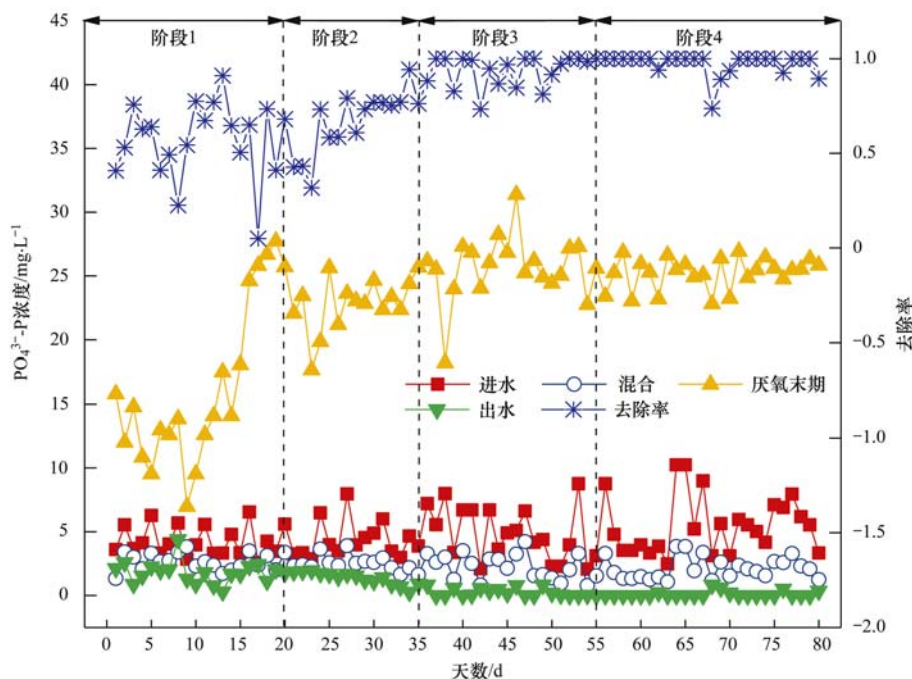
阶段4(56~80 d),SPNDPR系统除磷性能进一步维持稳定.在该阶段,系统进水 PO_4^{3-} -P浓度、出水 PO_4^{3-} -P浓度和去除率分别平均为 $5.54\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $0.11\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和97.30%.厌氧末 PO_4^{3-} -P浓度平均为 $25.23\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,系统厌氧释磷量和好氧吸磷量均维持在较高水平,分别平均为 $24.61\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $26.64\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

以上实验结果表明,提高曝气量(由 $0.8\text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ 提高至 $1.0\text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$)会降低出水 PO_4^{3-} -P浓度.但缩短曝气时间(由150 min缩短至120 min),几乎不影响SPNDPR系统的除磷性能.

2.3 SPNDPR系统的硝化特性

2.3.1 SPNDPR系统优化运行期间进出水 NH_4^+ -N浓度变化情况

图4为SPNDPR系统优化运行期间进出水 NH_4^+ -N浓度变化情况.阶段1(1~20 d),SPNDPR

图3 SPNDPR 系统优化运行期间进出水 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度变化情况Fig. 3 Changes in $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ concentration in and out of water during the optimal operation of SPNDPR system

系统进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度和厌氧末 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度分别约为 $61.42\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $25.88\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$;出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度逐渐降低,由 $10.28\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 降低至 $0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$;去除率由 84.59% 逐渐提高至 100% .说明SPNDPR系统的硝化性能逐渐提高.

阶段2(21~35 d),SPNDPR系统的硝化性能得到稳定维持,系统进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度、厌氧末 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度、出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率分别平均为 64.14 、 24.72 、 $1.12\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 98.30% .说明SPNDPR系统的硝化性能较好.

