百方知库
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

2019

Vol.40 No.12
第40卷 第12期

目次(卷终)

研究报告

京津冀秋冬季 PM_{2.5} 污染概况和预报结果评估 朱媛媛,高愈霄,刘冰,王晓彦,朱莉莉,许荣,汪巍,丁俊男,李健军,段小丽(5191)

2016~2017年采暖期华北平原东部 PM_{2.5} 组分特征及来源解析 张逸琴,王杰,高健,徐仲均,车飞,马彤,杨艳,刘素,闫璐璐(5202)

霾不同发展阶段下污染气体和水溶性离子变化特征分析 王振彬,刘安康,卢文,杨晓旻,王红磊,陈魁,夏丽(5213)

上海郊区家庭妇女 PM_{2.5} 重金属组分暴露水平、来源与健康风险 罗燃燃,戴海夏,张蕴晖,乔利平,马英歌,周敏,夏斌,朱清扬,赵迎亚,黄成(5224)

固定污染源可凝结颗粒物测量方法 蒋靖坤,邓建国,王刚,张莹,李妍菁,段雷,郝吉明(5234)

家具企业挥发性有机物排放特征及其环境影响 张嘉妮,曾春玲,刘锐源,姚懿娟,柯云婷,范丽雅,叶代启(5240)

抗生素企业 VOCs 排放清单及影响范围模拟 竹涛,吕怡蓉,边文璟,牛文凤,袁前程,段二红,于洋,林军(5250)

新乡市机动车排放对道路灰尘中重金属与多环芳烃污染的影响 李琦路,吴锦涛,张颖,孙玉静,乔泓钦,张子伟,裴梦园,张孟琼,任明浩(5258)

成都市道路积尘中全氟化合物的污染特征及暴露风险评估 方淑红,朱和祥,叶芝祥,印红玲,孙静(5265)

祁连山北坡中段降水稳定同位素特征及水汽来源分析 张百娟,李宗省,王昱,李永格,吕越敏,袁瑞丰,桂娟(5272)

长江南京段水源水中抗生素的赋存特征与风险评估 封梦娟,张芹,宋宁慧,卜元卿,杨正标,刘艳华,郭瑞昕,陈建秋,张圣虎(5286)

夏秋季混凝剂对复合锰氧化膜去除地表水中氨氮和锰的影响 程丽杰,黄廷林,程亚,张莎莎,阮昭意,卢磊(5294)

浙江省 H 市供水系统消毒副产物及其健康风险评价 刘俊萍,于建全,李青松,马晓雁,杨玉龙,贾佳(5302)

三峡库区城镇化背景下河流 DOM 的吸收及荧光光谱特征 陈昭宇,李思悦(5309)

川西高原河流水体 CDOM 的光化学降解特性 刘堰杨,孙辉,刘琛,王小沁(5318)

三峡库区典型紫色土小流域径流及氮磷流失特征 曹瑞霞,刘京,邓开开,先宇,王伟,方芳,欧阳文娟,郭劲松(5330)

九龙江流域河流磷输出对土地利用模式及水文状况的响应 黄亚玲,唐莉,黄金良,肖才荣(5340)

不同尺度土地利用方式对鄱阳湖湿地水质的影响 方娜,刘玲玲,游清徽,田娜,吴燕平,阳文静(5348)

太湖草藻型湖区磷赋存特征及其环境意义 耿雪,文帅龙,孙培荣,徐楚天,李大鹏,黄勇(5358)

太湖竺山湾沉积物碳氮磷分布特征与污染评价 方家琪,祁闯,张新厚,韩睿明,黄和笑,王卓森,王国祥(5367)

降雨强度对洱海流域凤羽河氮磷排放的影响 李晓虹,雷秋良,周脚根,张亦涛,李影,胡万里,武淑霞,翟丽梅,王洪媛,刘宏斌(5375)

外源 Ca²⁺ 和 K⁺ 作用下河口区碱蓬水质净化效果和耐盐碱提高机制 吴丹,孙萍,陈广琳,陈友媛,彭昌盛(5384)

泽泻 (*Alisma orientale*) 对全氟化合物的吸收和传输特征-浓度的影响 王团团,李贝贝,王赛,华佩,陈军,应光国(5394)

复合人工湿地中反硝化除磷作用的发生及其稳定性 刘冰,郑煜铭,李清飞,赵承美,魏巍,张凯(5401)

锆、镉和铜改性沸石添加控制底泥磷释放的对比 刘婷,赵钰颖,林建伟,詹艳慧,秦琴(5411)

生物炭结构性质对氨氮的吸附特性影响 陈梅,王芳,张德俐,易维明(5421)

溶解氧对悬浮与附着生长系统短程硝化反应的影响机制 王嗣禹,刘灵婕,王芬,季民(5430)

间歇恒定/梯度曝气对 SNAD 工艺启动的影响 李冬,刘志成,徐贵达,李帅,张杰(5438)

共基质模式下铁盐脱氮反应器的运行性能及微生物学特征 王茹,刘梦瑜,刘冰茵,赵治国,袁林江(5446)

阶梯曝气对城市污水好氧颗粒污泥系统的影响 李冬,魏子清,劳会妹,李帅,张杰(5456)

酵母菌降解胞外聚合物提升剩余活性污泥的脱水性能 俞心怡,向金豪,刘英,龚天翼,张彬辉,吕文洲(5465)

基于 GEE 的 1998~2018 年京津冀土地利用变化对生态系统服务价值的影响 娄佩卿,付波霖,林星辰,闭璐,马瑞雪,唐廷元(5473)

基于 MDS 与 TOPSIS 模型的滨海滩涂围垦区土壤质量评价 解雪峰,濮励杰,朱明,吴涛,许艳(5484)

淹水增加对闽江河口淡水潮汐湿地孔隙水地球化学特征及 CO₂ 和 CH₄ 排放通量的影响 李敬,黄佳芳,罗敏,刘育秀,谭季,朱爱菊,王声钰,仝川(5493)

养殖塘 CH₄ 排放特征及其影响因素 王娇,肖薇,张秀芳,张弥,张文庆,刘强,陈争,董保华,李旭辉(5503)

施肥对高粱地土壤呼吸及其温度敏感性的影响 严俊霞,张媛,焦晓燕(5515)

高硒高镉区土地安全区划方法 王锐,侯宛苓,李雨潼,余涛,陈娟(5524)

不同配比复合材料对农田镉污染土壤的修复效果 陈树兰,许晨阳,耿增超,王强,祝乐,龚园,拓卫卫(5531)

水铝钙石对不同镉污染农田重金属的钝化效果及机制 吴秋梅,刘刚,王慧峰,胡文友,黄标(5540)

狮子山矿区不同土地利用类型对土壤微生物群落多样性的影响 黄健,朱旭炎,陆金,孙雨,赵兴青(5550)

林地转型耕地对东北丘陵区白浆土 *cbbL* 细菌群落丰度和结构的影响 王蕊,吴宪,李刚,修伟明,王丽丽,张贵龙(5561)

粤港澳大湾区场地污染特征、治理修复与环境管理研究专辑

粤港澳大湾区污染场地土壤风险管控制度体系建设与思考 常春英,董敏刚,邓一荣,肖荣波,刘丽丽(5570)

