

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.2
第40卷 第2期

目次

冬季山谷风和海陆风对京津冀地区大气污染分布的影响	李青春, 李炬, 郑祚芳, 王耀庭, 于淼 (513)
珠三角地区利用 PM _{2.5} 反演气溶胶数浓度谱方法	李菲, 谭浩波, 邓雪娇, 邹宇, 刘礼, 蔡明甫, 张芷言, 周声圳 (525)
广州冬季气溶胶中水溶性有机物和类腐殖质的吸光性和荧光光谱特性	范行军, 余旭芳, 操涛, 王艳, 肖新, 谢越, 李飞跃, 宋建中, 彭平安 (532)
扬州市 PM _{2.5} 中重金属来源及潜在健康风险评估	董世豪, 谢扬, 皇甫延琦, 史旭荣, 易睿, 史国良, 冯银厂 (540)
聊城市冬季 PM _{2.5} 中正构烷烃和糖类的污染特征及来源解析	刘晓迪, 孟静静, 侯战方, 衣雅男, 魏本杰, 伏梦璇 (548)
博斯腾湖流域大气多环芳烃污染特征、干沉降通量及来源	宋世杰, 黄韬, 赵留元, 毛潇萱, 穆熙, 高宏, 马建民 (558)
某集约化肉鸡饲养场 PM _{2.5} 中抗生素抗性基因的分布特征	刘菲, 许霞, 屠博文, 汪楚乔, 江晓栋, 王利平, 薛银刚 (567)
水汽源地和局地蒸发对大气降水氢氧稳定同位素组分的影响	胡勇博, 肖薇, 钱雨妃, 刘强, 谢成玉, 张秀芳, 张文庆, 温学发, 刘寿东, 李旭辉 (573)
滇池大气沉降氮磷形态特征及其入湖负荷贡献	任加国, 贾海斌, 焦立新, 王一茹, 杨苏文, 武倩倩, 高秋生, 崔志丹, 郝子峰 (582)
基于地统计学分析的太湖颗粒态和溶解态氮、磷营养盐时空分布特征及来源分析	吕伟伟, 姚昕, 张保华, 高光, 邵克强 (590)
湖泊蓝藻水华对连通河道水质的影响	余茂蕾, 洪国喜, 许海, 朱广伟, 朱梦圆, 权秋梅 (603)
异龙湖沉积物重金属人为污染与潜在生态风险	李小林, 刘恩峰, 于真真, 张恩楼, 王荣, 沈吉 (614)
珠江河口悬浮物中重金属时空变化特征及其影响因素	杜佳, 王永红, 黄清辉, 戴琦, 杨远东 (625)
北运河粪源微生物分布特征及健康风险评价	陈磊, 李蕾芳, 邱晓沙, 张普, 戴莹, 肖月晨, 沈珍瑶 (633)
氧化还原循环过程中沉积物磷的形态及迁移转化规律	郝文超, 王从锋, 杨正健, 刘德富, 纪道斌, 赵萍, 丹勇, 胡子龙 (640)
磁性赭铁改性膨润土添加对河道底泥磷迁移与形态转化的影响	王艳, 林建伟, 詹艳慧, 张宏华, 张志斌, 何思琪, 赵钰颖, 吴小龙, 俞阳 (649)
钙预处理对磁性赭铁改性膨润土吸附水中磷酸盐的影响	赵钰颖, 林建伟, 张宏华, 张志斌, 詹艳慧, 姜博汇, 何思琪, 俞阳, 吴小龙, 王艳, 陈璐, 李十盛 (658)
NH ₄ ⁺ 对镁改性生物炭除磷效果的影响	郭蒙蒙, 王鹏飞, 侯泽英, 曹晶, 储昭升, 杨永哲 (669)
3 种吸附剂对污水磷污染去除性能与机制比较	吴露, 刘锋, 龙睿, 罗沛, 肖润林, 陈向, 吴金水 (677)
硝酸纤维素膜光降解水中对硝基苯酚的机制	代志峰, 赵同谦, 阴永光, 余加平, 武俐, 邵超, 孙静阳, 罗玉俊 (685)
ZnTiO ₂ -TiO ₂ 复合光催化剂的制备及光催化降解有机污染物机制分析	张文海, 吉庆华, 兰华春, 李静 (693)
高指数晶面 TiO ₂ 对铬的吸附及光催化去除	钟德健, 张建峰, 李尧, 谢晓丹 (701)
Fe ⁰ /海藻酸钙微球还原-Fenton 氧化协同降解酸性红 B	张环, 李爽爽, 魏俊富, 傅敏, 李雪曦, 丁琦, 白蓉 (708)
不同滤料滤池启动期对铁锰离子的去除机制	蔡言安, 毕学军, 张嘉凝, 何静, 董杨, 王海港 (717)
SGO 改性复合纳滤膜的制备及分盐性能	张彦君, 张少峰, 赵长伟, 王军 (724)
一体式铝盐絮体-超滤膜净水效能与机制	薛文静, 李文江, 刘娟, 马百文 (730)
臭氧-CNT 膜改性联用工艺处理高盐废水	王凯伦, 刘芳, 关羽琪, 祝学东, 董丹, 薛小雷, 马燕林, 栾桂荣, 郭瑾 (738)
多环芳烃及其衍生物在 SBR/MBBR 工艺中的分布与去除	刘淑惠, 周伟君, 周建仁, 赵婧, 王喆 (747)
微气泡曝气生物膜反应器处理低 C/N 比废水脱氮过程	刘春, 王聪聪, 陈晓轩, 张静, 张瑞娜, 张磊 (754)
从枝菌根强化型生态浮床处理煤化工模拟含盐废水	窦文清, 何皓, 宋文萍, 王曙光, 戴东伟 (761)
夏季高温下污水处理厂生物处理系统的硝化性能及强化方法	宋天伟, 盛晓琳, 王家德, 刘锐, 陈吕军 (768)
硝化包埋菌颗粒氨吸附性能及动力学特性	于德爽, 吕廷廷, 陈光辉, 王晓霞, 唐鹏, 黄硕, 刘诚诚, 杜世明 (774)
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	毕春雪, 于德爽, 杜世明, 王晓霞, 陈光辉, 王钧, 巩秀珍, 都叶奇 (783)
DPR-SNED 系统处理低 C/N 城市污水与硝酸盐废水的运行特性	杜世明, 于德爽, 毕春雪, 王晓霞, 陈光辉, 袁梦飞, 甄建国, 张帆, 吕廷廷 (791)
间歇曝气连续流反应器同步硝化反硝化除磷	赵智超, 黄剑明, 李健, 张为堂, 张力航, 吴雪晴, 陈永志 (799)
ABR-MBR 反硝化除磷工艺的启动及稳定运行	韦佳敏, 蒋志云, 程诚, 朱琳, 刘文如, 沈耀良 (808)
进水 C/N 对 SNEDPR 系统脱氮除磷的影响	都叶奇, 于德爽, 甄建国, 王晓霞, 陈光辉, 唐鹏, 王钧, 毕春雪, 巩秀珍, 黄硕, 刘诚诚 (816)
ABR 除碳-CANON 耦合工艺除碳脱氮特性	李田, 印雯, 王昕竹, 沈耀良, 吴鹏, 宋吟玲 (823)
不同曝气密度对 CANON 工艺启动的影响	李冬, 高雪健, 张杰, 曹正美, 郭跃洲, 李帅 (829)
调控温度和沉降时间实现 ANAMMOX 颗粒快速启动及其稳定运行	李海玲, 李冬, 张杰, 刘博, 李帅 (837)
C/N 和污泥浓度对以 pH 值调控的亚硝化系统影响	张敏, 韦佳敏, 黄慧敏, 姜滢, 郭萌蕾, 陈重军, 沈耀良 (845)
基于活性微生物特征的供水管壁生物膜生长特性	王杨, 朱斌, 童俊, 白晓慧 (853)
黄山土壤细菌群落和酶活性海拔分布特征	姚兰, 胡立煌, 张焕朝, 方炎明, 王良梅 (859)
基于高通量测序分析的生物修复石油污染土壤菌群结构变化	祁燕云, 吴蔓莉, 祝长成, 叶茜琼, 徐会宁 (869)
硝化作用对盐碱湿地 N ₂ O 排放的影响及其环境因子分析	杨曲, 高伟峰, 刘凤琴, 王文锋, 马建华, 徐卓, 梁红, 高大文 (876)
长期定位施用牛粪对夏玉米-冬小麦体系农田 N ₂ O 和 NO 排放的影响	聂皇华, 张家升, 和周明, 安梅, 杨学云, 顾江新 (885)
地膜覆盖和施氮对菜地 N ₂ O 排放的影响	倪雪, 郝庆菊, 陈世杰, 李晓茜, 石孝均, 江长胜 (893)
双季稻品种根际特征与甲烷排放差异及其关系	肖志祥, 傅志强, 徐华勤, 苏姗, 郭昱, 张浪, 唐剑武 (904)
多年施用生物炭对河南烤烟种植区土壤呼吸的影响	李亚森, 丁松爽, 殷全玉, 李佳轶, 周迪, 刘国顺 (915)
桂林毛村不同土地利用方式下土壤呼吸空间变异特征	丁梦凯, 胡晓农, 曹建华, 吴夏, 黄芬, 王奇岗, 闵佳 (924)
工业发达城市土壤重金属时空变异与源解析	李峰, 刘思源, 李艳, 史舟 (934)
膨润土对不同类型农田土壤重金属形态及生物有效性的影响	林海, 靳晓娜, 董颖博, 罗明科, 赵一鸣 (945)
缙云山不同林分下土壤有机碳及矿化特征	陈仕奇, 吕盛, 高明, 黄容 (953)
复杂地形条件下根系对土壤有机碳的贡献	张彦军, 郭胜利 (961)
不同水平外源碳在稻田土壤中转化与分配的微生物响应特征	王季斐, 童瑶瑶, 祝贞科, 陈珊, 邓扬悟, 葛体达, 吴金水 (970)
宝鸡市植被叶子重金属分布规律及生态风险评价	张俊辉, 林青, 姜珊, 刘滨, 李东兴, 王彦虎 (978)
生物炭对污泥堆肥及其利用过程重金属有效态的影响	周楫, 余亚伟, 蒋越, 杨雨滢, 张成 (987)
污泥停留时间对餐厨垃圾与剩余污泥中温厌氧混合发酵系统的影响	袁宏林, 马静, 邢保山, 温俊伟, 韩宇乐, 李倩, 王晓昌 (994)
热碱-分步酶水解-厌氧消化工艺处理秸秆畜禽粪混合物料及其甲烷高值化条件	卞爱琴, 远野, 张璐璐, 付强, 陈天明, 何磊, 丁成, 王爱杰 (1003)
《环境科学》征订启事 (547)	
《环境科学》征稿简则 (828)	
信息 (581, 933, 952)	