在阶段3(36~55 d),为进一步提高SPNDPR系统好氧段的硝化速率,将曝气量由 $0.8\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 提高至 $1.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (DO浓度维持在 $0.5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下).同时,为防止过度曝气导致短程硝化过程的破坏,将好氧时间由 150 min 缩短为 120 min .由图4可知,在第36 d,出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度呈现断崖式升高,为 $15.84\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率也迅速降至 66.52% .分析其原因可能是改变运行方式后硝化不完全所导致的.此后,在该阶段,出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度由 $15.84\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 逐渐降低至 $5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率由 75.81% 提高至 90% 以上.说明经过一段时间的驯化,在维持较高的硝化性能下(去除率 90% 以上),SPNDPR系统的硝化速率得到明显提高[由第36 d的 $0.09\text{ mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{min})^{-1}$ 提高至第55 d的

$0.16\text{ mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{min})^{-1}$].

阶段4(56~80 d),SPNDPR系统的硝化性能维持稳定,系统进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度、厌氧末 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度、出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率分别平均为 $55.68\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $20.28\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $0.54\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 99.04% .说明SPNDPR系统的硝化性能良好,且能够维持较高的硝化速率.

2.3.2 SPNDPR 系统优化运行期间出水 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 浓度变化情况

图5为SPNDPR系统优化运行期间出水 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 浓度变化情况.阶段1(1~20 d),SPNDPR系统出水 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 浓度逐渐升高,由 $0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 升至 $1.81\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右,出水 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 浓度由 $8.14\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 逐渐降低至 $2.27\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 积累率由 0% 逐渐升高至 36.94% .说明SPNDPR系统的短程硝化性能逐渐提高.此外,SND率维持在较高水平,约为 58.66% ;TN去除率有所提高,由第1 d的 72.48% 提高至第20 d的 96.56% .推测可能是由于较低的曝气量,反应器内形成了缺氧环境.有研究表明^[23,24],缺氧环境是产生SND现象的主要原因.

阶段2(20~35 d),SPNDPR系统短程硝化性能逐渐提高,出水 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 浓度逐渐升高,由 $7.41\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 升高至 $11.65\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,出水 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 浓度由 $3.02\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 逐渐降低至 $1.12\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 积累

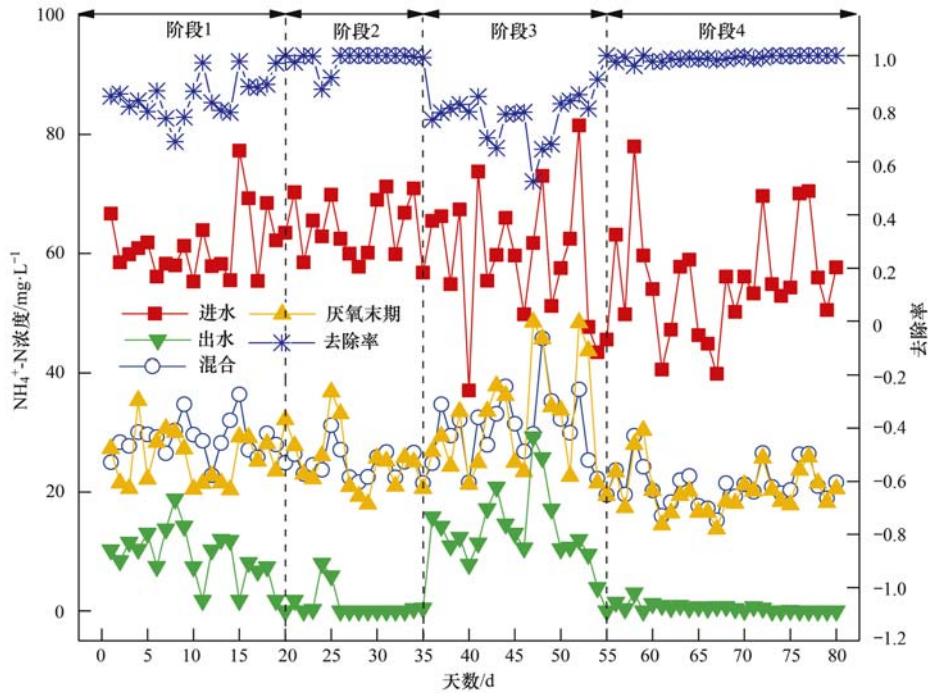


图4 SPNDPR 系统优化运行期间进出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度变化情况

Fig. 4 Change in $\text{NH}_4^+\text{-N}$ concentration in and out of water during the optimal operation of SPNDPR system