粤港澳大湾区土壤污染问题计量及可视化分析 张宁,张盛,杨海超,张建通(5581)

城市生活垃圾填埋场的物质存量特征及其环境影响:以粤港澳大湾区为例 马仕君,周传斌,杨光,赵志岚,刘懿颀(5593)

粤港澳大湾区丘陵区带某电镀场地重金属污染特征与迁移规律分析 侯文隽,龚星,詹泽波,刘锋,黄子航,杨立宏,林晓琛(5604)

粤港澳大湾区典型化工场地苯系物污染特征及迁移规律 邓一荣,陆海建,董敏刚,程洲,庄长伟,肖荣波,钟音,彭平安(5615)

针铁矿-富里酸复合材料对铅镉污染土壤的钝化修复性能 刘千钧,李想,周阳媚,唐杰鹏,林亲铁,姚琨(5623)

广东大宝山矿区土壤植物体系重金属迁移过程及风险评价 陈洁宜,刘广波,崔金立,肖唐付(5629)

Hydrus-1D 模型在推导基于保护地下水的土壤风险控制值中的应用 林挺,罗飞,朱艳,杨坤,郝秀平(5640)

《环境科学》第 40 卷(2019 年)总目录 (5649)

《环境科学》征订启事(5233) 《环境科学》征稿简则(5285) 信息(5357, 5420, 5429)

溶解氧对悬浮与附着生长系统短程硝化反应的影响机制

王嗣禹, 刘灵婕, 王芬*, 季民

(天津大学环境科学与工程学院, 天津 300350)

摘要: 溶解氧(DO)是控制短程硝化的重要因素,其对不同的生物处理系统有不同的影响. 本文研究了 DO 对悬浮污泥及生物膜系统短程硝化效果的影响,并利用高通量测序技术分析了微生物群落结构变化. 结果表明,对于悬浮污泥系统,当 DO 从 $0.25 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 增加到 $0.50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,氨氧化速率(AOR)从 $18.08 \text{ mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{h})^{-1}$ 升高至 $30.27 \text{ mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{h})^{-1}$;当曝气继续增加,DO 达到 $3.00 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,仅运行 14 d,进水氨氮($\text{NH}_4^+\text{-N}$)基本全部转化为硝酸盐氮($\text{NO}_3^-\text{-N}$),且通过降低 DO 来恢复短程硝化效果需 77 d,恢复过程缓慢. 对于生物膜系统,DO 由 $2.50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 上升到 $3.00 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的过程中,AOR 稳定在 $11.50 \sim 13.50 \text{ mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{h})^{-1}$,当 DO 为 $3.00 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,80 d 的运行结果显示,出水中氨氮与亚硝酸盐氮($\text{NO}_2^-\text{-N}$)的比值可长期稳定在 $1:1.2 \sim 1:1.7$,基本满足 ANAMMOX 工艺进水要求. 微生物群落结构分析结果表明,悬浮污泥系统在 DO 从 $0.25 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 增加到 $3.00 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的过程中,主要氨氧化菌(AOB)菌属 *Nitrosomonas* 丰度由 10.07% 增长至 18.64%. 当 DO 为 $3.00 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,生物膜系统中 *Nitrosomonas* 菌属丰度与悬浮污泥系统相近为 20.43%,且生物膜系统富集了 0.78% 的 ANAMMOX 菌属 *Candidatus_Kuenenia*. 综上,生物膜系统内 DO 的变化受曝气量影响较小,短程硝化效果受 DO 影响较小,短程硝化速率更稳定,更适合作为 ANAMMOX 脱氮工艺的前处理单元.

关键词: 短程硝化;溶解氧(DO);生物膜;高通量测序;氨氧化菌

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2019)12-5430-08 DOI: 10.13227/j.hjxx.201906147

Effect of Dissolved Oxygen on Partial Nitrification of Suspended and Attached Growth Systems

WANG Si-yu, LIU Ling-jie, WANG Fen*, JI Min

(School of Environmental Science and Engineering, Tianjin University, Tianjin 300350, China)

Abstract: Dissolved oxygen (DO) is an important factor in controlling the partial nitrification process, and it has different effects on different biological treatment systems. The effect of different DO on performances of the partial nitrification process in suspended and attached growth systems, and the changes of microbial community structure by high-throughput sequencing technology were all investigated. The results showed that for a suspended sludge system, the ammonia oxidation rate (AOR) increased from $18.08 \text{ mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{h})^{-1}$ to $30.27 \text{ mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{h})^{-1}$ when the DO increased from $0.25 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ to $0.50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. The ammonia nitrogen ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) in influent was completely changed into nitrate-nitrogen ($\text{NO}_3^-\text{-N}$) after a 14-day operation; when the DO was kept at $3.00 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, it needed 77 days to restore the short-cut nitrification effect by reducing DO. In the attached growth system, the AOR was maintained within a narrow range of $11.50 \sim 13.50 \text{ mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{h})^{-1}$ when DO increased from $2.50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ to $3.00 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. When DO was at $3.00 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, the ratio of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ to nitrite nitrogen ($\text{NO}_2^-\text{-N}$) in the effluent was maintained within $1:1.2$ to $1:1.7$ through investigating the results from an 80 day operation, and the ratio could meet the influent requirement of the anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX) process. Microbial community structure analysis indicated that the abundance of the *Nitrosomonas* genus belonging to ammonia-oxidizing bacteria (AOB) increased from 10.07% to 18.64% when the DO increased from $0.25 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ to $3.00 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ in a suspended sludge system; the abundance of the *Nitrosomonas* genus in the biofilm system was 20.43% and that of the *Candidatus_Kuenenia* genus was 0.78% when DO was $3.00 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Conclusively, the biofilm system could be used as a pretreatment unit for the ANAMMOX process, because the partial nitrification process was less affected by DO and the partial nitrification rate was more stable.

Key words: partial nitrification; dissolved oxygen (DO); biofilm; high-throughput sequencing; ammonia-oxidizing bacteria

厌氧氨氧化(ANAMMOX)工艺是一种高效、经济的自养脱氮工艺^[1]. 工艺进水要求氨氮($\text{NH}_4^+\text{-N}$)与亚硝氮($\text{NO}_2^-\text{-N}$)的理论质量比为 $1:1.32$ 左右. 为将 ANAMMOX 工艺成功应用于实际污水处理中,须将进水中 50% 左右的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 部分氧化为 $\text{NO}_2^-\text{-N}$. 目前,控制溶解氧(DO)、温度、游离氨(FA)、游离亚硝酸(FNA)、污泥停留时间(SRT)等可以实现和维持 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的积累^[2-6]. 其中由于氨氧化菌(AOB)和亚硝酸盐氧化菌(NO₂)对氧的亲亲和常数分别为 $0.3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $1.1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ^[7],控制合适的 DO 水平,可以

有效抑制 NOB 生长,实现短程硝化.