调控温度和沉降时间实现 ANAMMOX 颗粒快速启动及其稳定运行

李海玲¹, 李冬^{1*}, 张杰^{1,2}, 刘博¹, 李帅¹

(1. 北京工业大学水质科学与水环境恢复工程北京市重点实验室, 北京 100124; 2. 哈尔滨工业大学城市水资源与水环境国家重点实验室, 哈尔滨 150090)

摘要: 基于常温条件下厌氧氨氧化启动时间较长、生物质含量低的问题, 实验拟通过温度控制, 在 SBR 反应器中快速启动厌氧氨氧化颗粒污泥, 实现常温低基质条件下稳定运行。结果表明, 采取适当升高温度(27℃)再降温的方式, 逐渐缩短沉淀时间, 能够在常温条件下 30 d 启动厌氧氨氧化颗粒污泥, 颗粒平均粒径达到 430 μm 以上, 氨氮及亚硝氮去除率分别为 88% 和 85% 左右, 总氮去除率达到 75%; 在低基质稳定运行阶段, 氨氮去除率能够达到 86%, 亚硝氮去除率能够达到 98%, 总氮去除率达到 85% 以上; SVI(以 MLSS 计)稳定在 30 mL·g⁻¹, MLVSS/MLSS 大于 60%, 蛋白质(PN)/多糖(PS)稳定在 1.75 左右。采取控制温度的方式无需控制进水中的溶解氧可以实现常温低基质厌氧氨氧化颗粒的启动和稳定运行, 通过控制进水总氮负荷能够获得较高总氮去除率。

关键词: 厌氧氨氧化(ANAMMOX); 颗粒污泥; 温度; 总氮负荷; 氮去除率

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2019)02-0837-08 DOI: 10.13227/j.hj.kx.201807231

Adjusting Temperature and Settling Time to Achieve ANAMMOX Particles Rapid Start-up and Stable Operation

LI Hai-ling¹, LI Dong^{1*}, ZHANG Jie^{1,2}, LIU Bo¹, LI Shuai¹

(1. Key Laboratory of Beijing for Water Quality Science and Water Environment Recovery Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100124, China; 2. State Key Laboratory of Urban Water Resource and Environment, Harbin Institute of Technology, Harbin 150090, China)

Abstract: At room temperature (21-25℃), the long start-up time of anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX) granular sludge is the main problem preventing the practical application of this technology. This experiment aimed to cultivate the anaerobic ammonia oxidizing granular sludge in the SBR reactor by adjusting the temperature. After the start-up of the ANAMMOX, stable operation was achieved by changing hydraulic retention time (HRT) and the concentration of the inflow water substrate. The results demonstrated that the anaerobic ammonia oxidation granular sludge could be successfully started-up in 30 d and realized a stable operation at room temperature (21-25℃). The removal rate of ammonia-nitrogen and nitrogen was about 88% and 85%, respectively, and the removal rate of total nitrogen was 75%. At the stable operation stage of the low matrix, the removal rate of ammonia-nitrogen reached 86%, the removal rate of nitrogen was 98%, and the total nitrogen removal rate was over 85%. SVI was stable at 30 mL·g⁻¹, and MLVSS/MLSS was more than 60%. The value of protein/polysaccharide was stable around 1.75. The dissolved oxygen in the influent was not removed. In this case, controlling the temperature could be used to realize the rapid start-up of the anaerobic ammonia oxidation granular sludge at room temperature (21-25℃), and the high biomass content and nitrogen removal rate can be obtained.

Key words: anaerobic ammonium oxidation(ANAMMOX); granular sludge; temperature; total nitrogen load; nitrogen removal rate

硝化-反硝化是运用最广泛的生物脱氮工艺, 在实际应用过程中存在工艺流程长、反硝化碳源不足的现象^[1,2]。针对于生活污水水质条件, 有研究者提出 A/O 除磷亚硝化 + 厌氧氨氧化工艺来处理生活污水^[3]。通过 A/O 除磷亚硝化工艺去除生活污水中的 TP 和 COD, 同时将一部分氨氮氧化为亚硝氮, 后置厌氧氨氧化工艺完成污水中的氨氮及亚硝氮去除。厌氧氨氧化(anaerobic ammonium oxidation, ANAMMOX)工艺相比于传统脱氮工艺具有能耗低、脱氮效率高及污泥产量低等优点^[4], 是一种极具发展前景的工艺, 受到研究者的广泛关注。

此工艺中针对于厌氧氨氧化主要存在以下几个难点: 厌氧氨氧化菌种属于中高温菌种, (32℃ ± 1℃) 被证明是厌氧氨氧化菌的最适温度, 在此温度下菌种活性较高^[5]。厌氧氨氧化菌倍增时间长达 11 d, 在常温低基质条件下需要的启动时间长^[6-10]; 厌氧氨氧化菌对氧敏感, 只能在氧分压低于 5% (以空气中的氧分压为 100% 计) 氧饱和的条件下存在, 一旦氧分压超过 18% 氧饱和, 其活性

收稿日期: 2018-07-28; 修订日期: 2018-08-31

基金项目: 北京市优秀青年拔尖团队项目(2014000028833TD02)

作者简介: 李海玲(1992~), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为水质科学与水环境恢复技术, E-mail: 1330166589@qq.com

* 通信作者, E-mail: lidong2006@bjut.edu.cn

即受抑制。

颗粒污泥沉降性能好, 抗冲击能力强, 具有良好的生物滞留性能, 富集和培养厌氧氨氧化颗粒会对厌氧氨氧化工艺在实际工程中的推广和应用起到促进作用. 针对于生活污水厌氧氨氧化工艺, 在实际应用过程中存在常温低基质条件下启动时间长, 絮体生物量低, 对溶解氧敏感的问题. 本实验应用 SBR 反应器, 在启动初期采取相对较高的运行温度 (27℃), 促进厌氧氨氧化菌快速富集, 再利用厌氧氨氧化菌对于温度降低具有一定的适应能力^[11], 逐渐降低温度至常温, 缩短常温条件下厌氧氨氧化工艺的启动时间, 结合不断缩短沉降时间来迅速培养厌氧氨氧化颗粒污泥, 以期实现厌氧氨氧化颗粒污泥的快速启动; 在启动完成后通过改变运行周期时间及基质浓度, 实现低基质厌氧氨氧化颗粒稳定运行, 以期为厌氧氨氧化颗粒污泥工艺快速启动及

稳定运行提供参考.

1 材料与方法

1.1 实验装置及运行方式

本实验采取序批式反应器 (SBR) 培养厌氧氨氧化颗粒污泥. 反应器由有机玻璃制成, 外置水浴套筒, 采取加热棒加热; 反应器高 100 cm, 内径 8 cm, 外径 20cm, 有效容积为 6 L; 反应器安装有搅拌机, 使泥水混合均匀; 在反应器垂直方向每隔 25 cm 设置一排取样口.

