

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.3
第41卷 第3期

目次

长江经济带 PM _{2.5} 分布格局演变及其影响因素	黄小刚, 赵景波, 曹军骥, 辛未冬 (1013)
中国东海近海岛屿冬季与夏季气溶胶中水溶性离子化学组分特征及来源解析	方言, 曹芳, 范美益, 章炎麟 (1025)
阳泉市秋冬季 PM _{2.5} 化学组分及来源分析	王成, 闫雨龙, 谢凯, 李如梅, 徐扬, 彭林 (1036)
泰安市夏季 PM _{2.5} 中正构烷烃和糖类化合物的化学组成及其来源	衣雅男, 侯战方, 杨千才, 刘晓迪, 李政, 孟静静, 燕丽, 魏本杰, 伏梦璇 (1045)
黄山秋季大气颗粒物理化特性	卞逸舒, 银燕, 王红磊, 陈魁 (1056)
北碚区气溶胶光学厚度特征及其与颗粒物浓度的相关性	曾唯, 郝庆菊, 赵仲婧, 熊维霞, 陈俊江, 辛金元, 江长胜 (1067)
淄博市重点工业行业 VOCs 排放特征	王雨燕, 王秀艳, 杜森, 白瑾丰, 杨文 (1078)
鄂州市大气 VOCs 污染特征及来源解析	付昱萌, 杨红刚, 卢民瑜, 曾颜, 邹迎新 (1085)
浙江省汽车整车制造业挥发性有机物产排污系数	滕富华, 杨忠平, 董事壁, 付超, 缪孝平, 顾震宇 (1093)
基于工艺过程的金属包装业 VOCs 污染特征	王迪, 聂磊, 赵文娟, 张玮琦, 党鸿雁, 邵霞, 张新民 (1099)
薪柴和经济作物秸秆燃烧 VOCs 排放特征	牛真真, 孔少飞, 严沁, 郑淑睿, 郑煌, 曾昕, 姚立全, 吴剑, 张颖, 吴方琪, 程溢, 覃思, 刘玺, 燕莹莹, 祁士华 (1107)
精细化工园区工艺过程 VOCs 产生量核算方法	叶茵韵, 田金平, 陈吕军 (1116)
2017 年春季常州 HONO 观测及对大气氧化能力影响的评估	施晓雯, 戈逸峰, 张玉婵, 马嫣, 郑军 (1123)
中国工程机械使用特征及其尾气排放趋势	庞凯莉, 张凯山, 马帅, 王帆 (1132)
京津冀机场群飞机 LTO 大气污染物排放清单	韩博, 孔魏凯, 姚婷玮, 王愚 (1143)
在用汽油和柴油车排放颗粒物的粒径分布特征实测	王瑞宁, 胡馨遥, 任洪娟, 马冬, 徐冲, 赵玺乾, 王孟昊, 徐为标, 安静宇, 黄成 (1151)
参数选取对畜禽养殖业大气氨排放的影响: 以长三角地区为例	张琪, 黄凌, 殷司徒, 王倩, 李红丽, 王杨君, 王军, 陈勇航, 李莉 (1158)
乌海市煤矿区及周边春季降尘污染特征及来源分析	吴红璇, 史常青, 张艳, 赵廷宁, 胡平, 刘韵, 陈童 (1167)
长江中下游地区丰水期河、湖水氢氧同位素组成特征	李静, 吴华武, 周永强, 赵中华, 王晓龙, 蔡永久, 贺斌, 陈雯, 孙伟 (1176)
伊洛河流域河水来源及水化学组成控制因素	刘松韬, 张东, 李玉红, 杨锦媚, 邹霜, 王永涛, 黄兴宇, 张忠义, 杨伟, 贾保军 (1184)
城镇化进程中新疆塔城盆地浅层地下水化学演变特征及成因	吕晓立, 刘景涛, 韩占涛, 周冰, 朱亮, 陈坚 (1197)
基于 Sentinel-2 MSI 影像的河湖系统水体悬浮物空间分异遥感监测: 以安徽省升金湖与连接长江段为例	王行行, 王杰, 崔玉环 (1207)
黄土高原高浑浊水体 CDOM 光学特性及影响因素	梁晓文, 郇田田, 王涛 (1217)
人工强制混合充氧及诱导自然混合对水源水库水质改善效果分析	温成成, 黄廷林, 李楠, 张海涵, 林子深, 李衍庆, 杨尚业, 董亚军 (1227)
滤速与水质对低温含铁锰氨地下水中氨去除的影响	张杰, 梅宁, 刘孟浩, 叶雪松, 李冬 (1236)
太湖梅梁湾浮游动物群落结构长期变化特征 (1997~2017 年)	杨佳, 周健, 秦伯强, 权秋梅, 黎云祥 (1246)
汤旺河水生硅藻群落及其与环境因子的关系	薛浩, 王业耀, 孟凡生, 郑丙辉, 张铃松, 程佩璋 (1256)
盐龙湖水源生态净化系统 FG 和 MBFG 演替特征及水质响应性评价	王莲, 李璇, 马卫星, 邹立航, 赵强强, 丁成, 刘向阳 (1265)
三峡库区石盘丘小流域氮磷输出形态及流失通量	陈仕奇, 龙翼, 严冬春, 高明, 黎嘉成, 徐国鑫, 黄容 (1276)
化肥减量配施生物炭对紫色土坡耕地磷流失的影响	罗东海, 王子芳, 龙翼, 严冬春, 徐国鑫, 李娇, 高明 (1286)
利用铁改性方解石作为活性覆盖材料控制水体内源磷的释放	柏晓云, 林建伟, 詹艳慧, 常明玥, 辛慧敏, 吴俊麟 (1296)
茶渣生物炭制备及其对溶液中四环素的去除特性	范世锁, 刘文浦, 王锦涛, 胡红梅, 杨伊宁, 周娜 (1308)
3 种典型多孔高温改性固废材料对磺胺二甲嘧啶的吸附特性	王静, 朱晓丽, 韩自玉, 胡健, 秦之瑞, 焦文涛 (1319)
新制和老化微塑料对多溴联苯醚的吸附	徐鹏程, 郭健, 马东, 葛蔚, 周震峰, 柴超 (1329)
三峡库区支流汝溪河沉积物重金属空间分布及生态风险	方志青, 王永敏, 王训, 谢德体, 王定勇 (1338)
固城湖及出入湖河道表层水体、沉积物和鱼体中有机氯农药分布及风险评估	阚可聪, 谷孝鸿, 李红敏, 陈辉辉, 毛志刚, 曾庆飞 (1346)
衡水湖沉积物中典型持久性有机污染物污染特征与风险评估	张嘉雯, 魏健, 吕一凡, 段亮, 刘利, 王俭, 孟淑锦 (1357)
北京某污水处理厂及接纳水体中典型有机磷酸酯的污染特征和风险评估	张振飞, 吕佳佩, 裴莹莹, 王春英, 郭昌胜, 徐建 (1368)
基于短程反硝化厌氧氨氧化的低碳源城市污水深度脱氮特性	马斌, 许鑫鑫, 高茂鸿, 委燕, 彭永臻 (1377)
PD-DPR 系统处理城市污水与高硝酸盐废水实现稳定亚硝酸盐积累和磷去除的特性	王秋颖, 于德爽, 赵骥, 王晓霞, 袁梦飞, 巩秀珍, 楚光玉, 何彤晖 (1384)
中试 MBBR 反应器启动 CANON 工艺及其短程硝化	付昆明, 杨宗珏, 廖敏辉, 靳怡然, 张晓航 (1393)
抗生素对耐药型反硝化菌反硝化过程及微生物群落结构的影响	代莎, 李彭, 彭五庆, 刘玉学, 王拯, 何义亮, 亮根祥, 胡双庆 (1401)
多次进水-曝气的好氧颗粒污泥系统实验	张杰, 王玉颖, 李冬, 刘志成, 曹思雨 (1409)
剩余污泥碱性发酵产物对硝化过程及性能的影响	邱圣杰, 刘瑾瑾, 李夕耀, 彭永臻 (1418)
硫酸盐对污泥高级厌氧消化过程中甲基汞迁移转化的影响	何湘琳, 刘吉宝, 阴永光, 谭颖锋, 朱爱玲, 左壮, 高山, 解立平, 魏源送 (1425)
工业城市农田土壤重金属时空变异及来源解析	李艳玲, 卢一富, 陈卫平, 杨阳, 蔡斌 (1432)
耕地土壤重金属健康风险空间分布特征	姬超, 侯大伟, 李发志, 包广静, 邓爱萍, 沈红军, 孙华 (1440)
黄河三角洲盐碱土根际微环境的微生物多样性及理化性质分析	赵娇, 谢慧君, 张建 (1449)
不同土地利用方式对土壤细菌分子生态网络的影响	李冰, 李玉双, 魏建兵, 宋雪英, 史荣久, 侯永侠, 刘△瑶 (1456)
红壤丘陵区土壤有机碳组分对土地利用方式的响应特征	章晓芳, 郑生猛, 夏银行, 胡亚军, 苏以荣, 陈香碧 (1466)
有机肥与无机肥配施对潮土 N ₂ O 排放的影响	孙赫阳, 万忠梅, 刘德燕, 廖霞, 丁维新 (1474)
冬小麦吸收重金属特征及与影响因素的定量关系	王怡雯, 芮玉奎, 李中阳, 苏德纯 (1482)
钙镁磷肥对石灰、海泡石组配修复镉污染稻田土壤的影响	鄢德梅, 郭朝晖, 黄凤莲, 冉洪珍, 张鹏 (1491)
桉树遗态磷灰石材料对铅污染土壤的钝化修复效应	方雅莉, 朱宗强, 赵宁宁, 朱义年, 李超, 张立浩 (1498)
外源亚精胺对 As ⁵⁺ 胁迫下水稻种子萌发和 As 吸收积累的影响	刘书锦, 黄益宗, 保琼莉, 黄永春, 张盛楠, 韩廿, 刘玉荣, 胡红青 (1505)
《环境科学》征订启事 (1024) 《环境科学》征稿简则 (1092) 信息 (1226, 1264, 1417)	

