

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, 刘奎, 甄莹莹, 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 庞莉莉, 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, 赵奎乾, 王孟昊, 徐为标, 安静宇, 黄成 (1151)

参数选取对畜禽养殖业大气气排放的影响: 以长三角地区为例 张琪, 黄凌, 殷可佳, 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, 邵田田, 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, 吴向阳 (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 阙可聪, 谷孝涛, 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, 杨宗玥, 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, 沈根祥, 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, 刘志诚, 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 N₂O 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 As⁵⁺ 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, 韩甘, 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)

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^{1,2}, 许鑫鑫¹, 高茂鸿², 委燕², 彭永臻^{1*}

(1. 北京工业大学北京市污水脱氮除磷处理与过程控制工程技术研究中心, 城镇污水深度处理与资源化利用国家工程实验室, 北京 100124; 2. 海南大学生态与环境学院, 海口 570228)

摘要: 短程反硝化厌氧氨氧化是一种新型生物脱氮技术, 应用于城市污水深度脱氮有望大幅降低外碳源投加量. 本研究接种厌氧氨氧化污泥, 考察了短程反硝化厌氧氨氧化的深度脱氮性能与污泥特性. 结果表明, 接种厌氧氨氧化污泥可迅速启动短程反硝化厌氧氨氧化系统, 在进水 COD/TN 为 2.19 ± 0.08 时, 出水 TN 浓度为 $(4.82 \pm 1.84) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 实现了低碳源污水深度脱氮. 系统粒径大于 0.20 mm 的污泥占 86.16%, 污泥实现了颗粒化, 有助于厌氧氨氧化菌在系统内的有效持留. 将短程反硝化厌氧氨氧化深度脱氮应用于城市污水处理厂二沉池出水深度脱氮, 可降低外碳源投加量, 同时可降低污水处理厂硝化池耗氧量.

关键词: 城市污水; 短程反硝化; 厌氧氨氧化 (ANAMMOX); 深度脱氮; 颗粒污泥

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2020)03-1377-07 DOI: 10.13227/j.hjkk.201907135

Advanced Nitrogen Removal Characteristics of Low Carbon Source Municipal Wastewater Treatment via Partial-denitrification Coupled with ANAMMOX

MA Bin^{1,2}, XU Xin-xin¹, GAO Mao-hong², WEI Yan², PENG Yong-zhen^{1*}

(1. National Engineering Laboratory for Advanced Municipal Wastewater Treatment and Reuse Technology, Engineering Research Center of Beijing, Beijing University of Technology, Beijing 100124, China; 2. School of Ecology and Environment, Hainan University, Haikou 570228, China)

Abstract: Partial-denitrification coupled with ANAMMOX is a novel biological nitrogen removal technology, which is expected to significantly reduce the external carbon source dosage for advanced nitrogen removal from municipal wastewater. In this study, ANAMMOX sludge was inoculated to investigate advanced nitrogen removal performance and sludge characteristics in a partial-denitrification/ANAMMOX reactor. The results showed that inoculation of ANAMMOX sludge could quickly start the partial-denitrification/ANAMMOX reactor. The effluent total nitrogen concentrations were $(4.82 \pm 1.84) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ with a chemical oxygen demand of 2.19 ± 0.08 . Sludge particles larger than 0.20 mm accounted for 86.16% in the reactor. This meant that granular sludge was formed, which was conducive to good retention of ANAMMOX bacteria in the reactor. The external carbon source dosage and the oxygen requirement for nitrification can be reduced by applying partial-denitrification coupled with ANAMMOX to advanced nitrogen removal from the effluent of secondary clarifier in municipal wastewater treatment plants.

Key words: municipal wastewater; partial-denitrification; ANAMMOX; advanced nitrogen removal; granular sludge

为了控制污水中氮磷过量排放引起的水体富营养化, 我国近年来新建或升级了大量城市污水处理厂, 用于脱除城市污水中的氮磷, 从而使得污水中氮磷浓度达到排放标准. 随着我国经济生活水平的不断提高, 对环境质量要求不断提升, 使得城市污水总氮排放标准不断提高, 因此城市污水深度脱氮技术研究具有重要的现实意义.

城市污水处理厂二沉池出水总氮浓度一般为 $15 \sim 30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ^[1], 需要进一步深度处理以满足国家城镇污水处理厂排放标准 ($15 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, GB18918-2002), 或地方排放标准 (如北京地方标准 $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, DB11/890-2012) 等. 二沉池出水中总氮主要是 $\text{NO}_3^- \text{-N}$, 因此一般采用反硝化生物滤池技术进行脱氮^[2]. 在反硝化滤池中反硝化菌利用有机物作为电子供体, 将 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 还原为 $\text{NO}_2^- \text{-N}$, 再进一步还原

为 N_2 . 因为二沉池出水中可被反硝化菌利用的有机物非常有限, 所以需要投加外碳源, 使得碳源投加费用成为主要的反硝化滤池运营成本^[2].