反应进水采用蠕动泵从底部泵入; 单周期运行时间视实验情况而定; 进水 4 min, 搅拌时间随实验运行进行调整, 沉淀时间 (30 min、20 min、15 min、10 min), 排水 5 min. 启动时对温度进行控制, 容积交换律 67%. 每天运行周期数随实验进度改变. 具体运行条件如表 1 所示.

表 1 厌氧氨氧化颗粒污泥工艺运行条件

Table 1 Operation conditions of anaerobic ammonia oxidizing granular sludge process

	阶段	每天周期数/个	周期时间/h	氨氮/mg·L ⁻¹	亚硝氮/mg·L ⁻¹	沉淀时间/min
启动	I (1 d ~ 34 d)	2	12	85	90 ~ 110	30 ~ 10
	II (35 d ~ 69 d)	2 ~ 3	8 ~ 12	90	90	10
	III (70 d ~ 105 d)	3	8	55	55	10

1.2 实验用水和接种污泥

实验进水为人工合成废水, NH₄⁺-N 和 NO₂⁻-N 的质量浓度比控制在 1.00 ~ 1.35 之间; 无机碳源由 NaHCO₃ 提供, C/N 为 5 : 1; KH₂PO₄ 为 2.50 mg·L⁻¹、CaCl₂ 为 12.50 mg·L⁻¹ 以及 1.00 mL·L⁻¹ 的微量元素; 微量元素成分为: EDTA (15.00 g·L⁻¹)、CoCl₂·6H₂O (0.25 g·L⁻¹)、ZnSO₄·7H₂O (0.42 g·L⁻¹)、CuSO₄·5H₂O (0.24 g·L⁻¹)、MnCl₂·4H₂O (0.98 g·L⁻¹)、H₃BO₄ (0.015 g·L⁻¹)、NiCl₂·2H₂O (0.20 g·L⁻¹)、NaWO₄·2H₂O (0.06 g·L⁻¹).

接种污泥为 90% 常温闲置 2 个月的 CANON 生物滤柱絮状污泥及 10% 低温保存 (4℃) 的厌氧氨氧化絮体污泥. CANON 生物滤柱为水厂 A/O 出水常温培养的生物滤柱, 在停止运行前具有良好的脱氮效果, 闲置 2 个月后, 所得到的絮体污泥, 接种前经过实验研究发现氨氧化菌 (AOB) 能够表现出活性 (氨氧化率达到 97.50%, 亚氮积累率达到 97.26%), 厌氧氨氧化菌不能表现出活性, 厌氧氨氧化活性测量方法参照文献 [12].

1.3 检测项目及方法

NH₄⁺-N: 纳氏试剂分光光度法; NO₂⁻-N: N-(1-萘基)-乙二胺分光光度法; NO₃⁻-N: 紫外分光光度法; 粒径: Mastersize2000 型激光粒度仪测定^[13];

MLSS: 重量法; pH、T: WTW 在线测定仪; EPS 中 PS: 苯酚-硫酸比色法; PN: 考马斯亮蓝法^[14]; EPS 的提取方法为首先取泥水混合样品于 10 mL 离心管中, 室温下用离心机以 8 000 r·min⁻¹, 离心 15 min, 倒掉上清液, 加入适量磷酸盐缓冲溶液, 将污泥稀释至原体积, 之后将污泥摇散后超声处理 3 min, 接着 80℃ 水浴 30 min (每隔 10 min 左右将泥摇匀 1 次), 最后用离心机 8 000 r·min⁻¹ 离心 15 min, 取上清液测定多糖、蛋白质含量, 剩余污泥测定 MLSS; 污泥性状采用 OLYMPUS 显微镜进行观察.

2 结果与讨论

2.1 温度控制实现厌氧氨氧化颗粒快速启动

2.1.1 启动过程中脱氮性能

在启动阶段进水 NH₄⁺-N 和 NO₂⁻-N 浓度分别为 85 mg·L⁻¹ 和 90 mg·L⁻¹ (1 ~ 35 d). 如图 1 所示, 接种初期采取常温的方式运行 (此时室温约为 23℃), 反应器内的菌种对于氨氮及亚硝氮的去除率总体上均呈现先升高再降低的趋势, 在接种时对于氨氮及亚硝氮的去除率均达到了 50.00% 以上, 随着反应运行, 氨氮及亚硝氮的去除率均有所降低, 氨氮去除率从启动初期的 66.29% 降低到 36.19%, 亚硝氮去除率从 59.71% 降低到 23.41%. 接种污泥中有 AOB 存在, 会对氨氮具有

氧化作用,从而获得了较高的氨氧化效率;运行过程中,AOB 将进水中的溶解氧消耗后不能适应厌氧环境,逐渐被淘汰出反应器,导致运行一段时间后氨氧化率出现明显降低.经过长期储存污泥中的菌种大量死亡,接种初期为异养反硝化菌提供了有机物,反硝化现象的存在,导致了较高的亚硝氮去除率;随反应运行,反硝化作用逐渐减弱,亚硝氮去除率呈现出逐渐降低的趋势.

反应器运行一段时间后,氨氮及亚硝氮的去除率均逐渐升高,总氮去除率也从 22.60% 上升到 44.23%,并维持在 40% 左右.在第 10 d,通过水浴

加热的方式将反应器内的温度提高至 27℃. 提高温度后,氨氮及亚硝氮去除率迅速提高,分别从 53.50% 和 50.23% 增长到 91.33% 和 99.69%,出水亚硝氮浓度接近于 0 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,总氮去除率达到 84.23%,且连续 7 d 保持稳定.为了实现常温条件下厌氧氨氧化启动,在第 20 d 开始逐渐降低运行温度,进入降温阶段.以每天降低 1℃ 的方式逐渐降低温度至室温($22^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$),由图 1 可见,整个过程中虽然总氮去除率有所降低,但是仍能稳定在 75% 左右,氨氮及亚硝氮平均去除率稳定在 88% 和 85%.

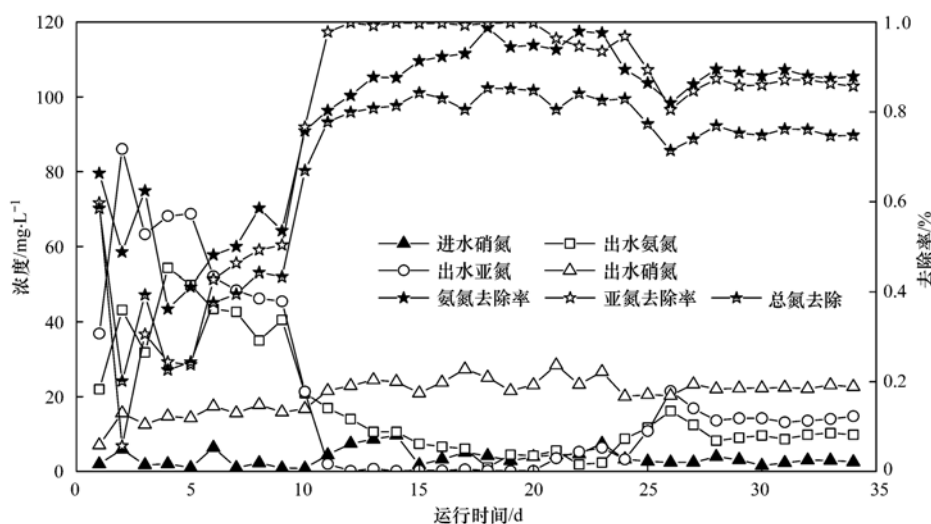


图1 启动阶段氮去除效率

Fig. 1 Nitrogen removal efficiency during the start-up stage

2.1.2 厌氧氨氧化启动过程中的化学计量比

厌氧氨氧化过程中消耗的 NH_4^+-N 和 NO_2^--N 以及生成的 NO_3^--N 之间的理论化学计量关系应为 1:1.32:0.26, 化学计量关系为衡量厌氧氨氧化生化反应的一个重要指标^[5]. 如图 2 所示在常温启动的 10 d 中,消耗的亚硝氮与氨氮的比(亚硝氮/氨氮)明显低于 1.32,产生的硝氮与消耗的氨氮的比(硝氮/氨氮)先低于 0.26 后升高到 0.26 以上.从中可知,亚硝氮/氨氮在温度升高到 27℃ 后,从 1.0 逐渐升高到 1.2 左右,更加接近理论值 1.32;硝氮/氨氮的值也越来越接近 0.26 且趋于稳定.在降温过程中亚硝氮/氨氮和硝氮/氨氮的值都出现了波动,说明温度对厌氧氨氧化反应有一定的影响,但是当温度保持在常温后,厌氧氨氧化化学计量比能够稳定在 1:1.2:0.26 左右,这一比值很接近厌氧氨氧化菌的理论化学计量关系,表明在常温条件下实现了厌氧氨氧化工艺启动完成.