PD-DPR 系统处理城市污水与高硝酸盐废水实现稳定亚硝酸盐积累和磷去除的特性

王秋颖, 于德爽, 赵骥, 王晓霞*, 袁梦飞, 巩秀珍, 楚光玉, 何彤晖

(青岛大学环境科学与工程学院, 青岛 266071)

摘要: 本研究以模拟城市污水和高硝酸盐废水为处理对象, 在一个厌氧-缺氧-微曝气运行的 SBR 反应器内, 将短程反硝化工艺(PD, $\text{NO}_3^- - \text{N} \rightarrow \text{NO}_2^- - \text{N}$)与反硝化除磷工艺(DPR)耦合, 并通过联合调控进水 C/N 比、厌氧排水率和缺氧时间, 考察了 PD-DPR 系统的亚硝酸盐积累特性和除磷性能. 结果表明, 经过 140 d, $\text{NO}_3^- - \text{N} \rightarrow \text{NO}_2^- - \text{N}$ 转化率(NTR)为 80.1%, $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 去除率高达 97.64%. 在厌氧段(180 min), 聚糖菌(GAOs)和聚磷菌(PAOs)对污水有机碳源进行充分利用, 将其转化为内碳源; 缺氧段(150 min), 反硝化聚糖菌(DGAOs)和异养反硝化菌(DOHOs)分别进行内源和外源短程反硝化实现 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 稳定积累, 同时反硝化聚磷菌(DPAOs)进行高效反硝化吸磷; 微曝气段(10 min), 在不发生硝化反应的前提下, PAOs 超量吸磷, 提高了系统的除磷性能. 系统出水 $\text{NO}_2^- - \text{N}/\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 为 1.31:1 (接近厌氧氨氧化工艺理论值 1.32:1), $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 浓度为 0.30 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, COD 浓度为 12.94 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 其出水水质可满足与厌氧氨氧化(ANAMMOX)工艺耦合进行深度脱氮的需求.

关键词: 短程反硝化(PD); 反硝化除磷(DPR); 内碳源; 硝酸盐废水; 厌氧氨氧化(ANAMMOX)

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2020)03-1384-09 DOI: 10.13227/j.hjxx.201909251

Stable Nitrite Accumulation and Phosphorus Removal from High-nitrate and Municipal Wastewaters in a Combined Process of Partial Denitrification and Denitrifying Phosphorus Removal (PD-DPR)

WANG Qiu-ying, YU De-shuang, ZHAO Ji, WANG Xiao-xia*, YUAN Meng-fei, GONG Xiu-zhen, CHU Guang-yu, HE Tong-hui

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

Abstract: In this study, a novel process combining partial denitrification (PD, $\text{NO}_3^- - \text{N} \rightarrow \text{NO}_2^- - \text{N}$) and denitrifying phosphorus removal (DPR) in an anaerobic-anoxic-aerobic sequencing batch reactor (SBR) was developed. By comprehensively controlling the influent C/N ratio, anaerobic drainage ratio, and anoxic duration, the nitrite accumulation and phosphorus removal performance of a system treating high-strength nitrate and municipal wastewaters was investigated. The results showed that, after 140 days, the nitrate-to-nitrite transformation ratio (NTR) was 80.1%, and $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ removal efficiency was 97.64%. In the anaerobic stage (180 min), glycogen-accumulating organisms (GAOs) and phosphorus-accumulating organisms (PAOs) efficiently utilized the carbon source in municipal wastewater to enhance intracellular carbon storage. In the anoxic stage (150 min), denitrifying GAOs (DGAOs) and heterotrophic denitrifying bacteria (DOHOs) carried out endogenous and exogenous short-range denitrification, respectively, to achieve stable nitrite accumulation; simultaneously, denitrifying PAOs (DPAOs) carried out denitrifying phosphorus uptake to achieve efficient phosphorus removal. In the aerobic stage (10 min), without initiating ammonia/nitrite oxidation, PAOs absorbed excessive phosphorus, which improved the phosphorus removal performance of the system. The effluent $\text{NO}_2^- - \text{N}/\text{NH}_4^+ - \text{N}$ of a ratio of 1.31:1 (close to the theoretical value of ANAMMOX process, 1.32:1), with little $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ and COD (0.30 and 12.94 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$), meets the requirements for deep-level nitrogen removal by coupling with ANAMMOX process.

Key words: partial denitrification (PD); denitrification phosphorus accumulation (DPR); intracellular carbon source; nitrate wastewater; anaerobic ammonia oxidation (ANAMMOX)

氮磷过度排放导致水体富营养化仍是全球关注的水污染热点问题,而对于传统城市污水处理厂来说,污水的深度脱氮除磷和同步达标排放仍是需要攻克的难点问题^[1]. 传统脱氮除磷工艺^[2]存在脱氮与除磷对有限碳源的竞争^[3,4]、硝化反应产物对厌氧释磷的抑制^[5]、剩余污泥产量高^[6]等问题,使得脱氮除磷效果大大降低. 在不过多投加外碳源、不增加污泥产量的前提下,实现低 C/N 城市污水高效脱氮除磷是值得研究的热点问题. 反硝化除磷工

艺^[7,8]是一种高效低能耗的生物脱氮除磷技术,其可利用反硝化聚磷菌(DPAOs)^[9]在厌氧条件下释磷的同时摄取可溶性有机碳源合成胞内聚 β -羟基丁酸(PHB)储存于细胞内,在缺氧条件下利用 PHB

收稿日期: 2019-09-26; 修订日期: 2019-10-21

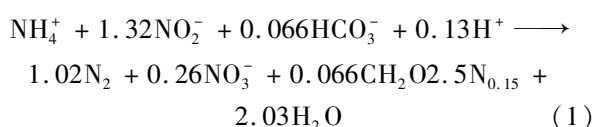
基金项目: 国家自然科学基金项目(51778304, 51708311); 山东省自然科学基金项目(ZR2017BEE002); 中国博士后科学基金项目(2017M612209)

作者简介: 王秋颖(1995~),女,硕士研究生,主要研究方向为水污染控制, E-mail: wqyfutu@163.com

* 通信作者, E-mail: elainwangxx@163.com

为碳源并以 NO_3^- -N 为电子受体^[10] 进行反硝化除磷的特性,“一碳两用”,可以达到有效节省碳源和曝气能耗、减少剩余污泥产量的目的^[11]。

ANAMMOX 工艺^[12~14]可在厌氧条件下,通过厌氧氨氧化菌(AnAOB)的作用将亚硝酸盐(NO_2^- -N)为电子受体和氨氮(NH_4^+ -N)直接转化为 N_2 [式(1)],是一种较为经济且可长期稳定高效脱氮工艺,具备能耗低、污泥产量低,脱氮率高等优点^[15]。然而,当前 ANAMMOX 工艺用于处理城市污水时,其性能极易受反应基质 NO_2^- -N 的不稳定供给和有机物浓度过高等因素的影响。



近年来,短程反硝化工艺(PD)^[16]颇受关注。在外碳源驱动的 PD 工艺中,异养反硝化菌(DOHOs)可利用污水中的 COD 将 NO_3^- -N 转化为 NO_2^- -N,为 ANAMMOX 工艺获得 NO_2^- -N 提供了新途径。现有研究报道,采用 PD 工艺处理废水时,NTR 可高达 90%^[17~19]。但该工艺仍存在出水 COD 浓度高或 NO_3^- -N 去除不完全等问题,容易对 ANAMMOX 过程的稳定进行产生不利影响。另一方面,以内碳源驱动的 PD 过程,即内源短程反硝化(EPD)^[20],可有效解决外源 PD 过程出水有机物浓度偏高的问题。此外,EPD 过程内碳源降解速率较慢,通过合理调控反应时间可较容易地实现短程反硝化停留在 NO_2^- -N 阶段^[21~24]。但目前,有关 PD 工艺与 DPR 工艺耦合用于同时处理城市污水和含硝酸盐废水,并实现稳定亚硝积累和高效磷去除的研究还鲜见报道。在该 PD-DPR 耦合工艺中,外源和内源短程反硝化及反硝化除磷过程在 NO_3^- -N 去除、 NO_2^- -N 积累和 PO_4^{3-} -P 去除中的贡献,以及工艺的优化运行特性还有待研究。并且,该耦合工艺与 ANAMMOX 组合用于处理城市污水和含硝酸盐废水的可行性也需进一步探索。

本研究采用厌氧-缺氧-微曝气运行的序批式活性污泥反应器(SBR),以模拟城市污水和高硝酸盐废水为处理对象,通过联合调控进水 C/N 比、厌氧排水比和缺氧时间,考察了 PD-DPR 耦合系统的启动和优化运行特性,并探索了 PD-DPR 过程 NO_2^- -N 积累和 PO_4^{3-} -P 去除机制,以期为 PD-DPR 耦合 ANAMMOX 实现城市污水和高硝酸盐废水的深度脱氮除磷提供实验数据支撑和理论支持。