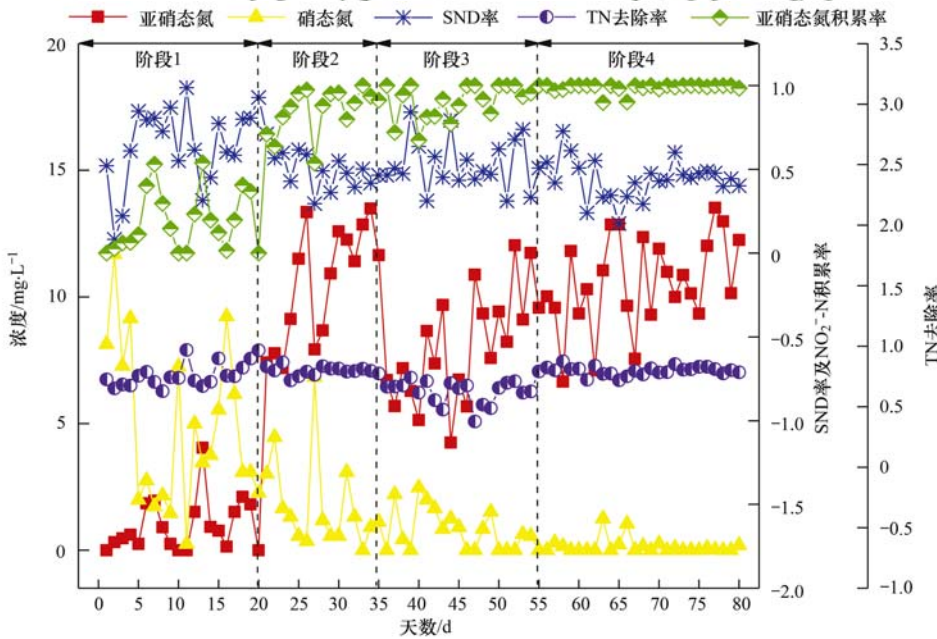


图5 SPNDPR 系统优化运行期间出水 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度变化情况

Fig. 5 Changes in $\text{NO}_2^-\text{-N}$ and $\text{NO}_3^-\text{-N}$ concentration in and out of water during optimal operation of SPNDPR system

率由 71.05% 逐渐升高至 91.23%。结合图 4 的进出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度变化情况(该阶段的出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度已基本稳定在 $1.12\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$),说明 AOB 较 NOB 的亲氧性更好,在低溶解氧的状态下, AOB 更容易利用溶解氧来进行代谢, NOB 所需的溶解氧不足,导致 NOB 的活性受到抑制^[25]。此外, SND 率、TN 去

除率均维持稳定,分别约为 50% 和 79.68%。说明 SPNDPR 系统拥有较高的同步短程硝化反硝化性能和总氮去除性能。

阶段 3 (36 ~ 55 d), SPNDPR 系统改变运行方式后(曝气量由 $0.8\text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ 提高至 $1.0\text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$, 好氧时间由 150 min 缩短至 120 min), 出水

NO_2^- -N 浓度迅速降至 $6.72 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 推测其原因可能是, 改变运行方式后 NH_4^+ -N 不能完全去除, 导致了 NO_2^- -N 生成量突降. 此后, 出水 NO_2^- -N 浓度由 $6.72 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 逐渐提高至 $9.57 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 出水 NO_3^- -N 浓度由 $2.21 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 逐步降低至 $1.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下, NO_2^- -N 积累率由 72.03% 逐步提高至 90% 以上. 说明该曝气条件下, SPNDPR 系统仍然维持较高的短程硝化性能, 即改变运行方式并未破坏短程硝化过程. 此外, 在该阶段, SND 率稳定在 53.15% 左右, TN 去除率呈现先下降后上升的趋势, 先由第 36 d 的 66.52% 降低至第 47 d 的 37.73%, 再恢复至第 55 d 的 79.15%.

