

环境科学

(HUANJING KEXUE)

ENVIRONMENTAL SCIENCE

第39卷 第4期

Vol.39 No.4

2018

中国科学院生态环境研究中心 主办
科学出版社 出版



目次

京津冀地区钢铁行业污染物排放清单及对 PM _{2.5} 影响	段文娇, 郎建全, 程水源, 贾佳, 王晓琦 (1445)
京津冀内陆平原区 PM _{2.5} 浓度时空变化定量模拟	郝静, 孙成, 郭兴宇, 王卫, 刘方田, 党海燕 (1455)
成都市冬季相对湿度对颗粒物浓度和大气能见度的影响	刘凡, 谭钦文, 江霞, 蒋文举, 宋丹林 (1466)
华山地区 PM _{2.5} 中无机离子垂直分布特征	曹聪, 王格慧, 吴灿, 李建军, 刘浪, 李瑾, 余兴 (1473)
烟花爆竹集中燃放的大气细颗粒物 (PM _{2.5}) 成分图谱	谢瑞加, 侯红霞, 陈永山 (1484)
长三角地区中小燃煤锅炉 PM _{2.5} 成分谱特征	徐健, 黄成, 李莉, 陈勇航, 楼晟荣, 乔利平, 王鸿宇 (1493)
民用燃煤排放分级颗粒物中重金属排放因子	严沁, 孔少飞, 刘海彪, 王伟, 吴剑, 郑明明, 郑淑睿, 杨国威, 吴方琪 (1502)
冬、春季青岛大气气溶胶中乙二酸的分布特征及影响因素	张帅, 石金辉, 姚小红, 高会旺 (1512)
青岛大气降水中微量元素的浓度及溶解度	李茜, 石金辉, 李鹏志, 姚小红, 高会旺 (1520)
辽东湾大气中多环芳烃的含量组成及气粒分配	张玉凤, 宋永刚, 田金, 赵海勃, 杨爽, 吴金浩 (1527)
典型地区大气新型卤代阻燃剂污染特征、来源分析及人体暴露	李琦路, 杨孔, 李军, 张干 (1537)
苏州工业园区室内外颗粒物中多溴联苯醚污染特征及人体暴露水平	王俊霞, 顾海东, 张占恩, 钱飞跃 (1544)
上海市大气污染对感冒疾病相对危险度的影响	杨丝絮, 马玉霞, 周建丁, 周骥 (1552)
城镇化河流溶解性有机质的荧光特性与水质相关性: 以宁波市北仑区芦江为例	曹昌丽, 梁梦琦, 何桂英, 纵亚男, 唐剑锋 (1560)
艾比湖区域景观格局与河流水质关系探讨	曹灿, 张飞, 阿依尼格·亚力坤, 朱世丹, 郭苗, 阿丽米热·塔力甫江, Kung Hsiangte (1568)
三峡澎溪河水华期间水体 CH ₄ 浓度及其通量变化特征初探	秦宇, 张渝阳, 李哲, 马健荣 (1578)
漓江段地表水体旱季硝酸盐动态变化特征及其来源	苗迎, 章程, 肖琼, 赵海娟, 李成习 (1589)
柳江流域饮用水源地重金属污染与健康风险评价	张清华, 韦永著, 曹建华, 于爽 (1598)
黄柏河流域梯级水库沉积物磷形态特征及磷释放通量分析	刘佳, 雷丹, 李琼, 王亮, 张平, 肖尚斌 (1608)
白洋淀典型持久性有机污染物污染特征与风险评估	高秋生, 焦立新, 杨柳, 田自强, 杨苏文, 安月霞, 贾海斌, 崔志丹 (1616)
典型有机氯农药在珠三角地区多介质环境中的归趋模拟	高梓闻, 徐月, 亦如瀚 (1628)
河道水旁路处理中试工艺中 PPCPs 的去除效果及机制	李力, 朱楦, 白瑶, 赵健, 曹之淇, 郭泓利, 李凌云, 左剑思 (1637)
蔡普生在氯消毒过程中的去除、转化与风险评价	樊鑫鑫, 杜尔登, 李佳琦, 赵丽丽, 王聿琳, 彭明国 (1645)
真空紫外/氯处理饮用水典型致嗅物质	孙昕, 张焱, 史路肖, 陈笑涵, 唐晓 (1654)
热活化过硫酸盐降解三氯生	蒋梦迪, 张清越, 季跃飞, 陆鸢鹤 (1661)
水体模拟颗粒物对四环素的吸附特性及基本规律	徐龙凤, 魏群山, 吕强, 唐立朋, 刘亚男, 柳建设 (1668)
海水优化 ANAMMOX 包埋固定化及其处理含海水污水的脱氮性能	单晓静, 于德爽, 李津, 陈光辉, 冯莉, 吕廷廷, 邵青 (1677)
外源甜菜碱投加增强高盐废水厌氧氨氧化脱氮性能	于德爽, 吴国栋, 李津, 周同, 王晓静 (1688)
硝化污泥富集及其强化高氨氮冲击的中试研究	盛晓琳, 崔灿灿, 王家德, 刘锐, 徐峰, 陈吕军 (1697)