厌氧氨氧化菌利用 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 作为电子供体, 以 CO_2 作为碳源, 将 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 还原为 N_2 , 这就为污水生物脱氮提供了新思路^[3~5]. 若城市污水处理厂二沉池出水中 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 先被反硝化菌还原为 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ (短程反硝化), 产生的 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 再被厌氧氨氧化菌还原为 N_2 (厌氧氨氧化反应, 无需有机碳源), 则可节省深度脱氮过程的外碳源需求量, 从而降低运行成

收稿日期: 2019-07-16; 修订日期: 2019-10-18

基金项目: 国家自然科学基金项目 (51868015); 海南省重点研发计划项目 (ZDYF2018241); 北京市教委科技计划一般项目 (KM201710005001)

作者简介: 马斌 (1982 ~), 男, 博士, 副研究员, 主要研究方向为污水处理及资源化, E-mail: mady7802@163.com

* 通信作者, E-mail: pyz@bjut.edu.cn

本^[6]. 在城市污水处理厂可将部分初沉池出水(含有机物和 NH_4^+ -N)与二沉池出水(含 NO_3^- -N)混合, 然后进行短程反硝化厌氧氨氧化处理, 则可实现二沉池出水低碳源深度脱氮的目的.

为了研究短程反硝化厌氧氨氧化深度脱氮, 本研究接种厌氧氨氧化污泥, 处理含有机物、 NH_4^+ -N和 NO_3^- -N的模拟初沉池出水与二沉池的混合污水, 考察启动阶段脱氮性能, 包括氮去除效果和去除速率; 随后提高进水负荷, 考察反应器氮去除速率; 同时为了理解反应器内氮转化途径, 对典型周期内氮转化情况进行了研究; 此外还考察了运行过程中污泥粒径与沉降性的变化; 基于上述研究结果对实现短程反硝化机理与关键因素进行了讨论, 并对城市污水处理厂二沉池出水应用短程反硝化厌氧氨氧化实现深度脱氮的工艺路线及优势进行了分析.

1 材料与方法

1.1 实验装置与运行

采用序批式反应器(SBR)作为短程反硝化厌氧氨氧化脱氮反应器(图1). 该反应器主体为有机玻璃材质, 内径15 cm, 高30 cm, 有效容积为4.8 L. 反应器外部包裹铝箔纸避光, 反应器壁设有进水口、出水口和取样口. 设有进水水箱, 原水通过进水泵进入反应器底部. 反应器设有在线检测DO、pH和温度的传感器; 设有电动阀控制反应器排水.

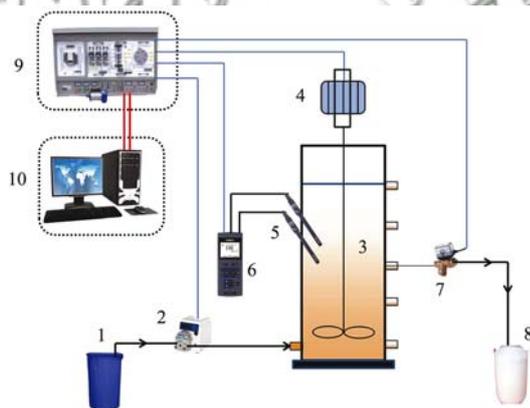
本实验共运行138个实验周期, 1~65个周期为实验启动阶段(阶段一), 66~138个周期为负荷提高阶段(阶段二). 每个周期运行时间如表1所示.

1.2 接种污泥及进水水质

本实验接种污泥来自本实验室在海绵填料上培

表1 SBR运行阶段
Table 1 Operation stages of SBR

阶段	周期	进水/min	搅拌/min	沉淀/min	出水/min	闲置/min
阶段一	1~48	10	430	30	10	240
	49~60	10	450	10	10	240
	61~65	10	455	5	10	240
阶段二	66~138	10	216	4	10	0



1. 进水桶; 2. 进水泵; 3. SBR反应器; 4. 搅拌器;
5. DO/pH探头; 6. DO/pH仪; 7. 电控阀门;
8. 出水桶; 9. PLC控制系统; 10. 计算机

图1 SBR反应器示意

Fig. 1 Schematic diagram of SBR

养的厌氧氨氧化生物膜, 使用之前将海绵填料反复挤压揉搓, 将生物膜变为肉眼可见的絮体状污泥, 用作本实验接种污泥. 接种厌氧氨氧化污泥浓度(MLSS)为 $1.79 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$, 接种体积为2.50 L, 污泥沉降比(SV) = 20%. 本实验进水水质采用模拟污水, 其水质指标如表2所示.

1.3 分析方法

COD采用快速消解分光光度仪[连华5B-3(C)]测定; NH_4^+ -N、 NO_2^- -N和 NO_3^- -N分别采用纳氏试剂光度法、N-(1-萘基)-乙二胺比色法和麝香草酚法测定^[7]; pH和温度采用德国WTW pH/oxi340i进行测定. MLSS采用滤纸称重法测定. 颗粒污泥粒径筛分采用湿式筛分法^[8]. 采用的筛子孔径分别为0.1、0.2、0.5和0.9 mm. 将颗粒污泥筛分为0~0.1、0.1~0.2、0.2~0.5、0.5~0.9和

表2 模拟污水水质指标

Table 2 Composition of synthetic wastewater

项目	COD / $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	NH_4^+ -N / $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	NO_2^- -N / $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	NO_3^- -N / $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	温度 / $^{\circ}\text{C}$	pH
范围	61.3~144.7	18.1~31.7	0~0.4	17.7~31.7	19.5~31.7	5.6~8.5

>0.9 mm 粒径范围.