有研究表明,对于悬浮污泥系统,DO 控制在 $1.20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下可实现短程硝化. Chen 等^[8] 在 DO 为 $0.30 \sim 0.50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 实现了较高的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 积累;解庆林等^[9] 在 DO 为 $0.80 \sim 1.20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的条件下实现了 95% 的 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 积累

收稿日期: 2019-06-19; 修订日期: 2019-07-16

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2017ZX07106)

作者简介: 王嗣禹(1993~),男,硕士研究生,主要研究方向为污水自养脱氮,E-mail:wangsiyu9310@163.com

* 通信作者,E-mail:wangfen@tju.edu.cn

率;Cui 等^[10]在 DO 为 0.10~0.60 mg·L⁻¹的条件下实现短程硝化. 同时,吴春雷等^[11]也发现在 DO 为 2.00~2.50 mg·L⁻¹条件下,难以实现短程硝化. 对于附着生长的生物膜系统,可在较高的 DO 水平下实现短程硝化. Kong 等^[12]在 DO 为 1.25 mg·L⁻¹的塑料填料生物膜 SBR 反应器中实现了短程硝化,出水中 NH₄⁺-N:NO₂⁻-N 长期维持在 1:1;孙艺齐等^[13]在 DO 为 6.50 mg·L⁻¹的条件下实现了半短程硝化,并认为其更适合处理 NH₄⁺-N 为 500 mg·L⁻¹以上的高氨氮废水.

虽然研究者在通过控制 DO 浓度来抑制 NOB 生长^[14~16],以维持短程硝化系统长期稳定运行方面进行了研究,但结果相差较大. 之前的研究基本都需要通过严格控制 DO 以获得稳定短程硝化反应,方可满足 ANAMMOX 工艺进水要求. 然而由于 DO 的严格控制需要精准的曝气控制,这增加了污水厂运行操作难度,限制了短程硝化工艺的实际应用.

本文研究 DO 变化对悬浮与附着生长短程硝化工艺长期运行效果影响,分析悬浮与附着生长工艺作为 ANAMMOX 工艺进水预处理单元的可行性,并采用高通量测序技术对悬浮与附着生长短程硝化系统进行微生物群落结构分析,以期短程硝化工艺城市污水应用于 ANAMMOX 工艺进水预处理单元提供实践基础.

1 材料与方法

1.1 试验装置

本试验 SBR 装置为两套相同的有机玻璃圆柱体,有效容积为 8 L(内径 24 cm,高 20 cm),通过水浴控制反应器内的温度为(30±1)℃. 生物膜反应器内装填涤纶和聚丙烯组成的螺旋纤维固定填料(比表面积 5 000 m²·m⁻³),填充率为 50%.

1.2 接种污泥与试验用水

接种污泥取自天津某污水处理厂的二沉池回流污泥,该污水厂采用 A²/O 工艺处理城市生活污水. 接种污泥浓度(MLSS)为 3 000 mg·L⁻¹.

本试验用水为人工配水,向自来水添加适量的 NH₄Cl 和 NaHCO₃,进水主要水质指标为 NH₄⁺-N:(250±30)mg·L⁻¹、NO₃⁻-N:0~2 mg·L⁻¹、NO₂⁻-N:0~2 mg·L⁻¹、碱度(NaHCO₃计):2 000~2 500 mg·L⁻¹(控制 pH 为 8.00~8.20).

1.3 装置启动与运行

两 SBR 装置运行参数如下:进水 30 min,反应 12 h(期间曝气 1 h,闭曝 1 h 循环进行),静沉 60 min,排水 30 min. 反应器体积交换比为 50%. 曝气过程中,通过可调节空气流量的转子流量计[双环

LZB-3WB(F)]改变曝气量大小调节 DO 浓度.

悬浮污泥 SBR 装置启动阶段控制曝气时 DO 为 0.15~0.25 mg·L⁻¹,FA 为 25 mg·L⁻¹,历时约 20 d,亚硝化率(NAR)达到 90%以上,短程硝化启动成功.

生物膜 SBR 装置启动阶段控制曝气时 DO 为 0.80~1.40 mg·L⁻¹,经 12 d 运行,NAR 达到 90%以上,短程硝化启动成功.

1.4 常规分析项目及方法

进出水水样经 0.45 μm 滤膜过滤后,取滤液采用国标方法测试^[17]各项指标. NH₄⁺-N 采用纳氏试剂分光光度法,硝态氮(NO₃⁻-N)采用紫外分光光度法,NO₂⁻-N 采用 N-(1-萘基)-乙二胺光度法,污泥浓度(MLSS)按重量法监测. DO 采用便携式溶氧仪测定(HQ30d, HACH)、pH 值采用在线设备检测仪(6309PDT, JENCO). 总氮(TN)为 NH₄⁺-N、NO₃⁻-N 与 NO₂⁻-N 的总和.

短程硝化的启动以亚硝化率(NAR,%)来表征 NH₄⁺-N 转化为 NO₂⁻-N 的比例^[18]:

$$NAR = \frac{[NO_2^- - N]}{[NO_2^- - N] + [NO_3^- - N]} \times 100\% \quad (1)$$

式中,[NO₂⁻-N]和[NO₃⁻-N]分别为反应周期结束时,反应器内 NO₂⁻-N 和 NO₃⁻-N 的浓度(mg·L⁻¹).

游离氨(FA,mg·L⁻¹)由下列公式计算,

$$FA = \frac{17}{24} \times \frac{[NH_4^+ - N] \times 10^{pH}}{10^{pH} + \exp\left(\frac{6344}{273 + T}\right)} \quad (2)$$

式中,[NH₄⁺-N]为反应器内 NH₄⁺-N 的浓度(mg·L⁻¹),T 为反应器内温度(℃),pH 为混合液酸碱度.

以氨氧化速率[AOR,mg·(L·h)⁻¹]来表示 AOB 的理论活性^[19],

$$AOR = \frac{NH_4^+ - N_{eff} - NH_4^+ - N_{inf}}{HRT} - \frac{(TN_{eff} - TN_{inf})/2.04}{HRT} \quad (3)$$

式中,NH₄⁺-N_{inf}和 TN_{inf}分别为反应器进水的 NH₄⁺-N 和 TN 的浓度(mg·L⁻¹),NH₄⁺-N_{eff}和 TN_{eff}分别为反应结束时反应器内的 NH₄⁺-N 和 TN 的浓度(mg·L⁻¹),HRT 为反应结束时的水力停留时间(h).

以亚硝酸盐氧化速率[NOR,mg·(L·h)⁻¹]来表示 NOB 的理论活性^[19],

$$NOR = \frac{NO_3^- - N_{eff} - NO_3^- - N_{inf}}{HRT} - \frac{(TN_{eff} - TN_{inf})/2.04 \times 0.26}{HRT} \quad (4)$$

式中, $\text{NO}_3^- \text{-N}_{\text{in}}$ 和 TN_{in} 分别为反应器进水的 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 和 TN 的浓度 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$), $\text{NO}_3^- \text{-N}_{\text{eff}}$ 和 TN_{eff} 分别为反应结束时反应器内的 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 和 TN 的浓度 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$), HRT 为反应结束时的水力停留时间 (h).

1.5 微生物取样及测序流程

分别在运行第 50 d ($\text{DO} = 0.25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)、70 d ($\text{DO} = 0.50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 和 80 d ($\text{DO} = 3.00 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 的沉淀阶段取悬浮污泥样品, 运行第 70 d ($\text{DO} = 3.00 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 沉淀阶段取反应器中部的挂膜填料作为生物膜样品.