分段进水对改良 A ² /O-BAF 双污泥系统反硝化除磷脱氮的影响	南彦斌, 彭永臻, 曾立云, 赵智超, 刘宏, 李慧, 陈永志 (1704)
不同温度下应用比值控制实现连续流好氧颗粒污泥短程硝化	梁东博, 卞伟, 阚睿哲, 王文啸, 赵青, 孙艺齐, 李军 (1713)
智能化曝气控制 A/O 工艺活性污泥特性演化对内源反硝化脱氮的作用机制	徐旻昶, 胡湛波, 张穗生, 李昊航 (1720)
温度对一体式厌氧流化床膜生物反应器运行效能及微生物群落结构的影响	李玥, 胡奇, 高文 (1731)
污泥臭原位置量工艺中抗生素的去除	汪鲁, 黄伟伟, 李彦刚, 强志民 (1739)
零价铁对污泥厌氧消化过程中四环素抗性基因水平转移的作用影响	杨帆, 徐雯丽, 钱雅洁, 刘振鸿, 薛罡, 高品 (1748)
环境因子对全自养脱氮颗粒污泥功能菌协同效应的影响	陈希, 钱飞跃, 王建芳, 高军军, 沈耀良, 贾珣 (1756)
后置固相反硝化滤池工艺沿程微生物特性	张千, 吉芳英, 徐璇 (1763)
复合菌株 YH01 + YH02 强化 SBR 好氧反硝化脱氮及菌群结构分析	陈海升, 曹刚, 张迪, 黄郑郑, 莫测辉 (1773)
氮磷失衡下膨胀污泥性能及膨胀菌群落结构变化	贺雪濛, 丁丽丽, 张璐璐, 顾卓江, 任洪强 (1782)
1 株铜绿假单胞菌对砷的降解特性及代谢途径	李想, 张雪英, 周俊, 宋军, 王建刚, 雍晓雨, 贾红华 (1794)
铜尾矿库坝面土壤微生物群落动态的驱动因子	李磊, 景炬辉, 刘晋仙, 柴宝峰 (1804)
垦殖对桂林会仙喀斯特湿地土壤养分与微生物活性的影响	黄科朝, 沈育伊, 徐广平, 黄玉清, 张德楠, 孙英杰, 李艳琼, 何文, 周龙武 (1813)
黄土丘陵区退耕还林还草对土壤细菌群落结构的影响	陈孟立, 曾全超, 黄懿梅, 倪银霞 (1824)
河岸带表层土壤的铁氨氧化 (Feammox) 脱氮机制的探究	丁帮琛, 李正魁, 朱鸿杰, 陈湜, 覃云斌, 杨建华, 胡优优 (1833)
藏猪扰动作用下的高寒草甸土壤退化特征及微生物群落结构变化	展鹏飞, 肖德荣, 闫鹏飞, 刘振亚, 马金成, 陈志明, 格茸, 田伟, 王行 (1840)
深圳湾典型红树植物根表铁膜及其重金属富集特征	沈小雪, 李瑞利, 柴民伟, 邱国玉 (1851)
香港周边海域野生鱼体内 DDTs 和 PCBs 的含量分布和食用风险评估	苏杨, 鲍恋君, 曾永平 (1861)
偏远高山湿地土壤中 PAHs 污染特征: 以神农架大九湖为例	胡天鹏, 邢新丽, 柯艳萍, 毛瑶, 黎荧, 郑煌, 喻月, 张家泉, 祁士华 (1872)
西南地区典型森林水库土壤和沉积物汞的迁移转化特征	孙涛, 马明, 王永敏, 安思危, 王定勇 (1880)
广西西江流域土壤镉含量特征及风险评估	宋波, 杨子杰, 张云霞, 王佛鹏, 周浪, 李黎, 钟雪梅 (1888)
长期施肥对旱地红壤及作物中砷累积的影响	张蓉, 余光辉, 李亚青 (1901)
三元土壤调理剂对田间水稻镉累积转运的影响	辜娇峰, 周航, 贾润语, 王倩倩, 李虹呈, 张平, 彭佩钦, 廖柏寒 (1910)
稻田土壤性质与水稻镉含量的定量关系	王梦梦, 何梦媛, 苏德纯 (1918)
钙基膨润土辅助对堆肥及土壤 Cu、Zn 形态转化和白菜吸收的影响	赵军超, 王权, 任秀娜, 李荣华, Mukesh Kumar Awasthi, Altaf Hussain Lahori, 张增强 (1926)
外源碳和氮输入对降水变化下土壤呼吸的短期影响	贺云龙, 齐玉春, 彭琴, 董云社, 郭树芳, 闫钟清, 李兆林, 王丽芹 (1934)
模拟降水量减少对大豆-冬小麦轮作农田土壤呼吸的影响	王朝辉, 陈书涛, 孙鹭, 胡正华 (1943)
紫色土丘陵区农田源头沟渠一氧化氮排放的季节差异及影响因素	田琳琳, 任光前, 朱波 (1952)
季节非对称升温对喀斯特土壤 CO ₂ 释放的影响	唐国勇, 张春华, 刘方炎, 李昆, 马艳 (1962)
《环境科学》征订启事 (1472) 《环境科学》征稿简则 (1511) 信息 (1755, 1839, 1925)	