2 结果与讨论

2.1 短程反硝化厌氧氨氧化深度脱氮系统启动阶段脱氮性能

在未接种短程反硝化污泥,只接种厌氧氨氧化污泥的情况下,可以快速启动短程反硝化厌氧氨氧化脱氮反应器.在启动的第1 d,进水 COD/TN 为 1.62 的条件下, COD 去除量为 $47.14 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_x^-\text{-N}$ 去除量分别为 $13.36 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $11.51 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (图 2),这就表明反应器发生了短程反硝化厌氧氨氧化反应.这可能主要归因于厌氧氨氧化污泥中可能含有反硝化菌,从而可将反应器内

$\text{NO}_3^-\text{-N}$ 还原为 $\text{NO}_2^-\text{-N}$,随后厌氧氨氧化菌再将产生的 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 和原水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 转化为氮气.随后启动阶段脱氮效果逐渐稳定,最后 20 个运行周期内进水 TN 浓度和 COD/TN 分别为 $(42.63 \pm 1.22) \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 1.74 ± 0.11 ,出水 TN 浓度为 $(10.19 \pm 3.35) \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.此阶段出水 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度均低于 $0.09 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,说明短程反硝化厌氧氨氧化过程没有 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 积累,从而避免了 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 对环境产生毒害作用^[9].出水中氮主要为 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$,二者浓度分别为 $(3.42 \pm 1.97) \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $(6.73 \pm 1.57) \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,这些氮未被继续去除主要归因于原水中 COD 不足,导致 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 无法被还原为 $\text{NO}_2^-\text{-N}$,从而无法进行厌氧氨氧化脱氮.

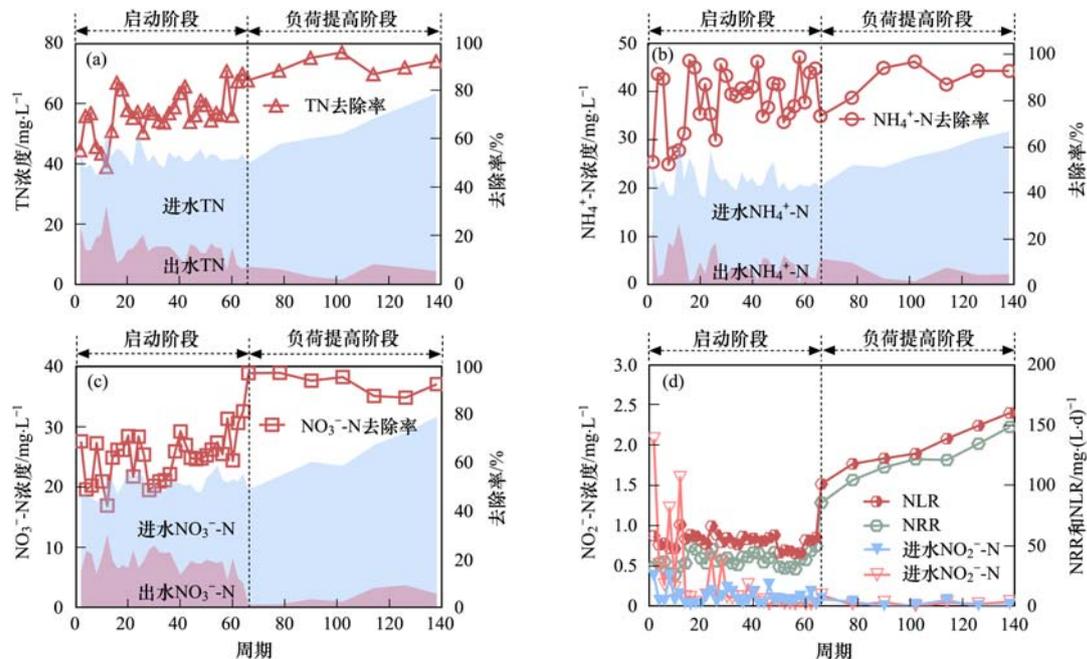


图2 短程反硝化厌氧氨氧化脱氮反应器进出水 TN、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度及去除率及反应器进水氮负荷率 (NLR) 和容积氮去除速率 (NRR)

Fig. 2 Influent nitrogen loading rates (NLR), nitrogen removal rates (NRR), nitrogen removal efficiencies and concentrations of TN, $\text{NO}_3^-\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$, and $\text{NH}_4^+\text{-N}$ in influent and effluent of the partial-denitrification/ANAMMOX reactor

为了理解短程反硝化厌氧氨氧化脱氮途径,对启动阶段典型周期内氮转化情况进行了考察.10 min 进水期间,原水中含有机物、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$,所以进水使得反应器内 COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度逐渐增加 [图 3(a)].同时注意到 10 min 进水期间和缺氧搅拌的前 20 min 内(即 10~30 min 期间), $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度也是逐渐增加,这归因于反硝化菌产 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的速率大于反硝化菌和厌氧氨氧化菌消耗 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的速率.随后 30~180 min 期间,反应器内 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度由 $5.82 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 降为 $0.14 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,与此同时 $\text{NO}_x^-\text{-N}$ 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除量分别为 $13.61 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $11.55 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,二者之比为 1.18,与厌氧氨氧化

反应中的 $\text{NO}_2^-\text{-N}/\text{NH}_4^+\text{-N} = 1.32$ 接近,这表明 30~180 min 缺氧搅拌期间发生了厌氧氨氧化反应^[10],同时也表明此阶段去除的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 主要被转化为 $\text{NO}_2^-\text{-N}$.剩余的缺氧搅拌段(180~420 min)内, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 虽仍然在逐渐降低,但二者去除速率已降至 30~180 min 期间对应速率值的 11%.这主要是因为此阶段水中 COD 浓度基本没变化,缺少反硝化碳源而无法将 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 还原为 $\text{NO}_2^-\text{-N}$,导致短程反硝化和厌氧氨氧化速率很低.