阶段 4(56 ~ 80 d), SPNDPR 系统短程硝化性能

得以稳定维持, 系统出水 NO_2^- -N 浓度、出水 NO_3^- -N 浓度、 NO_2^- -N 积累率分别平均为 $10.58 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $0.15 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、98.65%; SND 率和 TN 去除率分别平均为 44.20% 和 79.78%.

2.4 SPNDPR 系统优化运行期间 MLSS、SV 及 SVI 变化情况

图 6 为 SPNDPR 系统优化运行期间 MLSS、SV 及 SVI 变化情况. 阶段 1(1 ~ 20 d), MLSS 由 $3698.00 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 降低至 $3052.00 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 推测可能是较短的污泥龄(10 d)所导致的. 此外, SV 由 36% 降低至 29%; SVI 约为 $97.23 \text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}$. 说明低溶解氧条件并未发生污泥膨胀, 且 SPNDPR 系统的污泥沉降性能逐渐提高.

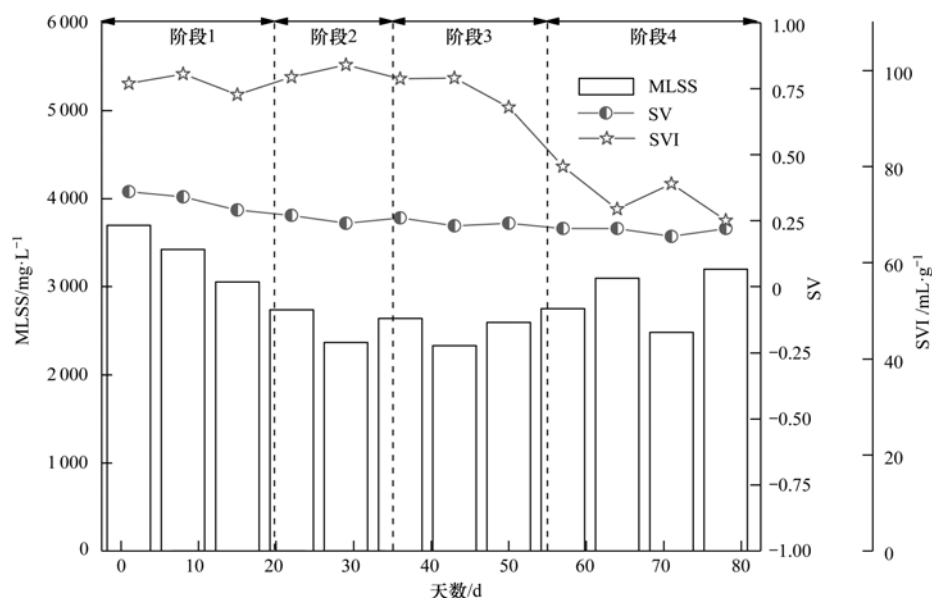


图 6 SPNDPR 系统优化运行期间 MLSS、SV 及 SVI 变化情况

Fig. 6 Changes in MLSS, SV, and SVI during the optimal operation of SPNDPR system

阶段 2 ~ 3(21 ~ 55 d), MLSS、SV、SVI 均维持稳定, 分别平均为 $2536.80 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、25%、 $97.82 \text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}$. 说明不同运行方式下(曝气量由 $0.8 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ 提高至 $1.0 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$, 好氧时间由 150 min 缩短至 120 min), 污泥沉降性能并未发生改变.

阶段 4(56 ~ 80 d), MLSS、SV、SVI 得以稳定维持, 分别平均为 $2881.75 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、21%、 $74.09 \text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}$. 说明 SPNDPR 系统的污泥沉降性能良好, 并未出现污泥膨胀. 此外, 值得注意的是 SVI 由上一阶段的 $96.41 \text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}$ 降至 $74.09 \text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}$, 系统的沉降性能得到进一步提高.