1 材料与方法

1.1 实验装置与工序

本实验用反应装置 SBR[图 1(a)],采用有机玻

璃制成,为敞口式反应器。反应器总容积为 6 L,有效容积为 5 L。采用机械搅拌方式,微曝气以曝气砂头作为微孔曝气器,以转子流量计调节曝气量,控制反应器好氧段溶解氧(DO)浓度在 $1.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下。运行工序见图 1(b)和图 1(c)。

SBR 先后采用厌氧-缺氧、厌氧-缺氧-微曝气运行方式,共运行 140 d,每天运行 2 周期,阶段 1~5 (1~127 d),SBR 以厌氧(180 min)-缺氧(150~240 min)的方式运行,以实现系统 NO_2^- -N 的稳定积累,提高 NTR;阶段 6(128~140 d),SBR 以厌氧(180 min)-缺氧(150 min)-微曝气(10 min)的运行方式,主要实现系统对 PO_4^{3-} -P 的高效去除。此外,在反应运行每个周期的厌氧段和缺氧段(前 10 min),分别向反应器内进 3 L 人工模拟城市污水和 1 L 高硝酸盐废水。微曝气段末期(10 min),排泥 0~20 mL,以保证系统混合液悬浮固体浓度(MLSS)维持在 $(3200 \pm 60) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,SBR 运行过程中运行参数详见表 1。

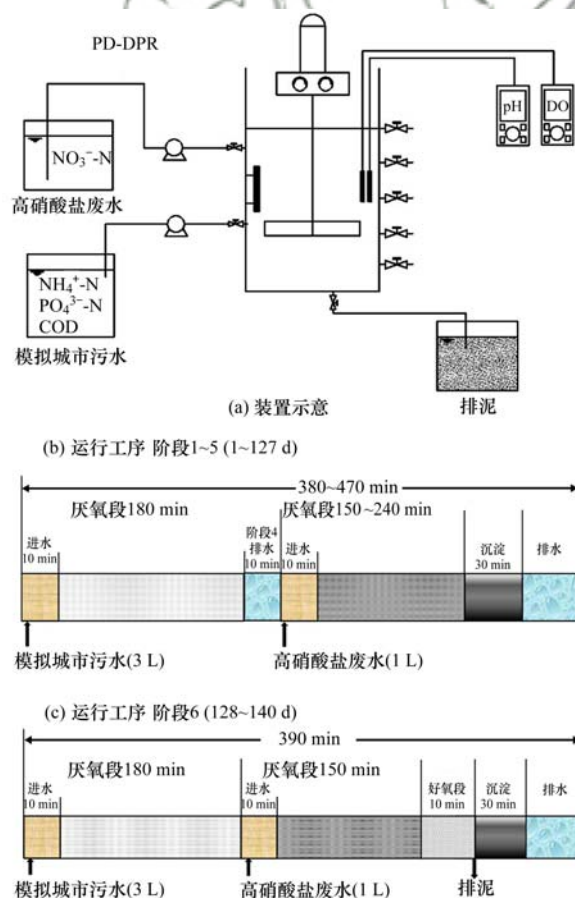


图 1 PD-DPR 系统 SBR 装置示意和运行工序

Fig. 1 Experimental device and operation procedure of the PD-DPR SBR system

1.2 接种污泥及进水水质

模拟城市污水采用人工配水方式,成分和浓度如下: CH_3COONa $383 \sim 447 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 NH_4Cl (270

表 1 PD-DPR 系统 140 d 运行参数

Table 1 Operation conditions for the PD-DPR over 140 days

项目	阶段 1	阶段 2	阶段 3	阶段 4	阶段 5	阶段 6
运行时间	0 ~ 15 d	16 ~ 40 d	41 ~ 60 d	61 ~ 90 d	91 ~ 127 d	128 ~ 140 d
运行模式	A/A	A/A	A/A	A/A	A/A	A/A/O
厌氧进水/L	3	3	3	3	3	3
厌氧排水/L	0	0	0	3	0	0
缺氧进水/L	1	1	1	4	1	1
厌氧排水比	0	0	0	3/4	0	0
缺氧排水比	4/5	4/5	4/5	4/5	4/5	4/5
厌氧时间/min	180	180	180	180	180	180
缺氧时间/min	240	240	240	240	150	150
好氧时间/min	0	0	0	0	0	10
水力停留时间/h	24	24	24	9	16.5	16.5
DO 浓度/mg·L ⁻¹	0 ~ 0.5	0 ~ 0.5	0 ~ 0.5	0 ~ 0.5	0 ~ 0.5	0.5 ~ 1.0
进水 COD 浓度/mg·L ⁻¹	300.05	351.25	351.25	351.25	351.25	351.25
进水 NO ₃ ⁻ -N 浓度/mg·L ⁻¹	300.13	300.00	350.00	350.00	350.00	350.00

± 2.5) mg·L⁻¹、KH₂PO₄ 47.96 mg·L⁻¹、NaHCO₃ 300 mg·L⁻¹、MgSO₄ 90 mg·L⁻¹ 和 CaCl₂·2H₂O 14 mg·L⁻¹、1 mL 微量元素 (FeCl₃·6H₂O 1 500 mg·L⁻¹、CuSO₄·5H₂O 30 mg·L⁻¹、MnCl₂·4H₂O 120 mg·L⁻¹、Na₂MoO₄·2H₂O 60 mg·L⁻¹、ZnSO₄·7H₂O 120 mg·L⁻¹、CoCl₂·6H₂O 150 mg·L⁻¹、KI 180 mg·L⁻¹、H₃BO₃ 150 mg·L⁻¹ 和 EDTA 10 000 mg·L⁻¹)^[25]

高硝酸盐废水采用 NaNO₃ 配制而成,NO₃⁻-N 浓度为 300 ~ 350 mg·L⁻¹。

接种污泥取自实验室运行 240 d 的具有高效脱氮除磷性的 SBR,接种后反应器内 MLSS 为 3 540 mg·L⁻¹,污泥沉降比 (SV) 约为 31%,污泥体积指数 (SVI) 约为 91.3 mL·g⁻¹。

1.3 检测项目及分析方法

1.3.1 常规检测方法

水样经定性滤纸 $\varphi 11$ cm (最大孔径为 15 ~ 20 μ m) 过滤后测定以下基本参数:PO₄³⁻-P 采用钼锑抗分光光度法测定;NO₃⁻-N 采用麝香草酚分光光度法测定;NO₂⁻-N 采用 N-(1-萘基)-乙二胺光度法测定;NH₄⁺-N 采用纳氏试剂分光光度法测定^[26];COD 采用连华 5B-3A COD 多元快速测定仪测定;DO 采用雷磁 JPB-607 溶解氧测定;pH 值采用雷磁 PHB-3CpH 计测定;MLSS、活性污泥沉降性能 (SVI) 采用重量法测定。此外,SBR 反应器运行的第 141 d 时,测定典型运行周期内 NH₄⁺-N、NO₂⁻-N、NO₃⁻-N、PO₄³⁻-P 和 COD 浓度的变化情况。

1.3.2 计算方法

亚硝酸盐积累率 (NTR) 用于表征 SBR 反应器缺氧段硝酸盐还原过程中亚硝酸盐的生成情况。

$$\text{NTR}(\%) = \frac{(\text{NO}_{2e}^- - \text{NO}_{2i}^-)}{(\text{NO}_{3i}^- - \text{NO}_{3e}^-)} \times 100 \quad (2)$$

式中,NO_{2i}⁻ 和 NO_{2e}⁻ 分别为缺氧段初时和缺氧段末时的 NO₂⁻-N 浓度,mg·L⁻¹;NO_{3i}⁻ 和 NO_{3e}⁻ 分别为缺氧段初时和缺氧段末时的 NO₃⁻-N 浓度,mg·L⁻¹。

内碳源转化率 (COD_{intra}) 用于表征 SBR 反应器厌氧段外碳源向内碳源转化情况。

$$\text{COD}_{\text{intra}} = (\text{COD}_{i,A} - \text{COD}_{e,A}) - 1.71(\text{NO}_{2,i,A}^- - \text{NO}_{2,e,A}^-) - 2.86(\text{NO}_{3,i,A}^- - \text{NO}_{3,e,A}^-) \quad (3)$$

$$\text{COD}_{\text{intra}}(\%) = \frac{\text{COD}_{\text{intra}}}{(\text{COD}_{i,A} - \text{COD}_{e,A})} \times 100 \quad (4)$$

式中,COD_{i,A}、NO_{2,i,A}⁻ 和 NO_{3,i,A}⁻ 分别为厌氧段初时 COD、NO₂⁻-N 和 NO₃⁻-N 的浓度,mg·L⁻¹;COD_{e,A}、NO_{2,e,A}⁻ 和 NO_{3,e,A}⁻ 分别为厌氧段末时 COD、NO₂⁻-N 和 NO₃⁻-N 的浓度,mg·L⁻¹;2.86 和 1.71 为理论上单位 NO₃⁻-N 和 NO₂⁻-N 分别进行外源反硝化所消耗的 COD 值,以 N/COD 计(质量比)。

2 结果与讨论

2.1 PD-DPR 系统运行期间 COD 去除特性

PD-DPR 系统运行期间,反应器进出水 COD 浓度及去除率变化情况见图 2。

由图 2 可知,阶段 1 (1 ~ 15 d),当进水 COD 浓度平均约为 300.05 mg·L⁻¹,厌氧初 COD 浓度为 225.03 mg·L⁻¹ 时,厌氧末 COD 浓度由 186.20 mg·L⁻¹ 逐渐降低到第 10 d 时的 149.80 mg·L⁻¹,而后略有波动升高至 150.77 mg·L⁻¹;COD_{intra} 由 40.43% 逐步升高到 75.60%,随后略有降低且稳定维持在 66.37% 左右。说明在厌氧段系统 COD 得到了有效去除;并且,随着系统运行时间的逐渐延长,

DGAOs 和 DPAOs 的内碳源储存特性不断增强. 此外, 在该阶段, 出水 COD 浓度由 $121.33 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 逐渐减少到 $7.93 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$; COD 的去除率由 46.38% 逐渐升高到 96.49%. 说明在系统缺氧段也进行了 COD 的去除. 分析原因可能在于缺氧条件促进了 PD 过程的进行, 实现了对 COD 的降解.