张泽文等^[10]通过接种好氧硝化污泥和反硝化颗粒污泥,在启动初期亚硝氮/氨氮的值维持在 1.20 左右.刘晓宇等^[15]接种反硝化颗粒污泥及部

分厌氧氨氧化污泥启动厌氧氨氧化颗粒污泥时,在启动初期亚硝氮/氨氮高于 1.32. 污泥在接种初期都会经历细胞自溶期,接种不同的污泥会得到不同的化学计量比.在张泽文等的实验中接种污泥存在氨氧化菌(AOB),在进水中存在溶解氧的条件下会使氨氮转化为亚硝氮,增加氨氮的消耗比率;而刘晓宇等的实验中,接种污泥均为厌氧污泥,因此在启动初期反硝化现象明显,使得亚硝氮/氨氮的比率高于 1.32. 本实验接种污泥有 AOB 的存在,实验进水中含有溶解氧,使得部分氨氮转化为亚硝氮,提高了氨氮的去除负荷,从而获得的亚硝氮/氨氮低于理论值.而硝氮/氨氮值的变化主要是由于硝化细菌及反硝化细菌引起的.在接种初期低于 0.26 的原因主要是因为硝化细菌将氨氮转化为亚硝氮及硝酸盐氮,同时接种污泥不适应反应环境出现自溶现象而导致的反硝化作用消耗产生的硝酸盐氮所引起的.随着反应运行时间的延长,反硝化作用减弱,硝氮/氨氮又有所升高.升高温度后,厌氧氨氧化反应成为反应器中的主体反应,化学计量关系越来越趋于理论值 1:1.32:0.26.

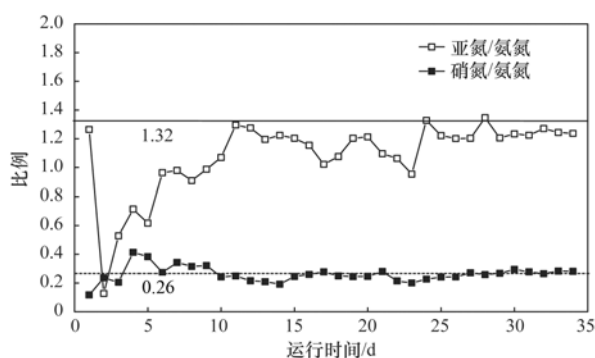


图2 厌氧氨氧化颗粒污泥启动阶段氮元素化学计量比

Fig. 2 Nitrogen stoichiometry in anaerobic ammonium oxidation granular sludge during the start-up stage

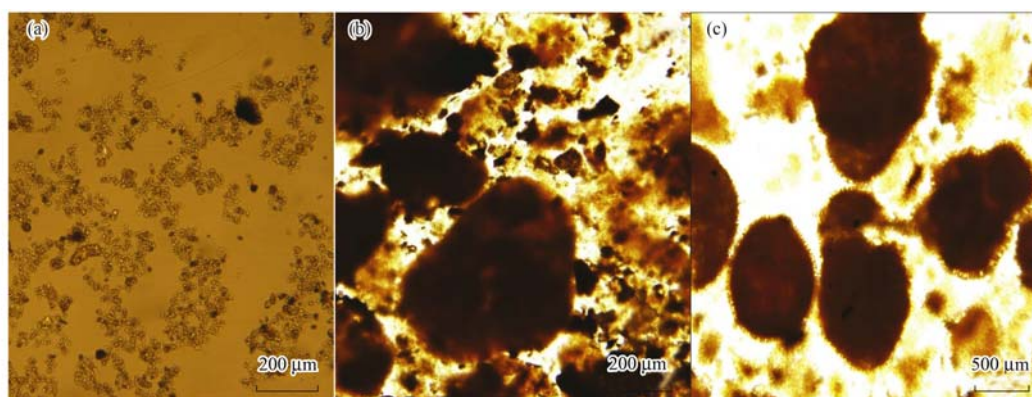
2.1.3 厌氧氨氧化颗粒污泥快速启动分析

温度是影响厌氧氨氧化工艺启动及运行的重要因素。常温条件下,厌氧氨氧化工艺启动较慢,一般长达两个月以上^[8,9]。鲍林林等^[8]通过先培养好氧生物膜,后转厌氧的方式经224 d完成了厌氧氨氧化启动,亚硝氮的去除容积负荷为 $0.104 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 。张彦江等^[9]在常温条件下(20 ~ 29℃)经过59 d启动了厌氧氨氧化工艺,容积负荷为 $0.031 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$,氨氮平均去除率为91.3%。本实验启动过程可分为3个阶段。阶段Ⅰ包含了菌体自溶期和停滞期。阶段Ⅱ在停滞期采取提高运行温度到27℃的方式,仅运行了6个周期,就获得了80%以上的总氮去除率。实现厌氧氨氧化在27℃下快速启动。在较高温度下启动完成后,通过逐渐降低温度至常温($22^\circ\text{C} \pm 1^\circ\text{C}$)的方式,保持了较高的总氮去除效率。

安芳娇等^[16]考察了温度对厌氧氨氧化处理性能的影响,发现当温度从30℃降低到25℃时,氨氮及亚硝氮的去除率分别从97.5%和98.5%降低到了81.8%和84.6%。降温幅度与本文基本相同,且降温后运行温度高于本实验运行温度,但是氨氮及

亚硝氮去除效率下降都大于本研究。本实验过程中采取逐渐降低温度的方式,每次降温幅度仅为1℃,缩小降温幅度能够减小降温对厌氧氨氧化菌活性的影响,通过先升温再逐渐降温的方式实现了常温条件下厌氧氨氧化颗粒污泥的快速启动。在启动初期(10 ~ 20 d)温度控制在27℃,一方面适当提高了启动温度,缩短了常温条件启动的启动时间,另一方面选取了中低温(27℃),减少了温差,在降温过程中减小了低温对于厌氧氨氧化菌的冲击,为厌氧氨氧化工艺的启动和低温运行提供了一种可行性的参考。由此可见,适当提高运行温度(27℃)可以加快厌氧氨氧化工艺启动,在厌氧氨氧化菌活性得到提高后,逐渐降低温度(每次降温幅度为1℃)至常温,厌氧氨氧化菌能够保持较高的活性,缩短常温厌氧氨氧化启动时间,实现常温厌氧氨氧化工艺快速启动。

Kimura等^[17]采取连续进水的方式发现当进水中的DO浓度高于 $2.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,对厌氧氨氧化产生明显抑制作用,当DO降低到 $1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下时,厌氧氨氧化菌活性恢复。由于溶解氧会对厌氧氨氧化的启动产生不利影响,研究者在启动过程中会采取氮气吹脱的方式来避免溶解氧对工艺运行产生影响^[18]。本实验氨氧化启动过程中,进水中的溶解氧达到了 $4.0 \sim 5.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,由于AOB的少量存在,能够将进水中的溶解氧消耗,提供了有利于厌氧氨氧化菌生存的厌氧环境,实现了厌氧氨氧化工艺的快速启动。因此在启动过程中可以接种含有少量好氧细菌的污泥,来解除进水中溶解氧对于厌氧氨氧化菌的负面影响。由于在启动过程中沉淀时间不断缩短,从接种时的30 min降低到第10 d的15 min,在第20 d降低到10 min。通过不断缩短沉淀时间,提供水力选择压,将沉降性能较差的污泥排除出体系,有利于厌氧氨氧化菌富集,形成颗粒。图3为



(a)1 d(10 倍物镜); (b)30 d(10 倍物镜); (c)50 d(4 倍物镜)

图3 污泥形态变化

Fig. 3 Shape change of ANAMMOX sludge

厌氧氨氧化污泥在运行过程中的显微镜图片, 可以直观地看出颗粒的形态变化. 结合马尔文所测粒径, 得出接种初期污泥为絮体污泥, 在接种 30 d 后出现了明显的红色颗粒, 平均颗粒粒径达到 430 μm , 颗粒污泥形成. 当厌氧氨氧化颗粒运行至第 50 d, 体积平均粒径已经达到 567 μm , 颜色呈现红褐色.

2.2 常温低基质条件下厌氧氨氧化颗粒稳定运行

2.2.1 厌氧氨氧化颗粒脱氮性能

根据实验条件将厌氧氨氧化颗粒稳定运行期间分为 2 个阶段. 如图 4 所示, 通过改变单周期运行时间研究了总氮容积负荷对厌氧氨氧化颗粒对氮元素的去除效果, 实现低基质(氨氮及亚硝氮均为 55 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)厌氧氨氧化颗粒稳定运行.