2.5 优化运行的 SPNDPR 系统实现生活污水同步短程硝化反硝化除磷的机制

为进一步分析 SPNDPR 系统优化运行后的脱氮

除磷机制, 对系统运行第 87 d 典型周期内基质浓度变化情况进行分析(图 7). 初始 COD 、 NH_4^+ -N、 NO_2^- -N、 NO_3^- -N 和 PO_4^{3-} -P 浓度分别为 122.73、21.66、7.66、0.17 和 $1.52 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

在厌氧段(0 ~ 180 min), COD 浓度逐渐降低, 并伴随着磷的释放和 NO_x^- -N 的去除. 在 0 ~ 20 min, NO_2^- -N 和 NO_3^- -N 浓度迅速降至约 $0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 在 0 ~ 60 min 内, PO_4^{3-} -P 浓度成线性增长趋势, 并伴随着 COD 浓度的迅速减少. 说明 0 ~ 60 min 内主要发生 NO_x^- -N 的外源反硝化作用及 PAOs 的释磷作用. 此外, 考虑到该阶段 NO_x^- -N 的浓度较低($7.83 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), 所以 COD 的去除主要是通过释磷作用实现的. 在 60 ~ 180 min 内, PO_4^{3-} -P 浓度稍有提高

($1.92 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), 但 COD 浓度持续降低了 $21.93 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 说明 60 ~ 180 min 内仍存在着聚糖菌将外源 COD 向内碳源转化的过程^[25,26].

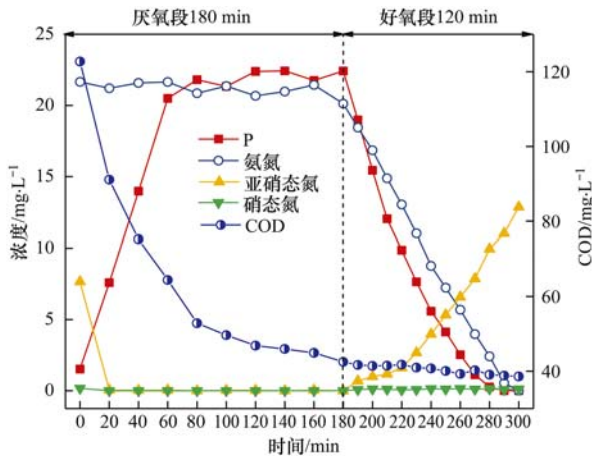


图7 优化运行的 SPNDPR 系统在典型周期内的污染物去除情况

Fig. 7 Pollutant removal in a typical period of the optimized operation of SPNDPR system

在好氧段(180 ~ 300 min), COD 浓度基本保持不变. $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度由 $20.13 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 逐渐降至 $0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 证明了好氧吸磷或反硝化除磷的存在. 此外, 在该阶段 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度由 $20.13 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 逐渐降低至 $0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 减少了 $20.13 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$; $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 由 0 逐渐升高至 $12.86 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 仅为 $0.10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$; 好氧段氮损失高达 $7.15 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 以上实验结果, 证明了 SPNDPR 系统内同步短程硝化反硝化的存在. 因此, SPNDPR 系统内好氧吸磷、反硝化除磷、同步短程硝化反硝化作用可实现低 C/N 污水的同步脱氮除磷.

3 结论

(1) 通过延时厌氧和低氧曝气的方式, 联合调控低氧段曝气量和曝气时间, 可以实现 SPNDPR 系统的优化运行. 优化后的 SPNDPR 系统出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度分别为 0、10.96、0.06 和 $0.14 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$; 出水 TN 浓度约为 $11.27 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, TN 去除率高达 79.78%.

(2) COD 的去除过程主要是发生在系统的厌氧阶段, 且主要是通过 PAOs 或 GAOs 的内碳源贮存作用实现的, 而异养反硝化菌的反硝化作用贡献很少. 改变运行方式(好氧段曝气量由 $0.8 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$ 提高至 $1.0 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$, 好氧时间由 180 min 缩短至 120 min), 并未影响系统的 COD 去除性能. 优化后的 SPNDPR 系统 COD 去除率和 COD_{ins} 率分别高达

83.18%、85.04%.