阶段 2 (16 ~ 40 d), 当系统进水 COD 浓度提高到约为 $351.25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 厌氧初 COD 浓度为 $263.41 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 厌氧末 COD 浓度由 $218.52 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 逐渐降低至 $174.71 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $\text{COD}_{\text{intra}}$ 逐渐升高稳定维持在 77.16% 左右. 说明, 进水 COD 浓度的提高, 有利于提高厌氧段内碳源的储存, 即在系统厌氧段系统 DOHOs、DGAOs 和 DPAOs 均有充足的碳源分别进行外源反硝化和内源合成. 在该阶段, COD 去除率由 80.66% 提高到 90.16%; 出水 COD 浓度由 $51.92 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 逐渐降低并稳定在 $20.65 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 说明 COD 负荷的升高几乎未对 PD-DPR 系统的 COD 去除性能产生影响.

阶段 3 (41 ~ 60 d), 当系统缺氧段进水 NO_3^- -N 浓度提高到 $350.25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右时, 系统厌氧末和出水 COD 浓度均呈现逐步降低趋势, 分别由 $180.27 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $25.45 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 逐渐降低至 $166.92 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $18.37 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$; $\text{COD}_{\text{intra}}$ 由 63.09% 逐渐升高至 73.29% 左右; COD 去除率由 93.46% 逐渐提高到 95.20%. 说明提高进水 NO_3^- -N 浓度, 有利于 DP 过程和 PD 过程的进行, 从而增加对 COD 的消耗, 提高系统对 COD 的去除性能.

阶段 4 (61 ~ 90 d), 当系统进行厌氧末排水时, 厌氧末出水 COD 浓度由 $17.52 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 降低至 $12.35 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$; $\text{COD}_{\text{intra}}$ 由 68.00% 逐步增加到

71.47%, 同时 COD 去除率达到 95.40%. 说明对 PD-DPR 系统进行厌氧排水制有利于增强厌氧段 DPAOs 和 DGAOs 的内碳源储存作用, 且系统厌氧段 COD 去除在整个系统 COD 去除过程中的贡献较大.

阶段 5 (91 ~ 126 d), 当系统去除厌氧末排水且缺氧时间由 240 min 缩短至 150 min 时, 厌氧末 COD 浓度稳定维持在 $166.61 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右, $\text{COD}_{\text{intra}}$ 维持在 73% 左右; 系统出水 COD 浓度稳定保持在 $18.00 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右, COD 去除率高达 93%. 说明缩短缺氧时间对 PD-DPR 系统的 COD 去除特性未产生影响.

在阶段 6 (127 ~ 140 d), 当系统以厌氧-缺氧-微曝气模式运行时, 厌氧末 COD 浓度和出水 COD 浓度依然得以稳定维持 (分别约 160.60 和 $9.63 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$); 缺氧末 COD 稳定维持在 $12.06 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $\text{COD}_{\text{intra}}$ 稍有升高至约 80.71%, COD 去除率高达 96.63%. 综上可知, PD-DPR 系统具有较好地对 COD 去除性能.

2.2 PD-DPR 运行期间 NO_3^- -N 和 NO_2^- -N 转化特性

PD-DPR 系统运行期间, 反应器进出水 NO_3^- -N 和 NO_2^- -N 浓度及 NTR 变化情况见图 3.

阶段 1 (1 ~ 15 d), PD-DPR 系统缺进水 NO_3^- -N 浓度约为 $304.45 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 出水 NO_3^- -N 由 $34.61 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 逐步降低并稳定维持在 $11.93 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 同时出水 NO_2^- -N 浓度和 NTR 由 $5.22 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 19.77% 逐步升高并稳定保持在 $35.83 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 35.83%. 说明 PD-DPR 系统可以实现 NO_3^- -N 短程反硝化过程 NO_2^- -N 的积累.

阶段 2 (16 ~ 40 d), 随着进水 COD 浓度的提高

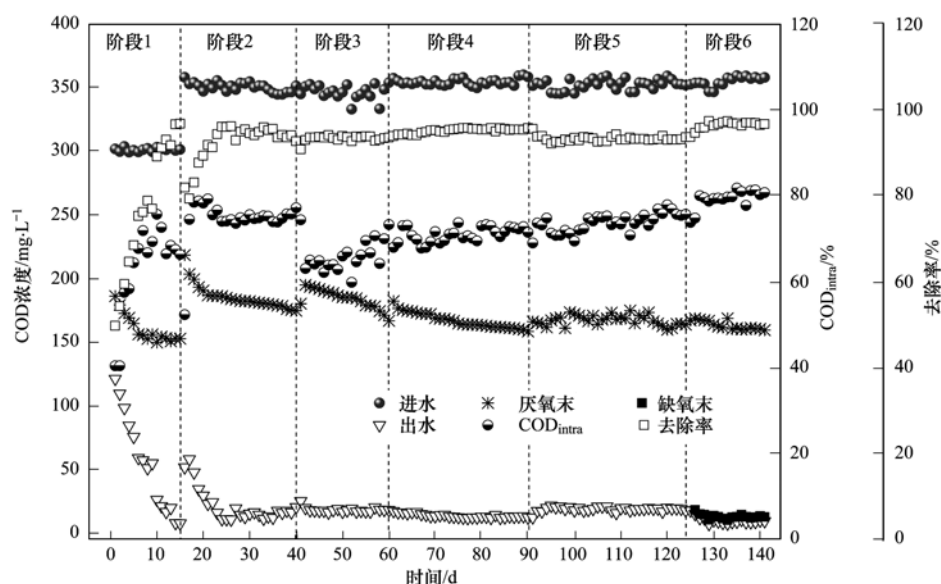


图 2 不同运行阶段 COD 浓度和去除率及 $\text{COD}_{\text{intra}}$ 的变化情况

Fig. 2 Variations of COD concentration and removal efficiency and $\text{COD}_{\text{intra}}$ efficiency during different operation phases

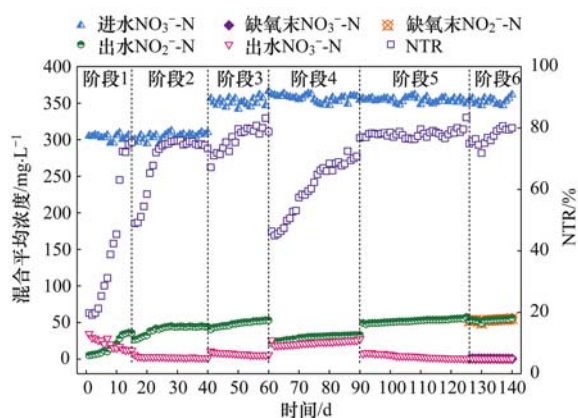


图3 不同运行阶段 $\text{NO}_x\text{-N}$ 浓度和 NTR 的变化情况

Fig. 3 Variations of $\text{NO}_x\text{-N}$ concentration and NTR during different operation phases

(约为 $351.25 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时), 出水 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度由 $5.86 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 逐步降低并稳定维持在 $1.60 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右; 出水 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度和 NTR 由 $29.56 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 48.94% 不断升高至 $44.00 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 73.35% 左右. 说明提高进水 COD 浓度有利于提升系统 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 积累性能. 分析其原因可能是提高进水 COD 浓度有利于促进反硝化过程 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 去除, 但由于此时进水 $\text{COD}/\text{NO}_3^-\text{-N}$ 比较高 (约为 3.5), 可以实现反硝化过程 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的积累.

阶段3 (41 ~ 60 d), 随着进水 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 提高至约 $350.25 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 出水 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度由 $10.62 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 降低至约 $5.60 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 出水 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度由 $40.62 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 不断升高至 $53.23 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. NTR 由 67.16% 逐步提高到 83.22% 左右. 与阶段2 相比, 该阶段系统出水 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度稍有升高约 $4.00 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 但出水 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度升高约 $8.00 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 说明进水 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度的提高 ($\text{COD}/\text{NO}_3^-\text{-N}$ 比为 3 ~ 4), 有利于促进短程反硝化过程的进行和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 积累, 但容易造成 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 去除不完全. 文献[27]指出, 当进水 $\text{COD}/\text{NO}_3^-\text{-N}$ 比在 3 左右时, 更有利于反硝化过程中 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 稳定的积累.

阶段4 (61 ~ 90 d), 当对系统进行厌氧末排水时, 出水 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度由第 62 d 时的 $18.37 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 飙升至第 90 d 时的 $27.60 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 分析原因是厌氧末排水使得部分剩余碳源随水排出系统, 造成系统缺氧初 COD 浓度降低, 进而导致缺氧段反硝化过程所需外碳源不足. 该阶段出水 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度由 $53.23 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 先降低至第 61 d 时的 $21.55 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 后又逐渐恢复至 $33.23 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 同时 NTR 先由 78.82% 降低至 46.41% 后又升高 70.79% 左右. 说明在系统缺氧段同时存在 DGAOs 和 DPAOs 的 EPD 和 DPR 过

程, 其可以保证系统内 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的部分去除和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的积累.