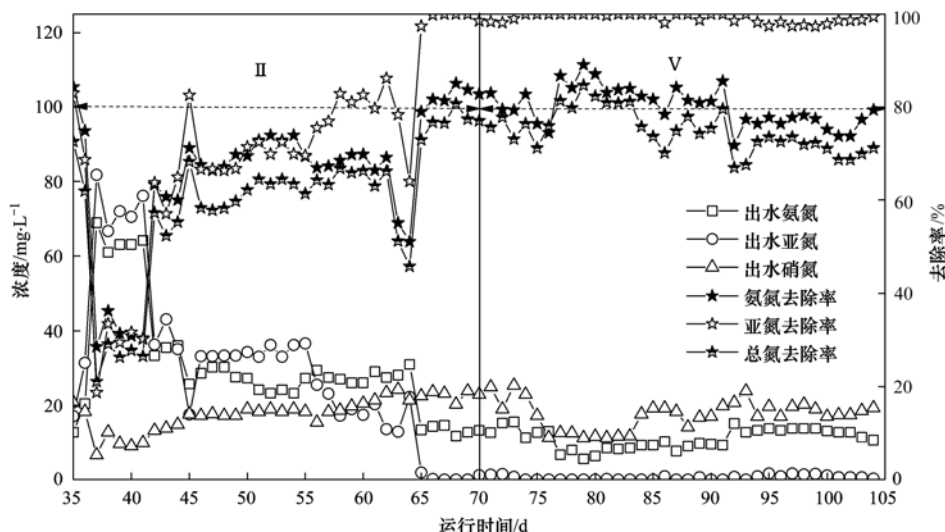


图 4 厌氧氨氧化颗粒稳定运行阶段氮去除效果

Fig. 4 Nitrogen removal effect of ANAMMOX granular sludge during the stable operation stage

阶段 II 将周期运行时间从 12 h 缩短到 8 h, 进水氨氮及亚硝氮的浓度均为 90 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 进水总氮容积负荷(以 N 计)从 0.24 $\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 升高到 0.36 $\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$. 缩短周期后, 出水中的氨氮浓度由 9 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 迅速升高到 64 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右后, 逐渐降低到 27 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 并基本保持稳定; 亚硝氮浓度从 14.23 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 升高到 76.14 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 后, 逐渐降低至 12 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 总氮去除率在 66% 左右波动. 马朝阳等^[19]发现 HRT 为 10 h 时出水效果优于 HRT 为 4 h 的去除效果, 过短的 HRT 会导致氮污染物去除不完全. 刘晓宇等^[15]在启动厌氧氨氧化颗粒污泥时发现将进水中的氨氮及亚硝氮浓度从 50 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 升高到 100 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 氨氮及亚硝氮去除率均有所降低, 水力停留时间过短会导致总氮去除率下降. 实验过程中, 将进水总氮容积负荷从 0.24 $\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 升高到 0.36 $\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$, 出现了总氮去除率下降的现象, 在改变 HRT 后出现了去除率下降.

在改变 HRT 后, 进水负荷有所提高, 为了探究影响厌氧氨氧化工艺去除率的主要因素是 HRT 还是进水负荷. 在第 60 d 将周期时间恢复 12 h, 总氮负荷调回 0.24 $\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$, 发现氮去除率在短时间内达到了稳定运行阶段初始水平. 经过 10 个周期后, 亚硝氮去除率接近 100%, 总氮去除率达到

74% 左右. 阶段 III 缩短周期至 8 h, 降低氨氮及亚硝氮浓度到 55 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 使氮负荷保持在 0.25 $\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$, 出水氨氮去除率、亚硝氮去除率及总氮去除率分别达到了 89.12%、100% 和 85.45%, 实现了低基质厌氧氨氧化颗粒的稳定运行.

在稳定运行阶段通过控制进水基质浓度和 HRT 获得了较高的去除率, 通过实验结果可以得出, 总氮去除率不是由 HRT 决定的, 要保证获得良好的出水水质, 需要控制总氮容积负荷在工艺所能承受的范围内.

2.2.2 厌氧氨氧化化学计量比

如图 5 所示, 亚硝氮/氨氮的值在每次调节进水总氮负荷后都会发生较大波动, 运行周期时间为 12 h 时低于周期时间为 8 h 时的比值. 可能是由于减少时间后, 进入到反应器中的溶解氧有所增多, 使得 AOB 能够获得较多的溶解氧来氧化氨氮, 从而获得了较高的氨氮去除率. 当反应器进水氨氮及亚硝氮浓度均为 55 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 亚硝氮/氨氮的值越来越接近理论值 1.32, 说明厌氧氨氧化菌所占比例在不断升高, 厌氧氨氧化颗粒表现出良好的抗冲击能力, 能够在进水中含有溶解氧的水质条件下稳定运行. 在厌氧氨氧化颗粒启动阶段在相同的进水水质条件下, 可以采取相对较少的周期数来减弱溶解

氧对于厌氧氨氧化颗粒启动的影响,在颗粒污泥稳定后再通过增加运行周期数,来提高处理效率,最终实现厌氧氨氧化在常温低基质条件下的稳定运行.

本实验整个阶段,硝氮/氨氮的值一直在0.26左右波动,但是在亚硝氮/氨氮的值接近1.32时,硝氮/氨氮有所升高,最高达到了0.4.此化学计量比略高于厌氧氨氧化理论化学计量比,产生这种现象的原因可能有两种:任玉辉

等^[20]在研究溶解氧对厌氧氨氧化影响时,通过FISH分析发现,反应器中存在一定量的硝化细菌.进水中含有溶解氧的条件下,系统中不是单一的厌氧氨氧化菌种,可能存在少量的亚硝酸盐氧化菌将亚硝酸盐氮转化为硝酸盐氮;反应进水中未添加有机碳源,系统中存在的少量异养菌在运行过程中被淘汰,厌氧氨氧化反应过程中产生的硝酸盐不能被消耗,在长期的运行过程中会有所积累导致硝氮/氨氮的值升高.

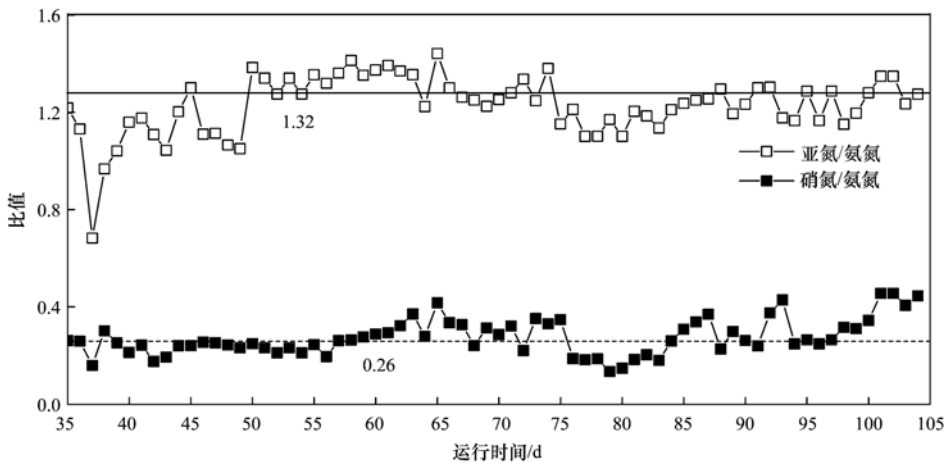


图5 厌氧氨氧化颗粒污泥稳定运行阶段氮元素化学计量比
Fig. 5 Stoichiometry of nitrogen in ANAMMOX granular sludge during the stable operation stage

2.3 厌氧氨氧化颗粒特性

2.3.1 MLSS、MLVSS 及形态变化

如图6所示,在启动初期,MLSS急剧减小,从7 367 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 降低到3 338 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,MLVSS/MLSS从0.38升高到0.59.反应接种污泥由生物滤柱冲洗污泥占主体,其中无机质含量较高,启动采取降低沉淀时间的方式来提高水力选择压,将沉淀性能较差的污泥及无机质排出;同时随着接种时间延

长,细菌的活性得到恢复,细菌开始增殖,这也使得反应器内MLSS减小,MLVSS/MLSS升高.运行35 d后,MLSS的值基本保持稳定,MLVSS和MLVSS/MLSS略微升高,表明厌氧氨氧化菌活性稳定,生物质含量不断增高.SVI是能够准确反映污泥沉淀性能的参数,SVI值越低,说明污泥沉降性能越好^[21].污泥体积指数(SVI_{30})从47.51 $\text{mL}\cdot\text{g}^{-1}$ 降低到29.51 $\text{mL}\cdot\text{g}^{-1}$,表明反应器内的污泥沉降性