采用 CTAB 方法提取各个样本的基因组 DNA, 无菌水稀释样本至 $1 \text{ ng} \cdot \mu\text{L}^{-1}$. 使用带 Barcode 的特异引物 (515F 和 806R) 对 16S rRNA V4 区进行扩增, 使用 New England Biolabs 公司的 Phusion® High-Fidelity PCR Master Mix with GC Buffer 和高效高保真酶进行 PCR.

使用 TruSeq® DNA PCR-Free Sample Preparation Kit 文库试剂盒进行文库构建, 构建好的文库经过 Qubit 和 Q-PCR 定量, 使用 HiSeq2500 PE250 (北京诺禾致源科技股份有限公司) 进行测序. 对所有样本的全部有效的 Tags 进行聚类, 默认以 97% 的一致性将

序列聚类成为 OTUs (operational taxonomic units), 对 OTUs 代表序列进行物种注释, 分析样品多样性以及群落结构.

2 结果与讨论

2.1 DO 变化对悬浮生长污泥 SBR 系统短程硝化效果的影响

2.1.1 悬浮生长污泥 SBR 运行效果

在 190 d 内悬浮生长污泥 SBR 系统短程硝化的运行效果如图 1 所示. 从中可知, 在进水 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 浓度为 $(250 \pm 30) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 曝气阶段 DO 为 $0.25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $0.50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 系统 NAR 保持在 89% 以上, 短程硝化效果较好. 在 20 ~ 75 d 的运行过程中, 反应出水中 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 为 $200 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右, $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 为 $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右, 同时生成 $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右的 $\text{NO}_3^- \text{-N}$. 悬浮生长污泥系统的 DO 受曝气量变化影响大, 当曝气量从 $0.4 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$ 增长到 $0.6 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$, DO 从 $0.25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 增加到 $0.50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 当曝气量继续增加到 $0.8 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$ 时, DO 上升到 $3.00 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 此曝气条件下, 反应器 $\text{NAR} \geq 80\%$ 保持了 7 d, 之后 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 累积量逐渐减少, $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 累积量逐渐增加, 14 d 后出水几乎均为 $\text{NO}_3^- \text{-N}$, $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 积累现象消失.

图 1 悬浮污泥 SBR 系统中进出水中氮随 DO 的变化

Fig. 1 Changes of influent and effluent nitrogen with DO in a suspended sludge SBR system

系统转化为完全硝化系统后, 降低曝气量至 $0.8 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$, 进行短程硝化效果的恢复试验, 发现系统恢复短程硝化效果缓慢, 约 77 d 后 $\text{NAR} \geq 80\%$, 系统重新恢复为短程硝化系统. 可见, 悬浮生

长的短程硝化系统 DO 受曝气量影响较大, 曝气量小幅增加, DO 就会急剧上升, 系统会转化为完全硝化系统, 并且恢复短程硝化效果的时间较长, 若其作为 ANAMMOX 的前处理工艺需要对曝气量及系统

内 DO 进行严格监控.

2.1.2 悬浮生长污泥 SBR 在不同曝气量的 DO 工况下一周期运行效果

对曝气量分别为 $0.4 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ ($\text{DO} = 0.25 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)、 $0.6 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ ($\text{DO} = 0.50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) 和 $0.8 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ ($\text{DO} = 3.00 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) 时 (以硝化反应结束前的曝气阶段 DO 计) 的一个典型 SBR 周期内的氮指标及 pH、DO 进行监测, 结果如图 2 所示.

当曝气量为 $0.4 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ ($\text{DO} = 0.25 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)

图2 在不同曝气量的 DO 工况下, 一个周期内悬浮生长污泥系统出水氮及 pH、DO 变化

Fig. 2 Changes of nitrogen, pH, and DO in effluent of a suspended sludge system in one cycle with different DO from different aeration rate

当曝气量为 $0.6 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ ($\text{DO} = 0.50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) 时, 一周周期反应器内 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 由 $116 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 降至 $19 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 见图 2 (b2). 每小时平均 AOR 增加到 $30.27 \text{ mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{h})^{-1}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 累积率为 90% 左右, NOR 从曝气阶段 DO 为 $0.25 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时的 $1.86 \text{ mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{h})^{-1}$ 增长到 $3.96 \text{ mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{h})^{-1}$ 左右. 通过图 2 (b1) 可见, 当反应进行到 6 h 左右时 DO 自 $0.50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 突跃至 $7.00 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 此时反应器内 pH 大约为 7.0 左右, 硝化反应结束. pH 低于 6.6 时短程硝化反应被完全抑制^[20], 原因可能为基质和碱度不足导致硝化反应停止.

当曝气量为 $0.8 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ ($\text{DO} = 3.00 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) 时, 一周周期反应器内 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 由 $130 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 降至 $20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 见图 2 (c2). 每小时平均 AOR 降至 $23.73 \text{ mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{h})^{-1}$, 同时 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 由 $25 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 上升至 $59 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 每小时 NOR 升高至平均 $16.03 \text{ mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{h})^{-1}$. 通过图 2 (c1) 可见, 当反应进行到 8.5 h 时, DO 浓度逐渐上升到 $5.00 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, pH 降至 7.0, 此时, 短程硝化反应停止. DO 升高后, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 累积到 $60 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 随运行周期的增加, 其累积量越来越大, NAR 逐渐降低, 短程硝化反应不能

时, 一周周期反应器内 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 由 $158 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 降至 $57 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 见图 2 (a2). 每小时平均 AOR 约为 $18.08 \text{ mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{h})^{-1}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 累积率达 90%. 闭曝阶段, 反应停止, 氮指标没有变化. 在曝气阶段, 由于硝化过程消耗碱度, 导致该阶段 pH 随短程硝化反应的进行逐渐减小, 约下降了 0.5, 见图 2 (a1). 通过图 2 (a2) 中氮指标的变化可得, 控制 HRT 为 5 h, 可实现出水 $\text{NO}_2^-\text{-N}:\text{NH}_4^+\text{-N}$ 为 1:1, 满足 ANAMMOX 进水要求.

长期维持, 在 DO 升高 14 d 后悬浮生长 SBR 系统转化为完全硝化反应系统.

可见, 在 DO 为 $0.25 \sim 0.50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 悬浮生长的短程硝化污泥系统能够实现稳定的短程硝化反应, 但由于不同 DO 条件下 AOR 变化较大, 需要根据不同 DO 所对应的 AOR 水平, 进一步通过精确控制水中 DO 或 HRT 控制反应进程来满足 ANAMMOX 工艺的进水要求, 实现出水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}:\text{NO}_2^-\text{-N}$ 达到 1:1.32; DO 为 $3.00 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 悬浮生长污泥系统逐步转化为完全硝化反应系统, 出水几乎均为 $\text{NO}_3^-\text{-N}$, 不能满足 ANAMMOX 工艺的进水要求.