阶段5 (91 ~ 125 d), 当系统不再厌氧末排水且缺氧段时间缩短至 150 min 时, 出水 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度由 $7.28 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 不断降低并稳定在 $1.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下, 出水 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度稳定保持在 $53.23 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右; NTR 由 77.08% 逐步提高到 83.41% 左右. 说明缩短缺氧时间, 可有效地将反硝化进程控制在 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 阶段, 有助于实现 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的稳定积累. Wang 等进行内源短程反硝化除磷过程研究时, 同样得出合理调控缺氧时间 (150 min) 可以促进反硝化过程 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 高效积累 (NTR 为 75.3%) 的结果^[28].

阶段6 (126 ~ 140 d), 当系统以厌氧-缺氧-微曝气模式运行时, 出水 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度稳定维持在 $1.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下, 出水 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度和 NTR 分别高达 $55.99 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 78.37% . 与阶段5 相比较, 该阶段系统缺氧末和出水 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度几乎未发生变化. 说明系统微曝气段未发生硝化反应, 其未影响系统的短程反硝化性能.

2.3 PD-DPR 系统运行期间 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 去除特性

PD-DPR 系统运行期间, 反应器进出水 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度及去除率变化情况见图4.

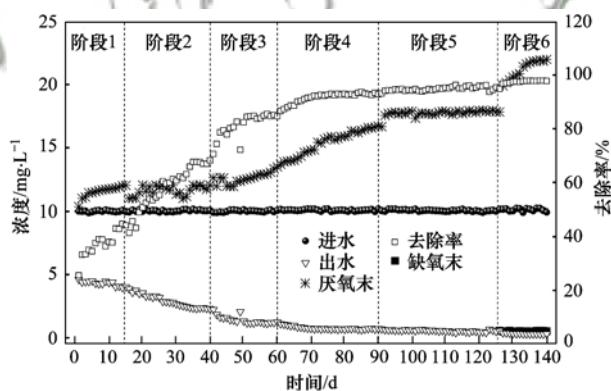


图4 不同运行阶段 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度和去除率的变化情况

Fig. 4 Variations of $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ concentration and $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ removal efficiency during different operation phases

阶段1 (1 ~ 15 d), 系统进水 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度约为 $11.00 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 厌氧末 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度由 $10.33 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 逐渐升高并稳定维持在 $11.77 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 同时出水 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度由 $4.53 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 逐渐降低至 $3.94 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 去除率由 56.15% 升高至 67.19% . 说明 PD-DPR 系统具备一定的除磷性能, 但释磷和吸磷量略低 (分别为 4.20 和 $4.90 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$). 分析其原因可能在于 SBR 采用厌氧-缺氧的运行方式, 在缺氧段 PAOs 反硝化除磷活性较弱, 影响释磷和吸磷过程的进行, 造成出水 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度偏高.

阶段2(16~40 d),随着进水 COD 浓度的提高,厌氧末 PO_4^{3-} -P浓度稳定维持在 $12.04 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右,但出水 PO_4^{3-} -P浓度降低至 $2.22 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; PO_4^{3-} -P去除率逐渐升高至 81.56%。相比较阶段 1,出水 PO_4^{3-} -P浓度有所降低, PO_4^{3-} -P去除率有所升高,说明提高系统进水 COD 浓度,使 C/P 维持在 31 左右,有助于强化系统的除磷性能。这与甄建园等^[29]进行进水 C/P 对 SNEDPR 系统脱氮除磷性能影响的实验时,得出合理调控系统进水 C/P 有利于提高系统的除磷性能,且当 C/P 为 30 时系统具有最佳除磷性能的结论相一致。

阶段3(41~60 d),随着进水 NO_3^- -N浓度的提高,厌氧末 PO_4^{3-} -P浓度逐渐升高至 $13.48 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,同时出水 PO_4^{3-} -P浓度降低至 $1.05 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; PO_4^{3-} -P去除率高达 92.21%。与阶段 2 相比较,该阶段系统的除磷性能得到提升。说明提高缺氧段进水 NO_3^- -N浓度,有利于加强 DPAOs 的除磷性能,即 DPAOs 有充足的 NO_3^- -N作为电子受体进行反硝化除磷。

阶段4(61~90 d),当系统进行厌氧末排水时,厌氧末 PO_4^{3-} -P浓度继续升高至 $16.71 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,出水 PO_4^{3-} -P浓度接近 0; PO_4^{3-} -P去除率进一步升高至 96.17%。分析系统除磷性能得到进一步增强的原因可能在于缺氧段 COD 浓度降低,使得外源短程反硝化过程受到抑制,DPAOs 拥有充足的电子受体进行反硝化除磷。

阶段5(91~125 d),当缺氧段时间缩短为 150 min 时,厌氧末 PO_4^{3-} -P浓度由 $16.66 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 升高到 $17.83 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,变化较微小;出水 PO_4^{3-} -P浓度维持

在 $0.45 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,较阶段 4 有所减小;去除率基本维持在 97% 左右。这一现象表明缩短缺氧时间,将反硝化进程控制停留在 NO_2^- -N阶段,对系统的除磷性能基本没有产生影响,PD-DPR 系统可同时实现 NO_2^- -N的稳定积累和 PO_4^{3-} -P的去除。

阶段6(126~140 d),当系统以厌氧-缺氧-微曝气模式运行,微曝气段 DO 浓度控制在 $0.5 \sim 1.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,厌氧末 PO_4^{3-} -P浓度由 $19.89 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 进一步升高并稳定在 $21.99 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,缺氧末 PO_4^{3-} -P浓度为 $0.52 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,出水 PO_4^{3-} -P浓度稳定低于 $0.50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。该结果表明增加微曝气段,有助于 PAOs 的进一步吸磷,其保障了系统高效稳定的除磷性能。杜世明等^[30]采用厌氧-缺氧-微曝气模式运行 DPR-SNED 系统,并用于处理低 C/N 城市污水与硝酸盐废水时,同样得出低 DO 条件($0.5 \sim 1.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)可以保障系统的高效除磷。

2.4 PD-DPR 系统运行期间出水 NO_2^- -N/ NH_4^+ -N比值变化特性

PD-DPR 系统运行期间,反应器进出水 NH_4^+ -N浓度与去除率及出水 NO_2^- -N/ NH_4^+ -N比值变化情况见图 5。

在 PD-DPR 系统整个运行期间,进水 NH_4^+ -N浓度稳定维持在 $70.00 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右,出水 NH_4^+ -N浓度基本维持在 $42.14 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右, NH_4^+ -N去除率仅为 0.52%。说明系统内几乎未发生硝化反应,且反应器进出水 NH_4^+ -N浓度的降低是由于缺氧段高硝酸盐废水添加后的稀释作用引起的。

此外,系统运行期间出水 NO_2^- -N/ NH_4^+ -N比值

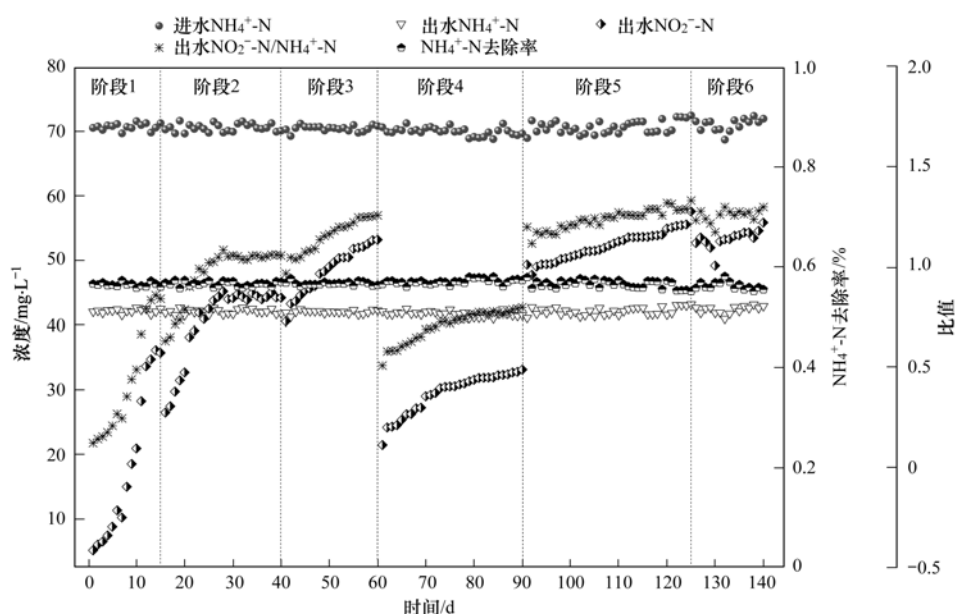


图5 不同运行阶段 NH_4^+ -N浓度及去除率、 NO_2^- -N浓度及出水 NO_2^- -N/ NH_4^+ -N的变化情况

Fig. 5 Variation of NH_4^+ -N concentration and removal rate, NO_2^- -N concentration, and effluent NO_2^- -N/ NH_4^+ -N ratio during different operation phases

呈现总体上升趋势. 主要表现在: 阶段 1~3 (1~60 d), 随着系统进水 COD 和 NO_3^- -N 的升高及系统短程反硝化(除磷)性能的增强, 出水 NO_2^- -N/ NH_4^+ -N 由 0.12 逐渐升高至 1.23; 在阶段 4 (61~90 d), 当系统进行厌氧末排水时, 由于系统厌氧段反硝化过程所需外碳源不足所引起的 NO_2^- -N 积累降低, 使得出水 NO_2^- -N/ NH_4^+ -N 较阶段 3 降低约 0.51; 在阶段 5 (91~125 d), 当系统不再进行厌氧末排水且缺氧段时间缩短至 150 min 时, 随着系统短程反硝化性能的进一步增强, 出水 NO_2^- -N/ NH_4^+ -N 由 1.11 进一步增加到 1.30.