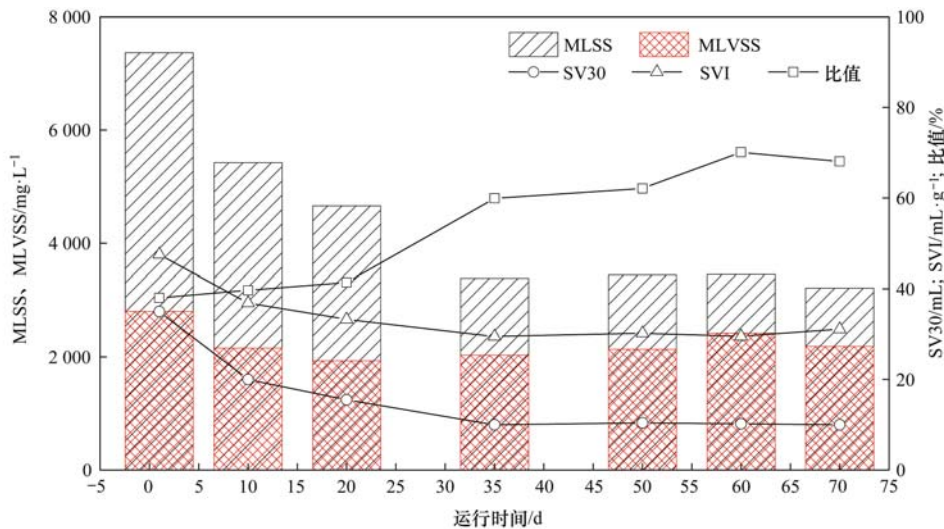


图6 厌氧氨氧化运行过程中污泥性能变化
Fig. 6 Performance changes of sludge during ANAMMOX operation

能不断提高. 在颗粒污泥形成后, SVI 基本稳定在 $30 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$, 表明具有良好的沉降性能.

2.3.2 厌氧氨氧化颗粒运行过程中胞外聚合物 (EPS) 变化

EPS 在颗粒形成和维持颗粒稳定性过程中起着重要作用, EPS 的构型和成分影响颗粒构型和完整性^[22]. 多糖 (PS)、蛋白质 (PN) 是 EPS 的重要组成部分. PS 是一种生物多糖, 可以促进细胞间的相互交流, 促进细胞形成颗粒; 细菌更倾向于接近疏水性物质, EPS 中的 PN 具有疏水性, 有利于微生物聚集, 从而形成颗粒^[23,24].

由图 7 所示, PN/PS 在第 36 d 和第 63 d 出现明显升高, 分别从 1.86 升高到 2.88、从 1.83 升高到 2.60. 有研究者发现 PN/PS 能够在很大程度上反映颗粒稳定性, 当运行条件发生改变时, PN/PS 会有明显升高^[25]. 本实验运行过程中, 由于在这两个节点前改变了进水氮负荷, 厌氧氨氧化颗粒处理效果有所下降, 导致了 PN/PS 升高. 第 75 d 后 PN/PS 保持在一个相对稳定值, 在 1.70 左右波动, 说明此时厌氧氨氧化颗粒运行稳定. 本实验过程中, PN/PS 最终达到恒定, 实现了常温低基质厌氧氨氧化颗粒的稳定运行.

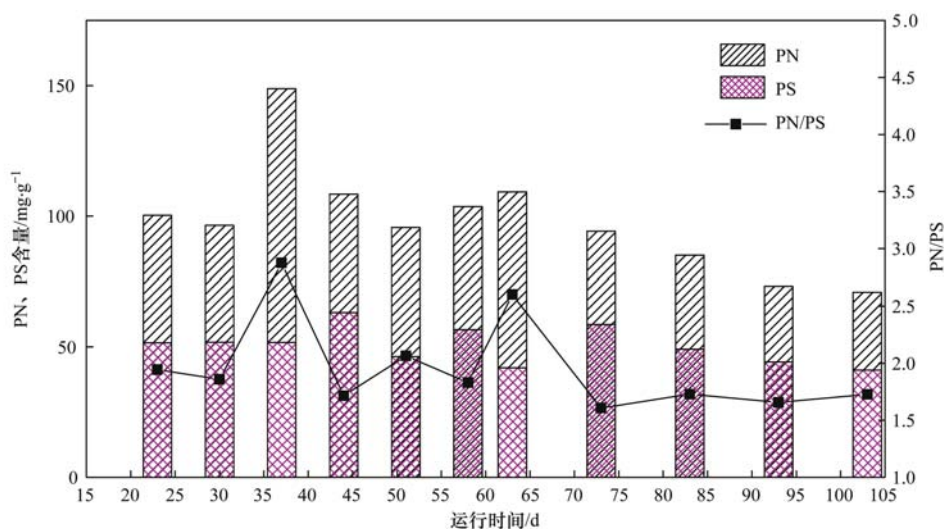


图 7 厌氧氨氧化运行过程中 EPS 变化

Fig. 7 Changes in EPS during ANAMMOX operation

3 结论

(1) 通过提高温度至 27°C 实现了厌氧氨氧化活性快速提高, 氨氮及亚硝氮去除率分别从 53.50% 和 50.23% 增长到 91.33% 和 99.69%. 再逐渐降温至常温 ($1^\circ\text{C} \cdot \text{d}^{-1}$), 同时将沉淀时间从 30 min 降低到 10 min, 经 30 d 实现了常温条件下厌氧氨氧化颗粒启动, 氨氮及亚硝氮平均去除率稳定在 88.00% 和 85.00%, 平均颗粒粒径达到 $430 \mu\text{m}$.

(2) 在进水存在溶解氧的条件下, AOB 的存在在有利于厌氧氨氧化颗粒的启动和稳定运行, 在颗粒形成后溶解氧对于厌氧氨氧化的影响不断降低, 平均氨氮、亚硝氮消耗量及硝酸盐氮生成量之比为 1: 1.25: 0.27.

(3) 在常温条件下, 通过控制 HRT 和进水基质浓度, 实现了常温低基质厌氧氨氧化颗粒的稳定运行. 影响厌氧氨氧化工艺去除率的主要是由总氮负荷决定的, 本实验条件下所能去除的总氮容积负荷为 $0.24 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 亚硝氮去除率和总氮去除率分别达到了 100% 和 85%, MLVSS/MLSS 达到

0.59, SVI 稳定在 $30 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$.

参考文献:

- [1] El Ghazali I, Saqrane S, Carvalho A P, *et al.* Effects of the microcystin profile of a cyanobacterial bloom on growth and toxin accumulation in common carp *Cyprinus carpio* larvae[J]. Journal of Fish Biology, 2010, **76**(6): 1415-1430.
- [2] van Aalst M K, Cannon T, Burton I. Community level adaptation to climate change: the potential role of participatory community risk assessment[J]. Global Environmental Change, 2008, **18**(1): 165-179.
- [3] 张杰, 周元正, 李冬, 等. 不同 SRT 选择性排泥实现除磷亚硝化试验研究[J]. 北京工业大学学报, 2015, **41**(4): 603-611.
- [4] Zhang J, Zhou Y Z, Li D, *et al.* Study on different gradients of sludge retention time and selective sludge removal for realizing dephosphorization-nitrosation system [J]. Journal of Beijing University of Technology, 2015, **41**(4): 603-611.
- [5] Schmidt I, Slikers O, Schmid M, *et al.* New concepts of microbial treatment processes for the nitrogen removal in wastewater[J]. FEMS Microbiology Reviews, 2003, **27**(4): 481-492.
- [6] Chen H, Hu H Y, Chen Q Q, *et al.* Successful start-up of the anammox process: influence of the seeding strategy on performance and granule properties. [J]. Bioresource Technology, 2016, **211**: 594-602.
- [6] Lieu P K, Hatozaki R, Homan H, *et al.* Single-stage nitrogen