2.2 DO 变化对附着生长生物膜 SBR 系统短程硝化效果的影响

2.2.1 附着生长生物膜 SBR 运行效果

在 100 d 内附着生长生物膜 SBR 系统的短程硝化运行效果如图 3 所示. 在生物膜系统中, 曝气量变化引起的 DO 变化较小. 当曝气量由 $0.8 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ 增长到 $1.6 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ 的过程中, DO 仅由 $2.50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 增长到 $3.00 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 并且由图 3 可知, 系统短程硝化反应速率和效果受曝气量及 DO 变化的

图3 附着生长生物膜 SBR 系统中进出水中氮随 DO 的变化

Fig. 3 Changes of influent and effluent nitrogen with DO in a biofilm SBR system

影响很小,在进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度为 $(250 \pm 30) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,曝气阶段 DO 为 $2.50 \sim 3.00 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,附着生长生物膜 SBR 系统的出水 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 稳定在 $100 \sim 150 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右,生成 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的浓度为 $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,出水 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 与 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的比值稳定在 $1.2:1 \sim 1.7:1$ 。通过对反应器运行 80 d 的监测,结果表明在 DO 为 $2.50 \sim 3.00 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的工况下,生物膜工艺运行稳定,基本可满足 ANAMMOX 工艺的进水要求^[21]。

生物膜法因其独特的微生物种类梯度有利于形成适合的基质浓度梯度,从而可以增强对 DO 的抗冲击性能,并可以保护对 DO 敏感的微生物不受氧冲击损失和抑制^[22],在增加曝气量过程中,系统中

DO 水平更加稳定,且 AOB 活性稳定,反应速率均衡,可以省去 DO 精确调节控制的工作。

2.2.2 附着生长生物膜 SBR 在不同曝气量的 DO 工况下一周期运行效果

对曝气量分别为 $0.8 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$ ($\text{DO} = 2.50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)、 $1.2 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$ ($\text{DO} = 3.00 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)和 $1.6 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$ ($\text{DO} = 3.00 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)时,一个典型 SBR 反应周期内出水氮及 pH、DO 进行监测,结果如图 4 所示。

曝气量由 $0.8 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$ 增加至 $1.2 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$ 时,反应器内曝气阶段 DO 由 $2.50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 增长到 $3.00 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右,继续增加曝气量到 $1.6 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$ 的过

图4 在不同曝气量的 DO 工况下,一个周期内附着生长生物膜系统出水氮及 pH、DO 变化

Fig. 4 Changes of nitrogen, pH, and DO in effluent of the biofilm system in one cycle with different DO from different aeration rate

程中, DO 一直维持在 $3.00 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右, 见图 4 (a1)、4 (b1) 和 4 (c1). 当曝气量为 $0.8 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ ($\text{DO} = 2.50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) 时, 一周期反应器内的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 由 $155 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 降至 $95 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 见图 4 (a2); 当曝气量为 $1.2 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ ($\text{DO} = 3.00 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) 时, 一周期反应器内的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 由 $151 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 降至 $83 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 见图 4 (b2); 当曝气量为 $1.6 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ ($\text{DO} = 3.00 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) 时, 一周期反应器内的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 由 $135 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 降至 $64 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 见图 4 (c2). 曝气量变化过程中每小时平均 AOR 始终保持在 $11.50 \sim 13.50 \text{ mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{h})^{-1}$, 并未出现像悬浮污泥系统中 AOR 随 DO 的升高而急剧变化的现象, 且 NOR 始终低于 $1.20 \text{ mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{h})^{-1}$, NOB 的活性在整个过程中始终被抑制.

与悬浮生长污泥系统相比, 附着生长的生物膜系统由于生物膜氧传质效率的原因使得 AOR 较低^[22], 但十分稳定. 经 100 d 运行结果发现, 在 DO 为 $2.50 \sim 3.00 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 出水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}:\text{NO}_2^-\text{-N}$ 接近 1:1.32, 基本满足 ANAMMOX 工艺的进水要求. 总的来说, 附着生长系统对 DO 变化不敏感, 反应过程容易控制, 更适合作为 ANAMMOX 反应的前处理工艺.

2.3 不同 DO 条件下悬浮生长与附着生长系统的菌群分布特征

不同 DO 条件下, 悬浮生长污泥中相对丰度排名前 30 的微生物群落组成(属)相对百分比如图 5 所示. 悬浮生长污泥中氨氧化菌(AOB)的主要优势菌属为亚硝化单胞菌(*Nitrosomonas*)^[23]. 在 DO 为 0.25、0.50 和 $3.00 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, *Nitrosomonas* 的丰度分别为 10.07%、13.96% 和 18.64%, 当 DO 升高时, 其丰度逐渐升高. DO 为 $0.25 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 0.50

$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, AOR 从 $18.08 \text{ mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{h})^{-1}$ 升高至 $30.27 \text{ mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{h})^{-1}$, DO 升高至 $3.00 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, AOR 下降至 $23.73 \text{ mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{h})^{-1}$, 说明 DO 增加虽有利于 *Nitrosomonas* 的增长, 但可能对 AOB 的活性有所抑制导致 AOR 下降. 另有研究认为 *Hyphomicrobium* 菌属的丰度与硝化性能密切相关并成正相关的趋势^[24]. 本研究中 *Hyphomicrobium* 丰度也呈现出与短程硝化效果有一定相关性. 在 DO 为 0.25、0.50 和 $3.00 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 系统中 *Hyphomicrobium* 菌属的丰度分别为 2.55%、3.02% 和 0.92%, 可以看出, DO 低于 $0.50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, *Hyphomicrobium* 菌属丰度增加, 短程硝化效果改善, 而当 DO 上升至 $3.00 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, *Hyphomicrobium* 丰度下降到 0.92%, 短程硝化效果恶化, 系统转变为完全硝化系统.

由于曝气阶段 DO 为 $3.00 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 生物膜系统依然可维持短程硝化的效果, 然而悬浮生长污泥系统不可维持短程硝化, 因此比较了在该 DO 下两系统微生物群落分布的差异. 当曝气阶段 DO 为 $3.00 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 悬浮污泥反应器与生物膜反应器中微生物群落组成(属)相对百分比如图 6 所示. 其中 AOB 菌属 *Nitrosomonas* 在悬浮污泥反应器与生物膜反应器中的相对丰度分别为 18.64% 和 20.43%, 生物膜反应器中 *Nitrosomonas* 的丰度略高于悬浮污泥反应器, 但可能受限于生物膜中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 基质的传质效率, 生物膜系统的平均 AOR 仅为 $12.87 \text{ mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{h})^{-1}$, 然而此时, 悬浮污泥系统平均 AOR 达到 $23.73 \text{ mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{h})^{-1}$.

悬浮污泥反应器与生物膜反应器中均发现了 *Candidatus_Kuenenia*, 其是一种 ANAMMOX 菌^[25], 在悬浮污泥中的丰度仅为 0.05%, 而在生物膜反应器中的丰度为 0.78%, 可见生物膜环境更有利于

图 5 不同 DO 情况下悬浮生长污泥微生物群落组成(属)相对丰度

Fig. 5 Relative abundances of microbial community composition at the genus level of suspended sludge under different DO conditions

图 6 DO 为 3.00 mg·L⁻¹时,悬浮生长与附着生长系统微生物群落组成(属)相对丰度

Fig. 6 Relative abundances of microbial community composition at the genus level of suspended sludge and biofilm systems under DO of 3.00 mg·L⁻¹

ANAMMOX 菌的增殖^[26].