(3) 提高曝气量(由 $0.8 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$ 提高至 $1.0 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$), 会降低出水 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度. 但缩短曝气时间(由 150 min 缩短至 120 min), 几乎不影响 SPNDPR 系统的除磷性能.

(4) 经过 80d 的优化运行, SPNDPR 系统可以实现同步短程硝化反硝化. $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 积累率、SND 率和 TN 去除率分别高达 98.65%、44.20% 和 79.78%.

参考文献:

- [1] Ma Y, Peng Y Z, Wang X L. Improving nutrient removal of the AAO process by an influent bypass flow by denitrifying phosphorus removal[J]. Desalination, 2009, **246**(1-3): 534-544.
- [2] Coats E R, Brinkman C K, Lee S. Characterizing and contrasting the microbial ecology of laboratory and full-scale EBPR systems cultured on synthetic and real wastewaters[J]. Water Research, 2017, **108**: 124-136.
- [3] Fux C, Boehler M, Huber P, et al. Biological treatment of ammonium-rich wastewater by partial nitrification and subsequent anaerobic ammonium oxidation (anammox) in a pilot plant[J]. Journal of Biotechnology, 2002, **99**(3): 295-306.
- [4] 彭赵旭, 彭永臻, 左金龙. 同步硝化反硝化的影响因素研究[J]. 给水排水, 2009, **35**(5): 167-171.
Peng Z X, Peng Y Z, Zuo J L. Study of influence factors on simultaneous nitrification and denitrification [J]. Water & Wastewater Engineering, 2009, **35**(5): 167-171.
- [5] Wang X X, Wang S Y, Xue T L, et al. Treating low carbon/nitrogen (C/N) wastewater in simultaneous nitrification-endogenous denitrification and phosphorous removal (SPNDPR) systems by strengthening anaerobic intracellular carbon storage [J]. Water Research, 2015, **77**: 191-200.
- [6] 苗志加, 彭永臻, 王淦, 等. 强化生物除磷工艺富集聚磷菌及其微生物菌群分析[J]. 北京工业大学学报, 2013, **39**(5): 743-748.
Miao Z J, Peng Y Z, Wang G, et al. Enrichment and analysis of the population of phosphate accumulating organisms in enhanced biological phosphorus removal system [J]. Journal of Beijing University of Technology, 2013, **39**(5): 743-748.
- [7] Zengin G E, Artan N, Orhon D, et al. Population dynamics in a sequencing batch reactor fed with glucose and operated for enhanced biological phosphorus removal [J]. Bioresource Technology, 2010, **101**(11): 4000-4005.
- [8] Li N, Ren N Q, Wang X H, et al. Effect of temperature on intracellular phosphorus absorption and extra-cellular phosphorus removal in EBPR process [J]. Bioresource Technology, 2010, **101**(15): 6265-6268.
- [9] 马放, 李平, 张晓琦, 等. SBR 反应器同步硝化反硝化影响因素及其特性[J]. 哈尔滨工业大学学报, 2011, **43**(8): 55-60.
Ma F, Li P, Zhang X Q, et al. The influencing factors and the characteristics of simultaneous nitrification-denitrification in SBR [J]. Journal of Harbin Institute of Technology, 2011, **43**(8): 55-60.
- [10] Virdis B, Read S T, Rabaey K, et al. Biofilm stratification