2.2 短程反硝化厌氧氨氧化深度脱氮系统负荷提高阶段脱氮性能

为了提高短程反硝化厌氧氨氧化脱氮效率,考

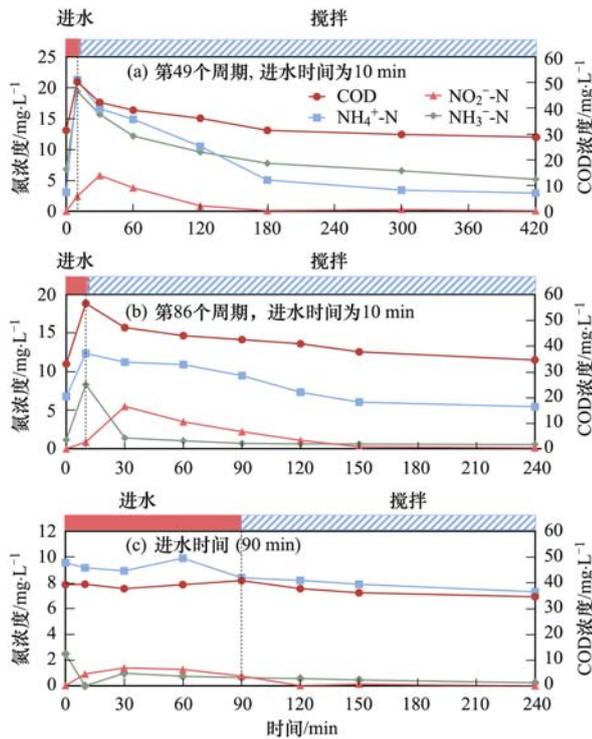


图3 短程反硝化厌氧氨氧化脱氮反应器典型周期氮转化情况

Fig. 3 Nitrogen conversion in the typical cycle of partial-denitrification/ANAMMOX reactor

虑到周期内后期反应已经很慢, 所以将 SBR 一个周期内的反应时间由 420 min 降为 240 min. 与此同时逐步提高进水氮浓度, 使得进水氮负荷 (NLR) 由 $60 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{d})^{-1}$ 提高到 $160 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{d})^{-1}$, 结果表明容积氮去除速率 (NRR) 也逐步提高, 由 $50 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{d})^{-1}$ 提高到 $150 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{d})^{-1}$ [图 2(d)]. 同时考虑到反应器启动阶段因进水有机物不足导致出水中仍存在 NH_4^+ -N 和 NO_3^- -N, 为了进一步提高脱氮效果, 而将进水氮负荷提高阶段进水 COD/TN 由启动阶段后期 1.74 ± 0.11 提高到 2.19 ± 0.08 . 结果表明反应器负荷提高阶段脱氮效果进一步得到提高, 出水 TN 浓度由启动阶段后期 (10.19 ± 3.35) $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 降为 (4.82 ± 1.84) $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ [图 2(a)], 远低于城镇污水处理厂污染物排放标准 (GB 18918-2002) 中的一级 A 标准 $15.00 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 最后一个周期 (第 138 个周期), 进水 TN 浓度和 COD/TN 分别为 $63.45 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 2.28 的条件下, 出水 TN 浓度为 $4.67 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 这些结果表明反应器负荷提高阶段, 脱氮速率提高了 3 倍, 同时在进水氮浓度逐步提高的条件下出水 TN 浓度得到进一步降低.

负荷提高阶段典型周期内氮转化情况与启动阶段类似. 在 0~30 min (包括进水 10 min 和 20 min 搅拌) 内 NO_2^- -N 浓度逐渐升高至 $5.50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 随后在 30~150 min 逐渐降低至 $0.27 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 剩余反应时间 (150~240 min) 基本无变化 [图 3(b)]. 实现短程

反硝化厌氧氨氧化的关键之一就是 NO_3^- -N 还原为 NO_2^- -N, 同时控制反硝化菌继续将 NO_2^- -N 还原为 N_2 . 研究表明通过限制反硝化过程中碳源量, 使反硝化过程碳源不足, 有利于控制 NO_2^- -N 还原为 N_2 [7]. 本研究反应器进水 10 min 后 COD 浓度达到最大, 而后 20 min COD 浓度迅速降低, 这说明此阶段反应器中的有机物浓度相对充足. 虽然原水中的 COD/TN 仅为 1.78, 但由于进水时间较短, 使得进水过程中 COD 投加速率大于反硝化消耗 COD 的速率, 从而使得 0~30 min 内反硝化碳源不受限, 这就为 NO_2^- -N 还原为 N_2 提供了有利条件. 若能将进水时间延长, 即可降低进水过程中 COD 投加速率, 可使其等于或小于反硝化 COD 消耗速率, 使得反硝化过程碳源受限, 控制 NO_2^- -N 还原为 N_2 , 因此本研究考察进水时间延长至 90 min 时周期内氮转化情况 [图 3(c)]. 结果表明, 进水 90 min 内 NO_2^- -N 浓度最高为 $1.39 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 远低于进水时间为 10 min 的反应器内 NO_2^- -N 最高浓度为 $5.50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 进水 90 min 内 NO_x^- -N 和 NH_4^+ -N 去除量分别为 $8.44 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $5.16 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 二者之比为 1.64, 低于进水为 10 min 条件下前 90 min 此比例值 2.00. 反应过程中消耗的 NO_x^- -N 与 NH_4^+ -N 比例越低, 说明反硝化还原 NO_2^- -N 产生的氮气就越少 [6, 11]. 上述结果表明延长进水时间的确可以控制 NO_2^- -N 还原为 N_2 , 从而可提供更多的 NO_2^- -N 作为厌氧氨氧化菌底物, 促进厌氧氨氧化脱氮.