- removal using ANAMMOX and partial nitrification (SNAP) for treatment of synthetic landfill leachate [J]. *Japanese Journal of Water Treatment Biology*, 2005, **41**(2): 103-112.
- [7] 张永辉, 彭永臻, 曾立云, 等. 常温低基质厌氧氨氧化 ASBR 反应器的快速启动[J]. *工业水处理*, 2017, **37**(2): 43-46, 47.
- Zhang Y H, Peng Y Z, Zeng L Y, *et al.* Quick start-up of low-substrate Anammox ASBR reactor at normal temperature [J]. *Industrial Water Treatment*, 2017, **37**(2): 43-46, 47.
- [8] 鲍林林, 赵建国, 李晓凯, 等. 常温低基质厌氧氨氧化反应器启动及其稳定性[J]. *环境工程学报*, 2013, **7**(3): 981-986.
- Bao L L, Zhao J G, Li X K, *et al.* Start-up and stability of anammox bioreactor at normal temperature and low substrate concentration [J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2013, **7**(3): 981-986.
- [9] 张彦江, 姚俊芹. 常温下 UASB 反应器厌氧氨氧化生物脱氮试验[J]. *安徽农业科学*, 2018, **46**(12): 81-83.
- Zhang Y J, Yao J Q. Anaerobic ammonia oxidation biological nitrogen removal in UASB reactor at room temperature [J]. *Journal of Anhui Agricultural Sciences*, 2018, **46**(12): 81-83.
- [10] 张泽文, 李冬, 张杰, 等. 接种单一/混合污泥对厌氧氨氧化反应器快速启动的影响[J]. *环境科学*, 2017, **38**(12): 5215-5221.
- Zhang Z W, Li D, Zhang J, *et al.* Effect of seeding single/mixed sludge on rapid start-up of an ANAMMOX reactor [J]. *Environmental Science*, 2017, **38**(12): 5215-5221.
- [11] 宋成康, 王亚宜, 韩海成, 等. 温度降低对厌氧氨氧化脱氮效能及污泥胞外聚合物的影响[J]. *中国环境科学*, 2016, **36**(7): 2006-2013.
- Song C K, Wang Y Y, Han H C, *et al.* Effect of decreasing temperature on the performance and extracellular polymer substance of anaerobic ammonia oxidation sludge [J]. *China Environmental Science*, 2016, **36**(7): 2006-2013.
- [12] 张肖静, 李冬, 梁瑜海, 等. 氨氮浓度对 CANON 工艺性能及微生物特性的影响[J]. *中国环境科学*, 2014, **34**(7): 1715-1721.
- Zhang X J, Li D, Liang Y H, *et al.* Effect of ammonia concentration on the performance and microbial characteristics of CANON process [J]. *China Environmental Science*, 2014, **34**(7): 1715-1721.
- [13] 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.
- [14] Wu J, Zhou H M, Li H Z, *et al.* Impacts of hydrodynamic shear force on nucleation of flocculent sludge in anaerobic reactor [J]. *Water Research*, 2009, **43**(12): 3029-3036.
- [15] 刘晓宇, 王思慧, 薛耀琦, 等. 厌氧氨氧化颗粒污泥的快速培养与形成机理[J]. *环境工程学报*, 2016, **10**(3): 1223-1227.
- Liu X Y, Wang S H, Xue Y Q, *et al.* Rapid cultivation and formation mechanism of ANAMMOX granular sludge [J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2016, **10**(3): 1223-1227.
- [16] 安芳娇, 彭永臻, 董志龙, 等. 不同运行策略下厌氧氨氧化的脱氮性能[J]. *环境科学*, 2018, **39**(6): 2770-2777.
- An F J, Peng Y Z, Dong Z L, *et al.* Performance of the removal of nitrogen during anaerobic ammonia oxidation using different operational strategies [J]. *Environmental Science*, 2018, **39**(6): 2770-2777.
- [17] Kimura Y, Isaka K, Kazama F. Tolerance level of dissolved oxygen to feed into anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX) reactor [J]. *Journal of Water and Environment Technology*, 2011, **9**(2): 169-178.
- [18] Hendrickx T L G, Wang Y, Kampman C, *et al.* Autotrophic nitrogen removal from low strength waste water at low temperature [J]. *Water Research*, 2012, **46**(7): 2187-2193.
- [19] 马朝阳, 门高闪, 昌文龙, 等. HRT 对厌氧氨氧化反应器脱氮效能的影响[J]. *环境科学与技术*, 2014, **37**(S1): 31-34.
- Ma C Y, Men G S, Chang W L, *et al.* HRT of anaerobic ammonia oxidation effect of biological denitrification efficiency [J]. *Environmental Science & Technology*, 2014, **37**(S1): 31-34.
- [20] 任玉辉, 王科, 李相昆, 等. 常温低基质下碱度和溶解氧对厌氧氨氧化的影响[J]. *环境科学*, 2014, **35**(11): 4218-4223.
- Ren Y H, Wang K, Li X K, *et al.* Influence of alkalinity and DO on ANAMMOX bioreactor at normal temperature and low substrate concentration [J]. *Environmental Science*, 2014, **35**(11): 4218-4223.
- [21] Zheng X L, Sun P D, Lou J Q, *et al.* Inhibition of free ammonia to the granule-based enhanced biological phosphorus removal system and the recoverability [J]. *Bioresource Technology*, 2013, **148**: 343-351.
- [22] Liu Y Q, Liu Y, Tay J H. The effects of extracellular polymeric substances on the formation and stability of biogranules [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2004, **65**(2): 143-148.
- [23] Ghigo J M. Are there biofilm-specific physiological pathways beyond a reasonable doubt? [J]. *Research in Microbiology*, 2003, **154**(1): 1-8.
- [24] Dignac M F, Urbain V, Rybacki D, *et al.* Chemical description of extracellular polymers: implication on activated sludge floc structure [J]. *Water Science and Technology*, 1998, **38**(8/9): 45-53.
- [25] Puñal A, Brauchi S, Reyes J G, *et al.* Dynamics of extracellular polymeric substances in UASB and EGSB reactors treating medium and low concentrated wastewaters [J]. *Water Science and Technology*, 2003, **48**(6): 41-49.