在阶段 6 (126~140 d), 系统以厌氧-缺氧-微曝气模式运行时, 由于好氧段几乎未发生硝化反应, 保证了出水 NO_2^- -N/ NH_4^+ -N 稳定维持在 1.30. 这说明采用 PD-DPR 系统可同时实现 NO_2^- -N 的稳定积累和 PO_4^{3-} -P 的高效去除. Wang 等^[28] 采用内源短程反硝化除磷工艺处理城市污水与含硝酸盐 (57.3~182.6 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) 废水实现了亚硝酸盐积累和磷的去除, 其出水 NO_2^- -N/ NH_4^+ -N 比值为 1.02 (本试验 < 1.30). 因此, PD-DPR 系统出水水质可更好地满足与厌氧氨氧化工艺耦合进行深度脱氮的水质需求.

2.5 PD-DPR 运行期间典型周期变化特性

为进一步分析 PD-DPR 运行过程中 NO_2^- -N 积累和 PO_4^{3-} -P 去除机制, 对反应器运行第 141 d 时一个典型周期内各基质浓度进行分析, 见图 6. 系统厌氧初浓度分别为 COD 265.31 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, NH_4^+ -N 53.47 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, PO_4^{3-} -P 7.04 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$; 缺氧初 NO_3^- -N 浓度为 71.14 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

在厌氧段 (0~180 min), COD 浓度呈现逐渐降

低趋势, 并在第 180 min 时降低至 96.30 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 同时, PO_4^{3-} -P 浓度逐渐升高至 11.61 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$. NH_4^+ -N 和 NO_3^- -N 浓度几乎未发生变化, 分别维持在 50.81 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 0, 但 NO_2^- -N 浓度由 13.99 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 迅速降低至 0.12 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 说明在系统厌氧段 DOHOs 进行外源的反硝化的同时, DPAOs 和 DGAOs 进行厌氧释磷并实现外碳源转化为内碳源, 以保障后续缺氧段反硝化除磷的进行.

缺氧段 (180~330 min), COD、 NO_3^- -N 和 PO_4^{3-} -P 浓度均呈现降低趋势, 其分别降低至 14.17、1.24 和 1.55 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 同时 NO_2^- -N 浓度升高至 54.33 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 说明在缺氧段 DOHOs 发生外源短程反硝化的同时, DPAOs 进行反硝化除磷, 以实现系统 COD、 NO_3^- -N 和 PO_4^{3-} -P 的去除和 NO_2^- -N 的积累. 此外, 值得注意的是 COD 的去除主要发生在 180~270 min 内 (降低 39.58 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), 而在第 270~330 min 内 COD 浓度降低相对较少 (29.19 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$). 在该缺氧段 COD 变化量为 68.87 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 其小于 NO_3^- -N 短程反硝化过程所需理论 COD 值 (89.19 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), 证明了系统内 DGAOs 的 EPD 过程的进行. 另外, NTR 先由第 180 min 时的 0 逐渐升高至第 240 min 时的 84% 后又逐渐降低至第 330 min 时的 75%. 分析 NTR 先增后减的原因可能在于外源短程反硝化进程较快, 可在前 60 min 内消耗大量 NO_3^- -N 并产生 NO_2^- -N; 而在后续 90 min 内, EPD 和 PDR 过程进行较慢, 其所产生 NO_2^- -N 易被再次用于反硝化, 进而造成 NO_2^- -N 积累量和 NTR 的降低.

在微曝气段, COD、 NH_4^+ -N、 NO_3^- -N、 NO_2^- -N 和 PO_4^{3-} -P 几乎保持不变, 使得其出水浓度分别为

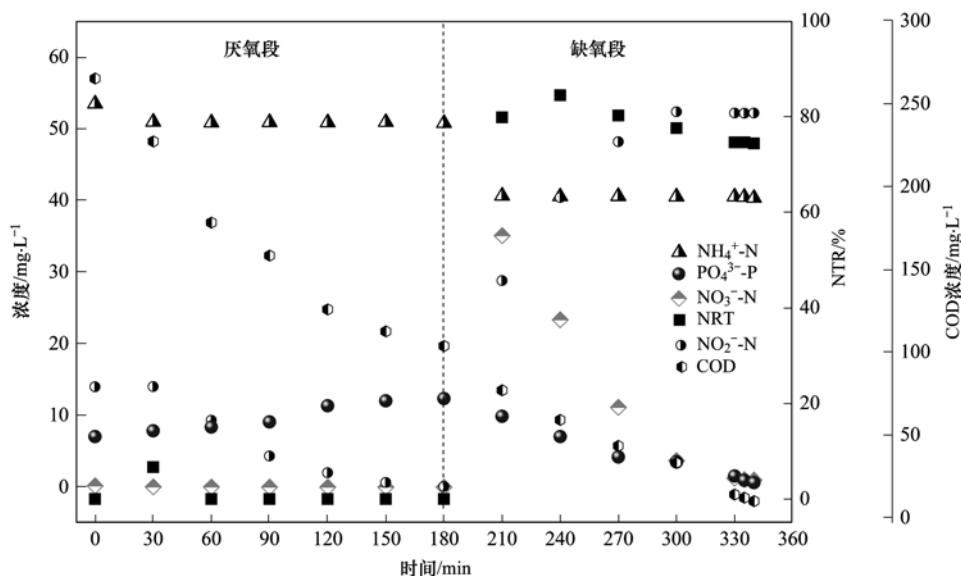


图 6 PD-DPR 系统运行第 141 d 典型周期基质浓度以及 NTR 的变化情况

Fig. 6 Variations of substrate concentrations and NTR in a typical cycle of the PD-DPR system on day 141

11.44、40.31、0.98、52.16 和 0.27 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。因此, PD-DPR 系统中外源短程反硝化、内源短程反硝化和反硝化除磷的同时进行,实现了该系统 NO_2^- -N的稳定积累和 PO_4^{3-} -P的高效去除。

3 结论

(1)采用厌氧-缺氧-微曝气模式运行的 SBR 反应器,通过联合调控进水 C/N 比、厌氧排水率和缺氧时间,可成功实现 PD-DPR 系统的启动和稳定运行。系统稳定运行阶段,出水 COD、 NH_4^+ -N、 NO_2^- -N、 NO_3^- -N 和 PO_4^{3-} -P 浓度分别为 12.94、42.14、55.99、0.30 和 0.60 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

(2)调控进水 C/N(3.5 $\rightarrow$ 3.0)、厌氧排水率(0 $\rightarrow$ 0.75 $\rightarrow$ 0)和缺氧时间(240 min $\rightarrow$ 150 min),有利于强化 PD-DPR 系统的 NO_2^- -N积累特性和磷去除性能。表现为系统 COD 去除率、 PO_4^{3-} -P去除率和 NTR 分别由 46.38%、56.15% 和 19.77% 提高至 96.63%、97.23% 和 78.37%,出水 PO_4^{3-} -P和 NO_3^- -N 浓度分别实现稳定维持在 0.5 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 1.0 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下。

(3)采用 PD-DPR 系统处理模拟城市污水和高硝酸盐废水(NO_3^- -N:300~350 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)时,能够实现 NO_2^- -N的稳定积累和 PO_4^{3-} -P的高效去除。系统 NTR 和 PO_4^{3-} -P去除率分别为 97.23% 和 78.37%,出水 NO_2^- -N/ NH_4^+ -N为 1.31:1(接近 ANAMMOX 工艺理论值 1.32:1),其出水水质可满足与厌氧氨氧化(ANAMMOX)工艺耦合的要求。

(4)PD-DPR 系统厌氧段(0~180 min),DGAOs 和 PAOs 将进水中有机碳源储存为内碳源(COD_{intra}达 80.71%),以用于后续缺氧段内源短程反硝化和反硝化除磷;缺氧段(150 min),DGAOs 和 DOHOs 实现 NO_2^- -N的稳定积累,同时 DPAOs 进行高效反硝化吸磷;微曝气段(10 min),在不发生硝化反应的前提下,PAOs 超量吸磷,实现了系统 PO_4^{3-} -P的高效去除。

参考文献:

[1] 王梅香,赵伟华,王淑莹,等. A_2N_2 系统反硝化除磷性能的优化及稳定运行[J]. 中国环境科学, 2016, **36**(11): 3311-3320.
Wang M X, Zhao W H, Wang S Y, *et al.* Denitrifying phosphorus removal performance optimization and stable operation of A_2N_2 system[J]. China Environmental Science, 2016, **36**(11): 3311-3320.
[2] 刘晓斌. 传统生物脱氮除磷与反硝化除磷脱氮工艺的比较[J]. 科技情报开发与经济, 2010, **20**(25): 130-132.
[3] 崔凯. 低碳源污水的脱氮除磷技术研究进展[J]. 黑龙江科学, 2018, **9**(22): 136-137.
[4] 王晓霞,王淑莹,赵骥,等. SPNED-PR 系统内 PAOs-GAOs