2.3 短程反硝化厌氧氨氧化深度脱氮系统污泥沉降性与粒径变化

要实现城市污水短程反硝化厌氧氨氧化, 在实现短程反硝化的同时, 还要实现厌氧氨氧化菌在系统内富集. 而厌氧氨氧化菌生长较慢, 因此本研究通过逐步缩短沉淀时间强化颗粒化 [12], 提高污泥粒径, 提高沉降性的同时, 使得厌氧氨氧化菌存在于颗粒中, 从而达到在 SBR 反应器内富集厌氧氨氧化菌的目的. 本研究接种的厌氧氨氧化污泥粒径小于 0.5 mm 的占 95%. 反应器运行 1~48 周期内沉淀时间为 30 min, 此阶段内第 21 个周期沉淀过程中泥面高度变化如图 4 所示. 在 49~60 周期内沉淀时间降至 10 min, 从第 56 个周期沉淀过程泥面高度随时间变化情况可以看出, 在沉淀 1 min 时泥面高度降低了 4.3 cm, 而第 21 个周期 1 min 的泥面降低高度 1.4 cm, 说明污泥沉降速率得到提高. 在第 61 个周期开始反应器沉淀时间降为 5 min, 第 67 个周期沉淀时间降为 4 min. 在第 60 个周期和第 102 个周期内沉淀过程中泥面高度变化基本与第 56 个周期内

的趋势相同,这说明污泥的沉降速度基本保持不变了.在第138个周期时,污泥粒径检测结果表明,此时0.2~0.5 mm范围的污泥最多,占总污泥重量的45.55%,粒径大于0.2 mm的污泥占86.16%,可以看出污泥粒径比接种污泥粒径有了明显提高(图5).以上结果表明短程反硝化厌氧氨氧化反应器通过逐渐降低沉淀时间,对污泥进行筛选使得反应器内污泥粒径得到了提高,有助于污泥颗粒化,为系统内有效滞留厌氧氨氧化菌提供了条件.另外Pijuan等^[13]的研究发现采用破碎的颗粒污泥启动好氧颗粒污泥反应器,可以提高污泥颗粒化进程.接种了50%破碎颗粒污泥+50%普通絮体污泥,18d实现了好氧污泥颗粒化,而接种5%的破碎颗粒污泥+95%普通絮体污泥,133d才实现颗粒化^[13].考虑到颗粒污泥本质上是未投加填料载体下形成的生物膜,采用破碎的生物膜作为接种污泥也应该是有利于污泥颗粒化,而且本研究中接种100%来自于破碎生物膜应更有利于颗粒化.

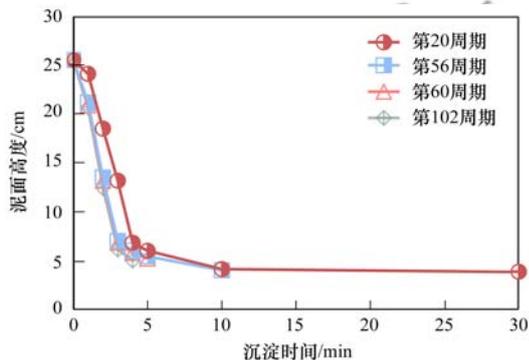


图4 短程反硝化厌氧氨氧化反应器在第20、56、60和102周期内泥面高度随沉淀时间的变化

Fig. 4 Variation of sludge height with sedimentation time in the 20th, 56th, 60th, and 102nd cycle of the partial-denitrification/ANAMMOX reactor

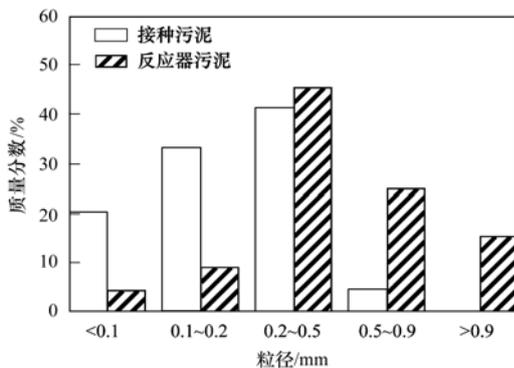


图5 接种污泥和实验结束反应器内污泥粒径分布

Fig. 5 Particle size distributions of the seed sludge and the sludge obtained at the end of the experiment

2.4 短程反硝化实现的关键因素探讨

典型周期内氮转化情况表明,前30 min(包括

进水10 min和缺氧搅拌20 min)内反硝化菌产 NO_2^- -N的速率大于反硝化菌和厌氧氨氧化菌消耗 NO_2^- -N的速率,使得反应器内 NO_2^- -N浓度不断积累[图3(a)和3(b)].进一步说明污泥中反硝化菌产 NO_2^- -N的速率大于反硝化菌消耗 NO_2^- -N的速率,即可实现短程反硝化作用.