3 结论

(1) 悬浮污泥系统内 DO 水平受曝气量变化影响较大,当曝气量由 0.4 L·min⁻¹ 增加到 0.6 L·min⁻¹ 时,DO 由 0.25 mg·L⁻¹ 增加到 0.50 mg·L⁻¹,且曝气量继续增加到 0.8 L·min⁻¹ 时,DO 会大幅上升至 3.00 mg·L⁻¹. 生物膜系统内的 DO 水平受曝气量变化影响较小,曝气量由 0.8 L·min⁻¹ 增长到 1.6 L·min⁻¹ 的过程中,DO 仅由 2.50 mg·L⁻¹ 增长到 3.00 mg·L⁻¹.

(2) 对于悬浮污泥工艺系统,DO 从 0.25 mg·L⁻¹ 增加到 0.50 mg·L⁻¹ 时,AOR 从 18.08 mg·(L·h)⁻¹ 升高至 30.27 mg·(L·h)⁻¹. DO 达到 3.00 mg·L⁻¹ 时,仅 14 d,系统出水就全部转化为硝酸盐氮(NO₃⁻-N). 通过降低 DO 进行恢复短程硝化效果,恢复时间需 77 d. 对于生物膜工艺系统,DO 由 2.50 mg·L⁻¹ 上升到 3.00 mg·L⁻¹ 的过程中,AOR 稳定在 11.50 ~ 13.50 mg·(L·h)⁻¹,DO 为 3.00 mg·L⁻¹ 时,80 d 运行结果表明,出水中氨氮与亚硝酸盐氮的比值可长期稳定在 1:1.2 ~ 1:1.7. 可见,生物膜系统受 DO 变化影响小,工艺运行稳定性高,其更适合作为 ANAMMOX 的前处理单元.

(3) 对于悬浮污泥系统,AOB 菌属 *Nitrosomonas* 丰度随曝气量增加而增加. DO 为 3.00 mg·L⁻¹ 时,悬浮污泥系统和生物膜系统富集的 *Nitrosomonas* 菌属丰度接近,分别为 18.64% 和 20.43%. DO 为 3.00 mg·L⁻¹ 时,ANAMMOX 菌属 *Candidatus_Kuenenia* 在悬浮污泥中的丰度为 0.05%,生物膜反应器中丰度为 0.78%,生物膜系统更有利于 ANAMMOX 菌的增殖.

参考文献:

- [1] Okabe S, Oshiki M, Takahashi Y, et al. Development of long-term stable partial nitrification and subsequent anammox process [J]. *Bioresource Technology*, 2011, **102**(13): 6801-6807.
- [2] Guo J H, Peng Y Z, Huang H J, et al. Short- and long-term effects of temperature on partial nitrification in a sequencing batch reactor treating domestic wastewater [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2010, **179**(1-3): 471-479.
- [3] 杨庆, 杨玉兵, 杨忠启, 等. 溶解氧对短程硝化稳定性及功能菌群的影响 [J]. *中国环境科学*, 2018, **38**(9): 3328-3334.
Yang Q, Yang Y B, Yang Z Q, et al. Effect of dissolved oxygen on the stability and functional microbial communities of the partial nitrification [J]. *China Environmental Science*, 2018, **38**(9): 3328-3334.
- [4] 孙洪伟, 尤永军, 赵华南, 等. 游离氨对硝化菌活性的抑制及可逆性影响 [J]. *中国环境科学*, 2015, **35**(1): 95-100.
Sun H W, You Y J, Zhao H N, et al. Inhibitory effect of free ammonia on the activity of nitrifying bacteria and recoverability [J]. *China Environmental Science*, 2015, **35**(1): 95-100.
- [5] Soliman M, Eldyasti A. Ammonia-oxidizing bacteria (AOB): opportunities and applications—a review [J]. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 2018, **17**(2): 285-321.
- [6] 孙洪伟, 于雪, 高宇学, 等. 游离氨(FA)对氨氧化菌(AOB)活性抑制动力学试验 [J]. *环境科学*, 2018, **39**(9): 4294-4301.
Sun H W, Yu X, Gao Y X, et al. Inhibitory kinetics of free ammonia (FA) on ammonia-oxidizing bacteria (AOB) [J]. *Environmental Science*, 2018, **39**(9): 4294-4301.
- [7] Wei D, Ngo H H, Guo W S, et al. Partial nitrification granular sludge reactor as a pretreatment for anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX): Achievement, performance and microbial community [J]. *Bioresource Technology*, 2018, **269**: 25-31.
- [8] Chen Z G, Wang X J, Yang Y Y, et al. Partial nitrification and denitrification of mature landfill leachate using a pilot-scale continuous activated sludge process at low dissolved oxygen [J]. *Bioresource Technology*, 2016, **218**: 580-588.
- [9] 解庆林, 李小霞, 李艳红, 等. SBR 反应器内短程硝化系统快速启动及影响因素研究 [J]. *环境科学与技术*, 2009, **32**(2): 134-137.