的竞争关系及其氮磷去除特性[J]. 中国环境科学, 2018, **38**(2): 551-559.
Wang X X, Wang S Y, Zhao J, *et al.* The competitive relationships of PAOs-GAOs in simultaneous partial nitrification-endogenous denitrification and phosphorous removal (SPNED-PR) systems and their nutrient removal characteristics[J]. China Environmental Science, 2018, **38**(2): 551-559.
[5] Kern-Jespersen J P, Henze M. Biological phosphorus uptake under anoxic and aerobic conditions[J]. Water Research, 1993, **27**(4): 617-624.
[6] 高世江. 废水生物脱氮除磷工艺研究进展[J]. 科技资讯, 2016, **14**(4): 51-52.
[7] 卢峰,杨殿海. 反硝化除磷工艺的研究开发进展[J]. 中国给水排水, 2003, **19**(9): 32-34.
Lu F, Yang D H. Advance in the development of denitrifying phosphorus removal process[J]. China Water & Wastewater, 2003, **19**(9): 32-34.
[8] Wang X X, Wang S Y, Zhao J, *et al.* Combining simultaneous nitrification-endogenous denitrification and phosphorus removal with post-denitrification for low carbon/nitrogen wastewater treatment[J]. Bioresource Technology, 2016, **220**: 17-25.
[9] 黄靓,郭海燕,刘小芳. 反硝化聚磷菌的培养及其脱氮除磷特性[J]. 化工环保, 2019, **39**(2): 158-162.
Huang L, Guo H Y, Liu X F. Cultivation of denitrifying phosphorus accumulating organisms and their characteristics of nitrogen and phosphorus removal[J]. Environmental Protection of Chemical Industry, 2019, **39**(2): 158-162.
[10] 李勇智,彭永臻,张艳萍,等. 硝酸盐浓度及投加方式对反硝化除磷的影响[J]. 环境污染与防治, 2003, **25**(6): 323-325.
Li Y Z, Peng Y Z, Zhang Y P, *et al.* Effect of nitrate on denitrifying dephosphatation[J]. Environmental Pollution and Control, 2003, **25**(6): 323-325.
[11] 吕永涛,张瑶,闫建平,等. 电子受体及投加方式对反硝化除磷及 N_2O 释放影响[J]. 水处理技术, 2017, **43**(12): 38-42.
[12] 朱葛夫,张净瑞,刘超翔,等. 厌氧氨氧化工艺的启动及有机物浓度对其影响研究[J]. 环境工程, 2016, **34**(2): 27-32.
Zhu G F, Zhang J R, Liu C X, *et al.* Study on start-up of anaerobic ammonia oxidation and the effect of COD concentration[J]. Environmental Engineering, 2016, **34**(2): 27-32.
[13] 康达,郑平,胡倩怡. 厌氧氨氧化结构体、形态与功能[J]. 化工学报, 2016, **67**(10): 4040-4046.
Kang D, Zheng P, Hu Q Y. Structure, morphology and function of Anammox granular sludge[J]. CIESC Journal, 2016, **67**(10): 4040-4046.
[14] 冯宁,张文文,马晨曦. 厌氧氨氧化反应影响因素研究进展[A]. 见: 2018 中国环境科学学会科学技术年会议论文集(第一卷)[C]. 合肥: 中国环境科学学会, 2018.
[15] Dai W C, Xu X C, Liu B, *et al.* Toward energy-neutral wastewater treatment: a membrane combined process of anaerobic digestion and nitrification-anammox for biogas recovery and nitrogen removal[J]. Chemical Engineering Journal, 2015, **279**: 725-734.
[16] 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.
[17] 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.
- [18] 徐峥勇. 基于亚硝化、厌氧氨氧化与反硝化的脱氮耦合工艺及其控制策略研究[D]. 长沙: 湖南大学, 2011.
- [19] 魏思佳, 于德爽, 李津, 等. 厌氧氨氧化与反硝化耦合脱氮除碳研究 I: COD/NH₄⁺-N 对耦合反应的影响[J]. *中国环境科学*, 2016, **36**(3): 759-767.
- Wei S J, Yu D S, Li J, *et al.* Simultaneous carbon and nitrogen removal by anaerobic ammonium oxidation and denitrification I: effect of COD/NH₄⁺-N on coupled reaction [J]. *China Environmental Science*, 2016, **36**(3): 759-767.
- [20] 王少坡, 彭永臻, 于德爽, 等. 常温短程内源反硝化生物脱氮[J]. *北京工业大学学报*, 2005, **31**(3): 298-302.
- [21] Kampschreur M J, Temmink H, Kleerebezem R, *et al.* Nitrogen oxide emission during wastewater treatment[J]. *Water Research*, 2009, **43**(17): 4093-4103.
- [22] 姚松. 磷氮比对高氨氮废水短程硝化-反硝化处理效能及微生物种群分布的影响研究[D]. 北京: 北京交通大学, 2018.
- [23] 宋成康, 秦健, 王亚宜, 等. 碳源对反硝化除磷效能及 N₂O 产生的长期影响[J]. *环境污染与防治*, 2014, **36**(12): 11-16.
- Song C K, Qin J, Wang Y Y, *et al.* Long-term impact of carbon sources on denitrifying phosphorus removal performance and N₂O production[J]. *Environmental Pollution and Control*, 2014, **36**(12): 11-16.
- [24] Du R, Peng Y Z, Cao S B, *et al.* Advanced nitrogen removal from wastewater by combining anammox with partial denitrification [J]. *Bioresource Technology*, 2015, **179**: 497-504.
- [25] Ji J T, Peng Y Z, Wang B, *et al.* Achievement of high nitrite accumulation via endogenous partial denitrification (EPD) [J]. *Bioresource Technology*, 2017, **224**: 140-146.
- [26] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法 [M]. (第四版). 北京: 中国环境科学出版社, 2002. 252-354.
- [27] 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.
- [28] Wang X X, Zhao J, Yu D S, *et al.* Stable nitrite accumulation and phosphorous removal from nitrate and municipal wastewaters in a combined process of endogenous partial denitrification and denitrifying phosphorus removal (EPDPR) [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2019, **355**: 560-571.
- [29] 甄建园, 于德爽, 王晓霞, 等. 进水 C/P 对 SNEDPR 系统脱氮除磷性能的影响[J]. *环境科学*, 2019, **40**(1): 343-351.
- Zhen J Y, Yu D S, Wang X X, *et al.* Effect of the influent C/P ratio on the nutrient removal characteristics of the SNEDPR system [J]. *Environmental Science*, 2019, **40**(1): 343-351.
- [30] 杜世明, 于德爽, 毕春雪, 等. DPR-SNED 系统处理低 C/N 城市污水与硝酸盐废水的运行特性[J]. *环境科学*, 2019, **40**(2): 791-798.
- Du S M, Yu D S, Bi C X, *et al.* Operating characteristics of a DPR-SNED system treating low C/N municipal wastewater and nitrate-containing sewage [J]. *Environmental Science*, 2019, **40**(2): 791-798.