Glass等^[14]研究pH对反硝化过程亚硝酸盐积累的短期影响发现,pH为7.5、8.5和9.0条件下亚硝酸盐氮积累率随着pH的升高而升高.同时Qian等^[9]长期实验(运行420d)也发现进水pH在5.0~9.0范围内随着pH的升高亚硝积累率越高.本研究整个实验过程中,反应器内pH处于7.4~8.6范围内,因此相对较高的pH利于实现短程反硝化.反硝化过程中 NO_3^- -N还原为 NO_2^- -N不产生碱度,而在 NO_2^- -N还原为 N_2 时会消耗水中 H^+ 产生碱度,使得系统pH升高.在较高pH条件下,水中 H^+ 浓度较低,不利于 NO_2^- -N还原,使得系统中 NO_2^- -N出现积累,这是高pH短期影响反硝化过程 NO_2^- -N积累的原因.系统长期在进水pH=9.0的条件下运行,发现*Thauera*菌属(17.04%)是反硝化优势菌,而在进水pH为5.0和7.0的系统中*Thauera*菌属的相对丰度均仅为2.2%^[9],而*Thauera*菌属的富集与反硝化过程 NO_2^- -N积累成正相关^[6, 12, 15~18].而且发现直到 NO_3^- -N被完全还原为 NO_2^- -N,*Thauera aminoaromatica*、*Thauera phenylacetica*、*Thauera sp.* DNT-1和*Thauera terpenicaa*中编码 NO_2^- -N还原酶的*nirS*才开始转录,使得 NO_3^- -N还原和 NO_2^- -N还原分步进行,从而导致反硝化过程 NO_2^- -N积累^[19].而*Thauera phenylacetica*是进水pH=9.0的反硝化系统的主要反硝化菌^[9].因此高pH对反硝化过程 NO_2^- -N积累的长期影响可能与富集*Thauera*菌属有关.

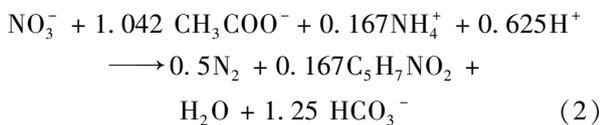
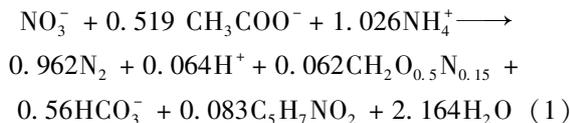
反硝化过程中当 NO_3^- -N还原作用完成, NO_2^- -N积累最高时,若仍存在有机碳源,则积累的 NO_2^- -N会被还原继续原为氮气,因此合适的 COD/NO_3^- -N是实现短程反硝化的另一关键因素^[15, 17, 20, 21].以乙酸钠等易生物利用的有机物配水时, COD/NO_3^- -N在2.4~3.0范围内实现短程反硝化^[15, 18, 22, 23].而Shi等^[24]在处理小区实际生活污水的反硝化研究中,发现 COD/NO_3^- -N为6.2时 NO_2^- -N积累率最高,这归因于实际生活污水中COD包括难生物利用COD,而此时对应的易生物利用COD与 NO_3^- -N比值为3.5.本研究启动阶段 COD/NO_3^- -N平均为3.55,接近上述研究中易于实现短程反硝化的 COD/NO_3^- -N值.综上,相对较高的pH和低 COD/NO_3^- -N是本研究实

现短程反硝化的关键因素.

2.5 基于短程反硝化厌氧氨氧化的城市污水深度脱氮技术应用分析

本研究表明短程反硝化厌氧氨氧化可以实现城市污水深度脱氮. 若将该技术应用于传统缺氧/好氧(A/O)生物脱氮工艺的污水处理厂, 则可将部分初沉池出水进入 A/O 池, 剩余初沉池出水与二沉池出水一起进入短程反硝化厌氧氨氧化反应池. 因为进入 A/O 池的水量降低, 所需反应池容积减少, 而将多余的生物池后部用作短程反硝化厌氧氨氧化反应池[图 6(b)]. 与 A/O 生物脱氮结合反硝化生物滤池[图 6(a)]实现深度脱氮相比, 基于短程反硝化厌氧氨氧化实现二沉池出水深度脱氮的工艺[图 6(b)], 利用原水中有机物作为反硝化碳源, 同时只需将硝态氮还原为亚硝酸盐氮使得碳源需求量降低, 最终可节省外碳源投加量; 同时因部分初沉池出水直接进入短程反硝化厌氧氨氧化反应池, 使得 A/O 池中耗氧量降低.

以北京某城市污水处理厂为例, 量理解基于短程反硝化厌氧氨氧化实现二沉池出水深度脱氮的工艺[图 6(b)]的优势. 该厂初沉池出水 COD 和 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 平均浓度分别为 $250 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 二沉池出水 COD 和 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 平均浓度分别 $35 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ [25,26]. 二沉池出水中 COD 一般为难生物利用 COD, 因此认为初沉池出水中可生物利用 COD 为 $215 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 这些 COD 可被用作反硝化碳源. 以短程反硝化厌氧氨氧化和普通反硝化反应计量式[式(1)、(2)]为依据进行物料衡算[27].