- during simultaneous nitrification and denitrification (SND) at a biocathode[J]. *Bioresource Technology*, 2011, **102**(1): 334-341.
- [11] De Kreuk M K, Heijnen J J, Van Loosdrecht M C M. Simultaneous COD, nitrogen, and phosphate removal by aerobic granular sludge[J]. *Biotechnology and Bioengineering*, 2005, **90**(6): 761-769.
- [12] Wang F, Lu S, Wei Y, *et al.* Characteristics of aerobic granule and nitrogen and phosphorus removal in a SBR[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, **164**(2-3): 1223-1227.
- [13] Wang Y Y, Peng Y Z, Stephenson T. Effect of influent nutrient ratios and hydraulic retention time (HRT) on simultaneous phosphorus and nitrogen removal in a two-sludge sequencing batch reactor process[J]. *Bioresource Technology*, 2009, **100**(14): 3506-3512.
- [14] Yang S, Yang F L, Fu Z M, *et al.* Simultaneous nitrogen and phosphorus removal by a novel sequencing batch moving bed membrane bioreactor for wastewater treatment[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2010, **175**(1-3): 551-557.
- [15] Fu Z M, Yang F L, An Y Y, *et al.* Simultaneous nitrification and denitrification coupled with phosphorus removal in an modified anoxic/oxic-membrane bioreactor (A/O-MBR) [J]. *Biochemical Engineering Journal*, 2009, **43**(2): 191-196.
- [16] Gieseke A, Arnz P, Amann R, *et al.* Simultaneous P and N removal in a sequencing batch biofilm reactor: insights from reactor-and-microscale investigations[J]. *Water Research*, 2002, **36**(2): 501-509.
- [17] Xia S Q, Li J Y, Wang R C. Nitrogen removal performance and microbial community structure dynamics response to carbon nitrogen ratio in a compact suspended carrier biofilm reactor[J]. *Ecological Engineering*, 2008, **32**(3): 256-262.
- [18] 刘春, 年永嘉, 张静, 等. 微气泡曝气生物膜反应器同步硝化反硝化研究[J]. *环境科学*, 2014, **35**(6): 2230-2235.
- Liu C, Nian Y J, Zhang J, *et al.* Simultaneous nitrification and denitrification in a microbubble-aerated biofilm reactor [J]. *Environmental Science*, 2014, **35**(6): 2230-2235.
- [19] Münch E V, Lant P, Keller J. Simultaneous nitrification and denitrification in bench-scale sequencing batch reactors [J]. *Water Research*, 1996, **30**(2): 277-284.
- [20] 戴娴. 富集聚磷菌的 EBPR 耦合同步硝化反硝化系统脱氮除磷性能研究[D]. 北京: 北京工业大学, 2016.
- [21] Yuan Z G, Blackall L L. Sludge population optimisation: a new dimension for the control of biological wastewater treatment systems[J]. *Water Research*, 2002, **36**(2): 482-490.
- [22] 戴娴, 彭永臻, 王晓霞, 等. 不同厌氧时间对富集聚磷菌的 SPNDPR 系统处理性能的影响[J]. *中国环境科学*, 2016, **36**(1): 92-99.
- Dai X, Peng Y Z, Wang X X, *et al.* Effect of different anaerobic time on the nutrient removal in simultaneous nitrification-denitrification and phosphorus removal (SPNDPR) systems enriched with phosphorus accumulating organisms [J]. *China Environmental Science*, 2016, **36**(1): 92-99.
- [23] Li H J, Chen X R, Chen Y G. Effect of the addition of organic carbon sources on nitrous oxide emission in anaerobic-aerobic (low dissolved oxygen) sequencing batch reactors[J]. *Frontiers of Environmental Science & Engineering in China*, 2010, **4**(4): 490-499.
- [24] 吕宏德, 张树军, 王伟, 等. A/O 短程硝化反应器处理高浓氨氮废水的 SND[J]. *中国给水排水*, 2008, **24**(13): 89-91, 95.
- Lv H D, Zhang S J, Wang W, *et al.* Study on SND in A/O shortcut nitrification reactor for treatment of high-concentration ammonia nitrogen wastewater [J]. *China Water & Wastewater*, 2008, **24**(13): 89-91, 95.
- [25] 张小玲. 短程硝化-反硝化生物脱氮与反硝化聚磷基础研究[D]. 西安: 西安建筑科技大学, 2004.
- Zhang X L. Fundamental study of short-cut nitrification-denitrification biological nitrogen removal and denitrifying phosphorus removal[D]. Xi'an: Xi'an University Of Architecture And Technology, 2004.
- [26] Arun V, Mino T, Matsuo T. Biological mechanism of acetate uptake mediated by carbohydrate consumption in excess phosphorus removal systems [J]. *Water Research*, 1988, **22**(5): 565-570.

CONTENTS

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