CONTENTS

Influence of Mountain Valley Breeze and Sea Land Breeze in Winter on Distribution of Air Pollutants in Beijing-Tianjin-Hebei Region	LI Qing-chun, LI Ju, ZHENG Zuo-fang, <i>et al.</i> (513)
A Method of Aerosol Particle Number Size Distribution Inversed by PM _{2.5} Mass Concentration in PRD	LI Fei, TAN Hao-bo, DENG Xue-jiao, <i>et al.</i> (525)
Light Absorption and Fluorescence Characteristics of Atmospheric Water-soluble Organic Compounds and Humic-like Substances During the Winter Season in Guangzhou	FAN Xing-jun, YU Xu-fang, CAO Tao, <i>et al.</i> (532)
Source Apportionment and Health Risk Quantification of Heavy Metals in PM _{2.5} in Yangzhou, China	DONG Shi-hao, XIE Yang, HUANGFU Yan-qi, <i>et al.</i> (540)
Pollution Characteristics and Source Analysis of <i>n</i> -alkanes and Saccharides in PM _{2.5} During the Winter in Liaohe City	LIU Xiao-di, MENG Jing-jing, HOU Zhan-fang, <i>et al.</i> (548)
Pollution Characteristics, Dry Deposition Fluxes, and Sources for Atmospheric Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Bosten Lake Watershed	SONG Shi-jie, HUANG Tao, ZHAO Liu-yuan, <i>et al.</i> (558)
Distribution Characteristics of Antibiotic Resistance Genes in PM _{2.5} of a Concentrated Broiler Feeding Operation	LIU Fei, XU Xia, TU Bo-wen, <i>et al.</i> (567)
Effects of Water Vapor Source and Local Evaporation on the Stable Hydrogen and Oxygen Isotopic Compositions of Precipitation	HU Yong-bo, XIAO Wei, QIAN Yu-fei, <i>et al.</i> (573)
Characteristics of Nitrogen and Phosphorus Formation in Atmospheric Deposition in Dianchi Lake and Their Contributions to Lake Loading ...	REN Jia-guo, JIA Hai-bin, JIAO Li-xin, <i>et al.</i> (582)
Temporal-spatial Distribution of Nitrogen and Phosphorus Nutrients in Lake Taihu Based on Geostatistical Analysis	LÜ Wei-wei, YAO Xin, ZHANG Bao-hua, <i>et al.</i> (590)
Effects of Cyanobacterial Blooms in Eutrophic Lakes on Water Quality of Connected Rivers	YU Mao-lei, HONG Guo-xi, XU Hai, <i>et al.</i> (603)
Contamination and Potential Ecological Risk Assessment of Heavy Metals in the Sediments of Yilong Lake, Southwest China	LI Xiao-lin, LIU En-feng, YU Zhen-zhen, <i>et al.</i> (614)
Temporal and Spatial Characteristics of Heavy Metals in Suspended Particulate Matter in Pearl River Estuary and Its Influencing Factors	DU Jia, WANG Yong-hong, HUANG Qing-hui, <i>et al.</i> (625)
Pollution Characteristics and Health Risk Assessment of Microorganism Pollutions in the Beiyun River	CHEN Lei, LI Lei-fang, ZHI Xiao-sha, <i>et al.</i> (633)
Speciation and Transformation of Phosphorus in Sediments During the Redox Cycle	HAO Wen-chao, WANG Cong-feng, YANG Zheng-jian, <i>et al.</i> (640)
Effect of Magnetic Zirconium/Iron-Modified Bentonite Addition on Phosphorus Mobilization and Species Transformation in River Sediments	WANG Yan, LIN Jian-wei, ZHAN Yan-hui, <i>et al.</i> (649)
Influence of Calcium Ion Pre-treatment on Phosphate Adsorption onto Magnetic Zirconium/Iron-modified Bentonite	ZHAO Yu-ying, LIN Jian-wei, ZHANG Hong-hua, <i>et al.</i> (658)
Effect of Nitrogen on Magnesium Modified Biochar Adsorption to Phosphorus	ZHI Meng-meng, WANG Peng-fei, HOU Ze-ying, <i>et al.</i> (669)
Removal Performance and Mechanism for Treating Phosphorus in Agricultural Wastewater by Three Adsorbents	WU Lu, LIU Feng, LONG Rui, <i>et al.</i> (677)
Photolysis Mechanism of <i>p</i> -Nitrophenol by Nitrocellulose Membrane in Aqueous Solution	DAI Zhi-feng, ZHAO Tong-qian, YIN Yong-guang, <i>et al.</i> (685)
Preparation of ZnTiO ₃ /TiO ₂ Photocatalyst and Its Mechanism on Photocatalytic Degradation of Organic Pollutants	ZHANG Wen-hai, JI Qing-hua, LAN Hua-chun, <i>et al.</i> (693)
Adsorption and Photocatalytic Removal of Chromium on High-index TiO ₂ Facet	ZHONG De-jian, ZHANG Jian-feng, LI Yao, <i>et al.</i> (701)
Reduction Cooperated Fenton Oxidation of Zero-valent Iron (ZVI) Immobilized in Alginate Microsphere for Degradation of Acid Red B	ZHANG Huan, LI Shuang-shuang, WEI Jun-fu, <i>et al.</i> (708)
Mechanism of Removing Iron and Manganese from Drinking Water Using Manganese Ore Sand and Quartz Sand as Filtering Material	CAI Yan-an, BI Xue-jun, ZHANG Jia-ning, <i>et al.</i> (717)
Preparation of Sulfonated Graphene Oxide Modified Composite Nanofiltration Membrane and Application in Salts Separation	ZHANG Yan-jun, ZHANG Shao-feng, ZHAO Chang-wei, <i>et al.</i> (724)
Purification Efficiency and Mechanism of Integrated Al Salt Flocculation-ultrafiltration Membrane Process	XUE Wen-jing, LI Wen-jiang, LIU Juan, <i>et al.</i> (730)
Threshold Flux and Membrane Fouling Analysis of the Hybrid Pre-ozonation and CNTs Membrane Modification Process	WANG Kai-lun, LIU Fang, GUAN Yu-qi, <i>et al.</i> (738)
Distribution and Removal of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Their Derivatives in SBR/MBBR Process	LIU Shu-hui, TIAN Wei-jun, ZHOU Jian-ren, <i>et al.</i> (747)
Biological Nitrogen Removal Process in a Microbubble-aerated Biofilm Reactor Treating Low C/N Wastewater	LIU Chun, WANG Cong-cong, CHEN Xiao-xuan, <i>et al.</i> (754)
Treatment of Simulated Saline Wastewater from the Coal Chemical Industry Using Ecological Floating Beds Enhanced with Arbuscular Mycorrhiza	DOU Wen-qing, HE Hao, SONG Wen-ping, <i>et al.</i> (761)
Nitrification and Bioaugmentation of Biological Treatment System of Sewage Treatment Plant at High Temperature in Summer	SONG Tian-wei, SHENG Xiao-lin, WANG Jia-de, <i>et al.</i> (768)
Characteristics of Ammonia Adsorption and Kinetics by Nitrifying Sludge Immobilized Pellets	YU De-shuang, LÜ Ting-ting, CHEN Guang-hui, <i>et al.</i> (774)
Nitrite Accumulation Characteristics of Partial Denitrification in Different Sludge Sources Using Sodium Acetate as Carbon Source	BI Chun-xue, YU De-shuang, DU Shi-ming, <i>et al.</i> (783)
Operating Characteristics of a DPR-SNED System Treating Low C/N Municipal Wastewater and Nitrate-containing Sewage	DU Shi-ming, YU De-shuang, BI Chun-xue, <i>et al.</i> (791)
Simultaneous Nitrification and Denitrifying Phosphorus Removal in Continuous Flow Reactor with Intermittent Aeration	ZHAO Zhi-chao, HUANG Jian-ming, LI Jian, <i>et al.</i> (799)
Start-up and Stable Operation of ABR-MBR Denitrifying Phosphorus Removal Process	WEI Jia-min, JIANG Zhi-yun, CHENG Cheng, <i>et al.</i> (808)
Effect of Influent C/N Ratio on the Nutrient Removal Characteristics of SNEDPR Systems	DU Ye-qi, YU De-shuang, ZHEN Jian-yuan, <i>et al.</i> (816)
Carbon and Nitrogen Removal Characteristics of ABR Decarbonization-CANON Coupling Process	LI Tian, YIN Wen, WANG Xin-zhu, <i>et al.</i> (823)
Effect of Aeration Density on Start-up of CANON Process	LI Dong, GAO Xue-jian, ZHANG Jie, <i>et al.</i> (829)
Adjusting Temperature and Settling Time to Achieve ANAMMOX Particles Rapid Start-up and Stable Operation	LI Hai-ling, LI Dong, ZHANG Jie, <i>et al.</i> (837)
Effect of C/N and Sludge Concentration on the pH-Regulated Nitrification System	ZHANG Min, WEI Jia-min, HUANG Hui-min, <i>et al.</i> (845)
Growth Features of Water Supply Pipeline Biofilms Based on Active Microorganisms	WANG Yang, ZHU Bin, TONG Jun, <i>et al.</i> (853)
Elevational Distribution Characteristics of Soil Bacterial Community and Enzyme Activities in Mount Huangshan	YAO Lan, HU Li-huang, ZHANG Huan-chao, <i>et al.</i> (859)
Microbial Community Structure Shift during Bioremediation of Petroleum Contaminated Soil Using High Throughput Sequencing	QI Yan-yun, WU Man-li, ZHU Chang-cheng, <i>et al.</i> (869)
Effect of Nitrification on N ₂ O Emissions and Their Environmental Factors in Saline-alkali Wetlands	YANG Qu, GAO Wei-feng, LIU Feng-qin, <i>et al.</i> (876)
Effect of Long-term Dairy Manure Amendment on N ₂ O and NO Emissions from Summer Maize-Winter Wheat Cropping Systems	NIE Huang-hua, ZHANG Jia-sheng, HE Zhou-ming, <i>et al.</i> (885)
Effects of Plastic Film Mulching and Nitrogen Fertilizer Application on N ₂ O Emissions from a Vegetable Field	NI Xue, HAO Qing-ju, CHEN Shi-jie, <i>et al.</i> (893)
Differences and Relationship Between Rhizosphere Characteristics and Methane Emissions of Double-cropping Rice Variety	XIAO Zhi-xiang, FU Zhi-qiang, XU Hua-qin, <i>et al.</i> (904)
Effect of Long-Term Biochar Application on Soil Respiration in Flue-Cured Tobacco Planting Fields in Henan Province	LI Ya-sen, DING Song-shuang, YIN Quan-yu, <i>et al.</i> (915)
Spatial Variability in Soil Respiration Under Different Land Use Patterns in Maocun Village, Guilin	DING Meng-kai, HU Xiao-nong, CAO Jian-hua, <i>et al.</i> (924)
Spatiotemporal Variability and Source Apportionment of Soil Heavy Metals in a Industrially Developed City	LI Feng, LIU Si-yuan, LI Yan, <i>et al.</i> (934)
Effects of Bentonite on Chemical Forms and Bioavailability of Heavy Metals in Different Types of Farmland Soils	LIN Hai, JIN Xiao-na, DONG Ying-bo, <i>et al.</i> (945)
Characteristics of Soil Organic Carbon and Mineralization with Different Stands in Jinyun Mountain	CHEN Shi-qi, LÜ Sheng, GAO Ming, <i>et al.</i> (953)
Contribution of Root Biomass to Soil Organic Carbon Under Complex Landforms Conditions	ZHANG Yan-jun, GUO Sheng-li, <i>et al.</i> (961)
Transformation and Distribution of Soil Organic Carbon and the Microbial Characteristics in Response to Different Exogenous Carbon Input Levels in Paddy Soil	WANG Ji-fei, TONG Yao-yao, ZHU Zhen-ke, <i>et al.</i> (970)
Analysis of Heavy Metal Pollution and Ecological Risk Assessment on Vegetation Leaves in Baoji City	ZHANG Jun-hui, LIN Qing, JIANG Shan, <i>et al.</i> (978)
Effect of Biochar on Available Heavy Metals During Sewage Sludge Composting and Land Application of Compost	ZHOU Ji, YU Ya-wei, JIANG Yue, <i>et al.</i> (987)
Influence of Sludge Retention Time on the Performance and Stability of Mesophilic Anaerobic Co-digestion of Food Waste with Waste Activated Sludge	YUAN Hong-lin, MA Jing, XING Bao-shan, <i>et al.</i> (994)
Performance of Treating Straw and Animal Manure Mixture by an Integrated Process of Thermo-alkali-bi-enzyme Hydrolysis-anaerobic Digestion and Conditions of High Methane Yield	BIAN Ai-qin, YUAN Ye, ZHANG Lu-lu, <i>et al.</i> (1003)