设初沉池出水流量为 Q , 进入短程反硝化厌氧氨氧化段的流量为 rQ , 则正常进入 A/O 池的流量为 $(1-r)Q$; 初沉池出水 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 浓度和可生物利用 COD 计为 PE.COD 和 $\text{PE.NH}_4^+ \text{-N}$; 二沉池出水 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 浓度计为 $\text{SE.NO}_3^- \text{-N}$; 通过短程反硝化厌氧氨氧化途径去除 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 的质量计为 R_1 , 通过普通完全反硝化途径去除 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 的质量计为 R_2 , CH_3COOH 与 COD 折算按 $1.07(\text{mg}:\text{mg})$, 可得 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 和 COD 物料守恒式[式(3)~(5)]. 由短程硝化厌氧氨氧化产生的氮气为 $1.924R_1$, 由普通完全反硝化产生的氮气为 $1.000R_2$, 从而得出通过厌氧氨氧化

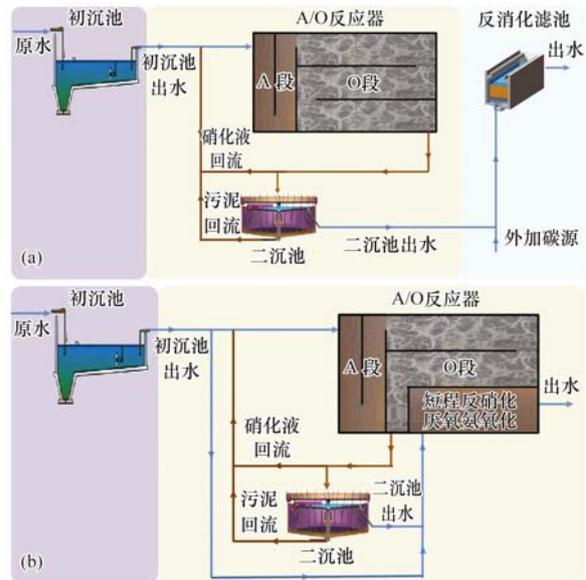
产生氮气的百分比为 $1.924R_1/(1.000R_2 + 1.924R_1) \times 100\%$.

$$(1-r)Q \times \text{SE.NO}_3^- \text{-N} = R_1 + R_2 \quad (3)$$

$$rQ \times \text{PE.COD} = 2.380R_1 + 4.778R_2 \quad (4)$$

$$rQ \times \text{PE.NH}_4^+ \text{-N} = R_1 + 0.167R_2 \quad (5)$$

计算可得 73% 的初沉池出水经 A/O 处理后, 经二沉池沉淀后出水与剩余 27% 的初沉池出水混合, 再采用短程反硝化厌氧氨氧化处理, 二沉池出水中 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 可以完全去除, 在短程反硝化厌氧氨氧化段, 其中 80% 的氮气由厌氧氨氧化产生. 上述过程反硝化所需碳源完全来自于初沉池出水中所含的有机物, 无需投加外碳源. 由于 27% 的初沉池出水无需好氧硝化, 因此可节省 27% 的曝气量.



(a) A/O 脱氮系统与反硝化生物滤池联用;

(b) A/O 脱氮系统与短程反硝化厌氧氨氧化反应器联用

图 6 城市污水二沉池出水深度脱氮工艺

Fig. 6 Advanced nitrogen removal process for treating secondary clarifier effluent in municipal wastewater treatment plants

3 结论

(1) 接种厌氧氨氧化絮体污泥可以快速启动短程反硝化厌氧氨氧化系统, 在启动阶段后期进水 COD/TN 为 1.74 ± 0.11 的条件下, 出水 TN 浓度为 $(10.19 \pm 3.35) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$; 在负荷提高阶段进水 COD/TN 增加至 2.19 ± 0.08 , 出水 TN 浓度降至 $(4.82 \pm 1.84) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 达到深度脱氮目的.

(2) 短程反硝化厌氧氨氧化深度脱氮系统, 污泥粒径大于 0.2 mm 的颗粒污泥占 86.16%, 污泥实现了颗粒化, 有助于厌氧氨氧化菌在系统内的有效持留.

(3) 将短程反硝化厌氧氨氧化深度脱氮应用于城市污水处理厂二沉池出水深度脱氮, 可降低外碳

源投加量,同时可降低污水厂硝化池耗氧量。

参考文献:

- [1] Liu X H, Wang H C, Yang Q, *et al.* Online control of biofilm and reducing carbon dosage in denitrifying biofilter: pilot and full-scale application[J]. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 2017, **11**(1): 4.
- [2] Wei N, Shi Y H, Wu G X, *et al.* Tertiary denitrification of the secondary effluent by denitrifying biofilters packed with different sizes of quartz sand[J]. *Water*, 2014, **6**(5): 1300-1311.
- [3] van de Graaf A A, Mulder A, de Bruijn P, *et al.* Anaerobic oxidation of ammonium is a biologically mediated process[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 1995, **61**(4): 1246-1251.
- [4] 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.
- [5] 李冬, 赵世勋, 王俊安, 等. 污水处理厂厌氧氨氧化工艺小试[J]. *环境科学*, 2018, **39**(2): 859-864.
Li D, Zhao S X, Wang J A, *et al.* Lab-scale ANAMMOX process in a wastewater treatment plant [J]. *Environmental Science*, 2018, **39**(2): 859-864.
- [6] Ma B, Wang S Y, Cao S B, *et al.* Biological nitrogen removal from sewage via anammox: recent advances [J]. *Bioresource Technology*, 2016, **200**: 981-990.
- [7] APHA, AWWA, WEF. Standard methods for the examination of water and wastewater (19th ed.) [M]. Washington, DC, USA: APHA, AWWA, WEF, 1995.
- [8] Laguna A, Ouattara A, Gonzalez R O, *et al.* A simple and low cost technique for determining the granulometry of upflow anaerobic sludge blanket reactor sludge[J]. *Water Science and Technology*, 1999, **40**(8): 1-8.
- [9] Qian W T, Ma B, Li X Y, *et al.* Long-term effect of pH on denitrification: high pH benefits achieving partial-denitrification [J]. *Bioresource Technology*, 2019, **278**: 444-449.
- [10] Ma B, Qian W T, Yuan C S, *et al.* Achieving mainstream nitrogen removal through coupling anammox with denitrification [J]. *Environmental Science & Technology*, 2017, **51**(15): 8405-8413.
- [11] 陈国燕, 彭党聪, 李惠娟, 等. 厌氧氨氧化耦合部分反硝化处理低浓度氨氮废水[J]. *环境工程学报*, 2018, **12**(7): 1888-1895.
Chen G Y, Peng D C, Li H J, *et al.* Treating low-nitrogenous wastewater by coupling anammox with partial denitrification[J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2018, **12**(7): 1888-1895.
- [12] Du R, Cao S B, Li B K, *et al.* Performance and microbial community analysis of a novel DEAMOX based on partial-denitrification and anammox treating ammonia and nitrate wastewaters[J]. *Water Research*, 2017, **108**: 46-56.
- [13] Pijuan M, Werner U, Yuan Z G. Reducing the startup time of aerobic granular sludge reactors through seeding floccular sludge with crushed aerobic granules[J]. *Water Research*, 2011, **45**(16): 5075-5083.
- [14] Glass C, Silverstein J. Denitrification kinetics of high nitrate concentration water: pH effect on inhibition and nitrite accumulation[J]. *Water Research*, 1998, **32**(3): 831-839.
- [15] Du R, Peng Y Z, Cao S B, *et al.* Mechanisms and microbial structure of partial denitrification with high nitrite accumulation [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2016, **100**(4): 2011-2021.
- [16] Si Z, Peng Y Z, Yang A M, *et al.* Rapid nitrite production via partial denitrification: pilot-scale operation and microbial community analysis[J]. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 2018, **4**(1): 80-86.
- [17] 牛萌, 王淑莹, 杜睿, 等. 甲醇为碳源短程反硝化亚硝酸盐积累特性[J]. *中国环境科学*, 2017, **37**(9): 3301-3308.
Niu M, Wang S Y, Du R, *et al.* Nitrite accumulation properties of partial denitrification with methanol as carbon source [J]. *China Environmental Science*, 2017, **37**(9): 3301-3308.
- [18] Du R, Cao S B, Li B K, *et al.* Step-feeding organic carbon enhances high-strength nitrate and ammonia removal via DEAMOX process [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2019, **360**: 501-510.
- [19] Liu B B, Mao Y J, Bergaust L, *et al.* Strains in the genus *Thauera* exhibit remarkably different denitrification regulatory phenotypes[J]. *Environmental Microbiology*, 2013, **15**(10): 2816-2828.
- [20] Ge S J, Peng Y Z, Wang S Y, *et al.* Nitrite accumulation under constant temperature in anoxic denitrification process: the effects of carbon sources and COD/NO₃-N [J]. *Bioresource Technology*, 2012, **114**: 137-143.
- [21] Shi L L, Ma B, Li X Y, *et al.* Advanced nitrogen removal without addition of external carbon source in an anaerobic/aerobic/anoxic sequencing batch reactor [J]. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, 2019, **42**(9): 1507-1515.
- [22] Cao S B, Li B K, Du R, *et al.* Nitrite production in a partial denitrifying upflow sludge bed (USB) reactor equipped with gas automatic circulation (GAC) [J]. *Water Research*, 2016, **90**: 309-316.
- [23] 毕春雪, 于德爽, 杜世明, 等. 乙酸钠作为碳源不同污泥源短程反硝化过程亚硝酸盐积累特性[J]. *环境科学*, 2019, **40**(2): 783-790.
Bi C X, Yu D S, Du S M, *et al.* Nitrite accumulation characteristics of partial denitrification in different sludge sources using sodium acetate as carbon source [J]. *Environmental Science*, 2019, **40**(2): 783-790.
- [24] Shi L L, Du R, Peng Y Z. Achieving partial denitrification using carbon sources in domestic wastewater with waste-activated sludge as inoculum[J]. *Bioresource Technology*, 2019, **283**: 18-27.
- [25] Ge S J, Peng Y Z, Qiu S, *et al.* Complete nitrogen removal from municipal wastewater via partial nitrification by appropriately alternating anoxic/aerobic conditions in a continuous plug-flow step feed process[J]. *Water Research*, 2014, **55**: 95-105.
- [26] Li X W, Shi H C, Li K X, *et al.* Combined process of biofiltration and ozone oxidation as an advanced treatment process for wastewater reuse [J]. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 2015, **9**(6): 1076-1083.
- [27] Kalyuzhnyi S, Gladchenko M. DEAMOX - new microbiological process of nitrogen removal from strong nitrogenous wastewater [J]. *Desalination*, 2009, **248**(1/3): 783-793.

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)