CONTENTS

Evolution of the Distribution of PM _{2.5} Concentration in the Yangtze River Economic Belt and Its Influencing Factors	HUANG Xiao-gang, ZHAO Jing-bo, CAO Jun-ji, <i>et al.</i>	(1013)
Chemical Characteristics and Source Apportionment of Water-Soluble Ions in Atmosphere Aerosols over the East China Sea Island During Winter and Summer	FANG Yan, CAO Fang, FAN Mei-yi, <i>et al.</i>	(1025)
Analysis of Chemical Components and Sources of PM _{2.5} During Autumn and Winter in Yangquan City	WANG Cheng, YAN Yu-long, XIE Kai, <i>et al.</i>	(1036)
Chemical Compositions and Sources of <i>n</i> -Alkanes and Saccharides in PM _{2.5} from Taian City During the Summer	YI Ya-nan, HOU Zhan-fang, YANG Qian-cai, <i>et al.</i>	(1045)
Physical and Chemical Characteristics of Atmospheric Particles in Autumn in Mt. Huangshan	BIAN Yi-shu, YIN Yan, WANG Hong-lei, <i>et al.</i>	(1056)
Characteristics of Aerosol Optical Depth in the Urban Area of Beibei and Its Correlation with Particle Concentration	ZENG Wei, HAO Qing-ju, ZHAO Zhong-jing, <i>et al.</i>	(1067)
Emission Characteristics of Volatile Organic Compounds from Typical Industries in Zibo	WANG Yu-yan, WANG Xiu-yan, DU Miao, <i>et al.</i>	(1078)
Analysis of Pollution Characteristics and Sources of Atmospheric VOCs in Ezhou City	FU Yu-meng, YANG Hong-gang, LU Min-yu, <i>et al.</i>	(1085)
Producing Coefficients and Emission Coefficients of Volatile Organic Compounds from the Automobile Manufacturing Industry in Zhejiang Province	TENG Fu-hua, YANG Zhong-ping, DONG Shi-bi, <i>et al.</i>	(1093)
Pollution Characteristics of Volatile Organic Compounds Emission from the Metal Packaging Industry Based on Analysis of Process	WANG Di, NIE Lei, ZHAO Wen-juan, <i>et al.</i>	(1099)
Profile Characteristics of VOCs from Wood and Economic Crop Burning	NIU Zhen-zhen, KONG Shao-fei, YAN Qin, <i>et al.</i>	(1107)
Accounting Methods of VOCs Emission Associated with Production Processes in a Fine Chemical Industrial Park	YE Han-yun, TIAN Jin-ping, CHEN Lü-jun	(1116)
HONO Observation and Assessment of the Effects of Atmospheric Oxidation Capacity in Changzhou During the Springtime of 2017	SHI Xiao-wen, GE Yi-feng, ZHANG Yu-chan, <i>et al.</i>	(1123)
Analysis of Activity and Its Emissions Trend for Construction Equipment in China	PANG Kai-li, ZHANG Kai-shan, MA Shuai, <i>et al.</i>	(1132)
Air Pollutant Emission Inventory from LTO Cycles of Aircraft in the Beijing-Tianjin-Hebei Airport Group, China	HAN Bo, KONG Wei-kai, YAO Ting-wei, <i>et al.</i>	(1143)
Particle Size Distribution of PM Emission from In-use Gasoline and Diesel Vehicles	WANG Rui-ning, HU Qing-yao, REN Hong-juan, <i>et al.</i>	(1151)
Impact of Parameterization on the Estimation of Ammonia Emissions: A Case Study over the Yangtze River Delta	ZHANG Qi, HUANG Ling, YIN Si-jia, <i>et al.</i>	(1158)
Characteristics and Source Apportionment of Dustfall Pollution in the Coal Mine Area and Surrounding Areas of Wuhai City in Spring	WU Hong-xuan, SHI Chang-qing, ZHANG Yan, <i>et al.</i>	(1167)
Variations of Stable Oxygen and Deuterium Isotopes in River and Lake Waters During Flooding Season Along the Middle and Lower Reaches of the Yangtze River Regions	LI Jing, WU Hua-wu, ZHOU Yong-qiang, <i>et al.</i>	(1176)
Water Sources and Factors Controlling Hydro-chemical Compositions in the Yiluo River Basin	LIU Song-tao, ZHANG Dong, LI Yu-hong, <i>et al.</i>	(1184)
Chemical Evolution of Groundwater in the Tacheng Basin of Xinjiang in the Process of Urbanization	LÜ Xiao-li, LIU Jing-tao, HAN Zhan-tao, <i>et al.</i>	(1197)
Remote Sensing Monitoring on Spatial Differentiation of Suspended Sediment Concentration in a River-Lake System Based on Sentinel-2 MSI Imaging: A Case for Shengjin Lake and Connected Yangtze River Section in Anhui Province	WANG Hang-hang, WANG Jie, CUI Yu-huan	(1207)
CDOM Optical Characteristics and Related Environmental Factors of High-turbidity Waters on the Loess Plateau	LIANG Xiao-wen, SHAO Tian-tian, WANG Tao	(1217)
Effects of Artificial Destratification and Induced-natural Mixing on Water Quality Improvement in a Drinking Water Reservoir	WEN Cheng-cheng, HUANG Ting-lin, LI Nan, <i>et al.</i>	(1227)
Effect of Filter Speed and Water Quality on Ammonia Removal in Groundwater Containing Iron, Manganese, and Ammonia at Low Temperature	ZHANG Jie, MEI Ning, LIU Meng-hao, <i>et al.</i>	(1236)
Long-term Variation Characteristics of Zooplankton Community Structure in Meiliang Bay, Lake Taihu	YANG Jia, ZHOU Jian, QIN Bo-qiang, <i>et al.</i>	(1246)
Community of Benthic Diatoms and Their Relationship with Aquatic Environmental Factors in the Tangwang River, China	XUE Hao, WANG Ye-yao, MENG Fan-sheng, <i>et al.</i>	(1256)
Succession Characteristics and Water Quality Responsiveness Evaluation of FG and MBFG in Yanlong Lake Water Source Ecological Purification System	WANG Lian, LI Xuan, MA Wei-xing, <i>et al.</i>	(1265)
Characteristics of Nitrogen and Phosphorus Output and Loss Flux in the Shipanqiu Watershed, Three Gorges Reservoir Area	CHEN Shi-qi, LONG Yi, YAN Dong-chun, <i>et al.</i>	(1276)
Effect of Optimized Fertilization and Biochar Application on Phosphorus Loss in Purple Soil Sloping Farmland	LUO Dong-hai, WANG Zi-fang, LONG Yi, <i>et al.</i>	(1286)
Use of Iron-modified Calcite as an Active Capping Material to Control Phosphorus Release from Sediments in Surface Water Bodies	BAI Xiao-yun, LIN Jian-wei, ZHAN Yan-hui, <i>et al.</i>	(1296)
Preparation of Tea Waste Biochar and Its Application in Tetracycline Removal from Aqueous Solution	FAN Shi-suo, LIU Wen-pu, WANG Jing-tao, <i>et al.</i>	(1308)
Adsorption Characteristics of Sulfamethazine on Three Typical Porous High-temperature Modified Solid Waste Materials	WANG Jing, ZHU Xiao-li, HAN Zi-yu, <i>et al.</i>	(1319)
Sorption of Polybrominated Diphenyl Ethers by Virgin and Aged Microplastics	XU Peng-cheng, GUO Jian, MA Dong, <i>et al.</i>	(1329)
Spatial Distribution and Risk Assessment of Heavy Metals in Sediments of the Ruxi Tributary of the Three Gorges Reservoir	FANG Zhi-qing, WANG Yong-min, WANG Xun, <i>et al.</i>	(1338)
Distribution and Risk Assessment of OCPs in Surface Water, Sediments, and Fish from Lake Gucheng and Inflow and Outflow Rivers	KAN Ke-cong, GU Xiao-hong, LI Hong-min, <i>et al.</i>	(1346)
Occurrence and Ecological Risk Assessment of Typical Persistent Organic Pollutants in Hengshui Lake	ZHANG Jia-wen, WEI Jian, LÜ Yi-fan, <i>et al.</i>	(1357)
Pollution Characteristics and Risk Assessment of Typical Organophosphate Esters in Beijing Municipal Wastewater Treatment Plant and the Receiving Water	ZHANG Zhen-fei, LÜ Jia-pei, PEI Ying-ying, <i>et al.</i>	(1368)
Advanced Nitrogen Removal Characteristics of Low Carbon Source Municipal Wastewater Treatment via Partial-denitrification Coupled with ANAMMOX	MA Bin, XU Xin-xin, GAO Mao-hong, <i>et al.</i>	(1377)
Stable Nitrite Accumulation and Phosphorus Removal from High-nitrate and Municipal Wastewaters in a Combined Process of Partial Denitrification and Denitrifying Phosphorus Removal (PD-DPR)	WANG Qiu-ying, YU De-shuang, ZHAO Ji, <i>et al.</i>	(1384)
Start-up of CANON Process and Short-cut Nitrification in a Pilot-scale MBBR Reactor	FU Kun-ming, YANG Zong-yue, LIAO Min-hui, <i>et al.</i>	(1393)
Influence of Antibiotics on the Denitrification Process of Antibiotic Resistant Denitrifying Bacteria and the Analysis of Microbial Community Structure	DAI Sha, LI Peng, PENG Wu-qing, <i>et al.</i>	(1401)
Aerobic Granular Sludge System with Multiple Influent-Aeration Operation Strategy	ZHANG Jie, WANG Yu-ying, LI Dong, <i>et al.</i>	(1409)
Effect of Alkaline Sludge Fermentation Products on the Nitrification Process and Performance	QIU Sheng-jie, LIU Jin-jin, LI Xi-yao, <i>et al.</i>	(1418)
Effect of Sulfate on the Migration and Transformation of Methylmercury in Advanced Anaerobic Digestion of Sludge	HE Xiang-lin, LIU Ji-bao, YIN Yong-guang, <i>et al.</i>	(1425)
Spatial-temporal Variation and Source Change of Heavy Metals in the Cropland Soil in the Industrial City	LI Yan-ling, LU Yi-fu, CHEN Wei-ping, <i>et al.</i>	(1432)
Assessment and Spatial Characteristics Analysis of Human Health Risk of Heavy Metals in Cultivated Soil	JI Chao, HOU Da-wei, LI Fa-zhi, <i>et al.</i>	(1440)
Microbial Diversity and Physicochemical Properties of Rhizosphere Microenvironment in Saline-alkali Soils of the Yellow River Delta	ZHAO Jiao, XIE Hui-jun, ZHANG Jian	(1449)
Effects of Different Land Use Types on the Molecular Ecological Network of Soil Bacteria	LI Bing, LI Yu-shuang, WEI Jian-bing, <i>et al.</i>	(1456)
Responses of Soil Organic Carbon Fractions to Land Use Types in Hilly Red Soil Regions, China	ZHANG Xiao-fang, ZHENG Sheng-meng, XIA Yin-hang, <i>et al.</i>	(1466)
Effect of Organic Fertilizer and Inorganic Fertilizer Application on N ₂ O Emissions from Fluvo-aquic Soil in the North China Plain	SUN He-yang, WAN Zhong-mei, LIU De-yan, <i>et al.</i>	(1474)
Characteristics of Heavy Metal Absorption by Winter Wheat and Its Quantitative Relationship with Influencing Factors	WANG Yi-wen, RUI Yu-kui, LI Zhong-yang, <i>et al.</i>	(1482)
Effect of Calcium Magnesium Phosphate on Remediation Paddy Soil Contaminated with Cadmium Using Lime and Sepiolite	YAN De-mei, GUO Zhao-hui, HUANG Feng-lian, <i>et al.</i>	(1491)
Passivation and Remediation Effects and Mechanisms of Plant Residual Modified Materials on Lead-Contaminated Soils	FANG Ya-li, ZHU Zong-qiang, ZHAO Ning-ning, <i>et al.</i>	(1498)
Effects of Exogenous Spermidine on Seed Germination and As Uptake and Accumulation of Rice Under As ⁵⁺ Stress	LIU Shu-jin, HUANG Yi-zong, BAO Qiong-li, <i>et al.</i>	(1505)