- Xie Q L, Li X X, Li Y H, *et al.* Startup and factors affecting of partial nitrification in sequencing batch reactor [J]. *Environmental Science & Technology*, 2009, **32**(2): 134-137.
- [10] Cui H H, Zhang L, Zhang Q, *et al.* Stable partial nitrification of domestic sewage achieved through activated sludge on exposure to nitrite [J]. *Bioresource Technology*, 2019, **278**: 435-439.
- [11] 吴春雷, 荣懿, 刘晓鹏, 等. 基于分区供氧与溶解氧调控的低 C/N 比污水短程硝化反硝化 [J]. *环境科学*, 2019, **40**(5): 2310-2316.
- Wu C L, Rong Y, Liu X P, *et al.* Partial nitrification and denitrification of low C/N ratio sewage based on zoning oxygen and dissolved oxygen control [J]. *Environmental Science*, 2019, **40**(5): 2310-2316.
- [12] Kong Q, Zhang J, Miao M S, *et al.* Partial nitrification and nitrous oxide emission in an intermittently aerated sequencing batch biofilm reactor [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2013, **217**: 435-441.
- [13] 孙艺齐, 卞伟, 李军, 等. 15°C SBBR 短程硝化快速启动和稳定运行性能 [J]. *环境科学*, 2019, **40**(5): 2326-2332.
- Sun Y Q, Bian W, Li J, *et al.* Partial nitrification fast start-up and stable performance of 15°C SBBR [J]. *Environmental Science*, 2019, **40**(5): 2326-2332.
- [14] 付昆明, 廖敏辉, 周厚田, 等. 降温过程中生物膜 CANON 反应器的运行特征 [J]. *环境科学*, 2019, **40**(3): 1412-1418.
- Fu K M, Liao M H, Zhou H T, *et al.* Operation characteristics of the biofilm CANON reactor during the temperature reduction process [J]. *Environmental Science*, 2019, **40**(3): 1412-1418.
- [15] Laurenzi M, Falàs P, Robin O, *et al.* Mainstream partial nitrification and ANAMMOX: long-term process stability and effluent quality at low temperatures [J]. *Water Research*, 2016, **101**: 628-639.
- [16] 刘安迪, 赵凯亮, 刘宏, 等. 不同控制策略下短程硝化启动及运行工况优化 [J]. *环境科学*, 2019, **40**(10): 4569-4577.
- Liu A D, Zhao K L, Liu H, *et al.* Short-cut nitrification start-up and optimization of operating conditions under different control strategies [J]. *Environmental Science*, 2019, **40**(10): 4569-4577.
- [17] 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.
- [18] 付昆明, 周厚田, 苏雪莹, 等. 生物膜短程硝化系统的恢复及其转化为 CANON 工艺的过程 [J]. *环境科学*, 2017, **38**(4): 1536-1543.
- Fu K M, Zhou H T, Su X Y, *et al.* Short-cut nitrification recovery and its transformation into CANON process in a biofilm reactor [J]. *Environmental Science*, 2017, **38**(4): 1536-1543.
- [19] Yue X, Yu G P, Lu Y Q, *et al.* Effect of dissolved oxygen on nitrogen removal and the microbial community of the completely autotrophic nitrogen removal over nitrite process in a submerged aerated biological filter [J]. *Bioresource Technology*, 2018, **254**: 67-74.
- [20] 彭永臻, 李璐凯, 李夕耀, 等. 不同 pH 值及碱性物质对短程硝化的影响 [J]. *北京工业大学学报*, 2017, **43**(10): 1554-1562.
- Peng Y Z, Li L K, Li X Y, *et al.* Influence of pH and alkaline substances on shortcut nitrification [J]. *Journal of Beijing University of Technology*, 2017, **43**(10): 1554-1562.
- [21] 安芳娇, 黄剑明, 黄利, 等. 基质比对厌氧氨氧化耦合反硝化脱氮除碳的影响 [J]. *环境科学*, 2018, **39**(11): 5058-5064.
- An F J, Huang J M, Huang L, *et al.* Effect of substrate ratio on removal of nitrogen and carbon using anaerobic ammonium oxidation and denitrification [J]. *Environmental Science*, 2018, **39**(11): 5058-5064.
- [22] Rittmann B E. Biofilms, active substrata, and me [J]. *Water Research*, 2018, **132**: 135-145.
- [23] Wahman D G, Speitel G E Jr. Hydroxylamine addition impact to *Nitrosomonas europaea* activity in the presence of monochloramine [J]. *Water Research*, 2015, **68**: 719-730.
- [24] Fukushima T, Whang L M, Chen P C, *et al.* Linking TFT-LCD wastewater treatment performance to microbial population abundance of *Hyphomicrobium* and *Thiobacillus* spp. [J]. *Bioresource Technology*, 2013, **141**: 131-137.
- [25] Xu X C, Qiu L Y, Wang C, *et al.* Achieving mainstream nitrogen and phosphorus removal through Simultaneous partial Nitrification, ANAMMOX, Denitrification, and Denitrifying Phosphorus Removal (SNADPR) process in a single-tank integrative reactor [J]. *Bioresource Technology*, 2019, **284**: 80-89.
- [26] 杨岚, 彭永臻, 李健伟, 等. 缺氧 MBBR 耦合部分厌氧氨氧化强化城市生活污水深度脱氮 [J]. *环境科学*, 2019, **40**(8): 3668-3674.
- Yang L, Peng Y Z, Li J W, *et al.* Advanced denitrification of municipal wastewater achieved via partial ANAMMOX in anoxic MBBR [J]. *Environmental Science*, 2019, **40**(8): 3668-3674.

CONTENTS

Concentration Characteristics and Assessment of Model-Predicted Results of PM _{2.5} in the Beijing-Tianjin-Hebei Region in Autumn and Winter	ZHU Yuan-yuan, GAO Yu-xiao, LIU Bing, <i>et al.</i> (5191)
Chemical Composition Characteristics and Source Apportionment of PM _{2.5} During the Heating Period of 2016-2017 in the Eastern Part of the North China Plain	ZHANG Yi-qin, WANG Jie, GAO Jian, <i>et al.</i> (5202)
Change in Characteristics of Pollution Gas and Water-soluble Ions at Different Development Stages of Haze	WANG Zhen-bin, LIU An-kang, LU Wen, <i>et al.</i> (5213)
Exposure Levels, Sources, and Health Risks of Heavy Metal Components of PM _{2.5} in Housewives in Rural Shanghai	LUO Ran-ran, DAI Hai-xia, ZHANG Yun-hui, <i>et al.</i> (5224)
Measuring the Condensable Particle Matter from a Stationary Source	JIANG Jing-kun, DENG Jian-guo, WANG Gang, <i>et al.</i> (5234)
Volatile Organic Compound Emission Characteristics of Furniture Manufacturing Enterprises and the Influence on the Atmospheric Environment	ZHANG Jia-mi, ZENG Chun-ling, LIU Rui-yuan, <i>et al.</i> (5240)
VOCs Emission Inventory and Impact Range Simulation of Antibiotic Enterprises	ZHU Tao, LÜ Yi-rong, BIAN Wen-jing, <i>et al.</i> (5250)
Effects of Vehicle Emissions on Heavy Metals and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Pollution in Road Dust in Xinxiang	LI Qi-lu, WU Jin-tao, ZHANG Ying, <i>et al.</i> (5258)
Pollution Characteristics and Exposure Risk Assessment of Perfluoroalkyl Substances in Road Dust, Chengde	FANG Shu-hong, ZHU He-xiang, YE Zhi-xiang, <i>et al.</i> (5265)
Characteristics of Stable Isotopes and Analysis of Water Vapor Sources of Precipitation at the Northern Slope of the Qilian Mountains	ZHANG Bai-juan, LI Zong-xing, WANG Yu, <i>et al.</i> (5272)
Occurrence Characteristics and Risk Assessment of Antibiotics in Source Water of the Nanjing Reach of the Yangtze River	FENG Meng-juan, ZHANG Qin, SONG Ning-hui, <i>et al.</i> (5286)
Effects of Different Coagulants on Co-manganese Oxides Filter Media for Removing Ammonium and Manganese from Surface Water in Summer and Autumn	CHENG Li-jie, HUNAG Ting-lin, CHENG Ya, <i>et al.</i> (5294)
Disinfection By-products and the Relevant Health Risk in the Water Supply System in H City of Zhejiang Province	LIU Jun-ping, YU Jian-quan, LI Qing-song, <i>et al.</i> (5302)
Absorption and Fluorescence Spectra of Dissolved Organic Matter in Rivers of the Three Gorges Reservoir Area Under the Background of Urbanization	CHEN Zhao-yu, LI Si-yue (5309)
Characteristics of Chromophoric Dissolved Organic Matter (CDOM) in Natural Rivers of Western Sichuan Plateau	LIU Yan-yang, SUN Hui, LIU Chen, <i>et al.</i> (5318)
Characteristics of Nitrogen and Phosphorus Losses and Runoff in a Typical Purple Soil Watershed in the Three Gorges Reservoir Area	CAO Rui-xia, LIU Jing, DENG Kai-kai, <i>et al.</i> (5330)
Responses of Riverine Phosphorus Exports to Land Use and Hydrological Regime in the Jiulong River Watershed	HUANG Ya-ling, TANG Li, HUANG Jin-liang, <i>et al.</i> (5340)
Effects of Land Use Types at Different Spatial Scales on Water Quality in Poyang Lake Wetland	FANG Na, LIU Ling-ling, YOU Qing-hui, <i>et al.</i> (5348)
Environmental Significance of Phosphorus Fractions of Phytoplankton-and Macrophyte-Dominated Zones in Taihu Lake	GENG Xue, WEN Shuai-long, SUN Pei-rong, <i>et al.</i> (5358)
Spatial Distribution and Pollution Evaluation of Carbon, Nitrogen, and Phosphorus in Sediments of Zhushan Bay at Taihu Lake	FANG Jia-qi, QI Chuang, ZHANG Xin-hou, <i>et al.</i> (5367)
Effect of Rainfall Intensity on the Content of Nitrogen and Phosphorus Components in Plateau Areas: A Case Study of the Fengyu River Watershed	LI Xiao-hong, LEI Qiu-liang, ZHOU Jiao-gen, <i>et al.</i> (5375)
Water Purification Effect and Saline-alkali Tolerance Improvement Mechanism of <i>Suaeda salsa</i> in the Estuary Area	WU Dan, SUN Ping, CHEN Guang-lin, <i>et al.</i> (5384)
Concentration-dependent Accumulation and Translocation of PFASs by Wetland Plant <i>Alisma orientale</i>	WANG Tuan-tuan, LI Bei-bei, WANG Sai, <i>et al.</i> (5394)
Occurrence of Denitrifying Dephosphatation in a Hybrid Constructed Wetland System and Its Stability	LIU Bing, ZHENG Yu-ming, LI Qing-fei, <i>et al.</i> (5401)
Comparison of the Control of Sedimentary Phosphorus Release Using Zirconium-, Lanthanum-, and Lanthanum/Zirconium-Modified Zeolites as Sediment Amendments	LIU Ting, ZHAO Yu-ying, LIN Jian-wei, <i>et al.</i> (5411)
Effect of Biochar Structure on Adsorption Characteristics of Ammonia Nitrogen	CHEN Mei, WANG Fang, ZHANG De-li, <i>et al.</i> (5421)
Effect of Dissolved Oxygen on Partial Nitrification of Suspended and Attached Growth Systems	WANG Si-yu, LIU Ling-jie, WANG Fen, <i>et al.</i> (5430)
Effects of Different Intermittent Aeration Strategies on the Start-up of SNAD Process	LI Dong, LIU Zhi-cheng, XU Gui-da, <i>et al.</i> (5438)
Operational Performance and Microbiological Characteristics of an Iron-Salt Denitrification Reactor in Co-substrate Mode	WANG Ru, LIU Meng-yu, LIU Bing-yin, <i>et al.</i> (5446)
Effect of Step Aeration on a Municipal Sewage Aerobic Granular Sludge System	LI Dong, WEI Zi-qing, LAO Hui-mei, <i>et al.</i> (5456)
Improvement of the Dewaterability of Excess Activated Sludge with Mixed Yeasts by Degrading Extracellular Polymeric Substances	YU Xin-yi, XIANG Jin-hao, LIU Ying, <i>et al.</i> (5465)
Influence of Land Use Change on Ecosystem Service Value Based on GEE in the Beijing-Tianjin-Hebei Region from 1998 to 2018	LOU Pei-qing, FU Bo-lin, LIN Xing-chen, <i>et al.</i> (5473)
Assessment of Soil Quality in Coastal Tidal Flat Reclamation Areas Based on MDS-TOPSIS Model	XIE Xue-feng, PU Li-jie, ZHU Ming, <i>et al.</i> (5484)
Effect of Increasing Tidewater Inundation on Porewater Geochemistries and CO ₂ and CH ₄ Effluxes in the Tidal Freshwater Marshes of the Minjiang River Estuary, Southeast China	LI Jing, HUANG Jia-fang, LUO Min, <i>et al.</i> (5493)
Methane Emission Characteristics and Its Influencing Factors over Aquaculture Ponds	WANG Jiao, XIAO Wei, ZHANG Xiu-fang, <i>et al.</i> (5503)
Effect of Fertilization on Soil Respiration and Its Temperature Sensitivity in a Sorghum Field	YAN Jun-xia, ZHANG Yuan, JIAO Xiao-yan (5515)
Land Safety Zoning Method in High-Selenium and High-Cadmium Areas	WANG Rui, HOU Wan-ling, LI Yu-tong, <i>et al.</i> (5524)
Remediation Effects of Different Composite Materials on Cadmium-Contaminated Farmland Soil	CHEN Shu-lan, XU Chen-yang, GENG Zeng-chao, <i>et al.</i> (5531)
Hydrocalumite Passivation Effect and Mechanism on Heavy Metals in Different Cd-Contaminated Farmland Soils	WU Qiu-mei, LIU Gang, WANG Hui-feng, <i>et al.</i> (5540)
Effects of Different Land Use Types on Microbial Community Diversity in the Shizishan Mining Area	HUANG Jian, ZHU Xu-yan, LU Jin, <i>et al.</i> (5550)
Effects of Conversion of Forest to Arable Land on the Abundance and Structure of the <i>cblL</i> -Harboring Bacterial Community in Albic Soil of the Hilly Region of Northeast China	WANG Rui, WU Xian, LI Gang, <i>et al.</i> (5561)
Thoughts on and Construction of a Risk Management and Control System for Contaminated Sites in the Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area	CHANG Chun-ying, DONG Min-gang, DENG Yi-rong, <i>et al.</i> (5570)
Visualized Quantitative Research of Soil Pollution in the Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area	ZHANG Ning, ZHANG Sheng, YANG Hai-chao, <i>et al.</i> (5581)
Characteristics and Environmental Impacts of Materials Stored in Municipal Solid Waste Landfills: A Case Study of the Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area	MA Shi-jun, ZHOU Chuan-bin, YANG Guang, <i>et al.</i> (5593)
Heavy Metal Contamination and Migration in Correspondence of an Electroplating Site on the Hilly Lands of the Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area, China	HOU Wen-juan, GONG Xing, ZHAN Ze-bo, <i>et al.</i> (5604)
Pollution Characteristics and Migration of BTEX at a Chemical Contaminated Site in the Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area	DENG Yi-rong, LU Hai-jian, DONG Min-gang, <i>et al.</i> (5615)
Immobilization Impact of Goethite-Fulvic Acid Composites on Pb-Cd Contaminated Soil	LIU Qian-jun, LI Xiang, ZHOU Yang-mei, <i>et al.</i> (5623)
Mobilization of Heavy Metals in a Soil-Plant System and Risk Assessment in the Dabaoshan Mine Area, Guangdong Province, China	CHEN Jie-yi, LIU Guang-bo, CUI Jin-li, <i>et al.</i> (5629)
Calculation of the Soil Risk Control Value through a Hydrus-1D Model for Groundwater Protection	LIN Ting, LUO Fei, ZHU Yan, <i>et al.</i> (5640)
INDEX HUANJING KEXUE CONTENTS 2019, Vol. 40	(5659)