智能化曝气控制 A/O 工艺活性污泥特性演化对内源反硝化脱氮的作用机制

徐旻旻¹, 胡湛波^{1,2*}, 张穗生³, 李昊航¹

(1. 广西大学资源环境与材料学院, 南宁 530004; 2. 广西益江环保科技股份有限公司, 南宁 530004; 3. 广西职业技术学院农业与环境工程技术系, 南宁 530226)

摘要: 将新型智能化曝气控制系统 (automatic oxygen supply device, AOSD) 应用于 A/O 工艺中, 对比分析 AOSD 系统曝气模式控制下的 A/O 工艺 (I-A/O) 与常规曝气模式 A/O 工艺 (C-A/O) 对活性污泥驯化作用、微生物菌群的分布影响, 深入探讨 I-A/O 活性污泥特性演化对内源反硝化脱氮的作用机制。结果表明 I-A/O 系统出水 NH_4^+-N 、 NO_2^--N 出现一定积累效应, 活性污泥在驯化过程中表现为更为显著的微膨胀, 在外源碳素充盈状况下能更充分地将污泥混合液中的溶解性 COD (SCOD) 富集, 将其转化为糖原 (Gly), 并在外源碳素供应匮乏的状况下激发内源反硝化脱氮反应, 内源反硝化速率 (EDNR) 平均可达 $0.83 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{h})^{-1}$, 超过 C-A/O 水平。通过 Illumina HiSeq 高通量测序技术对两系统污泥微生物群落结构解析: 两系统污泥微生物群落多样性评估区别不明显, 而 I-A/O 污泥中 Candidate division TM7 大量增殖是构成其丝状菌污泥微膨胀、Gly 贮存能力提高的优势功能菌。AOSD 的供氧模式使活性污泥特性与微生物群落在适应新环境上发生了特异性变化, 好氧异养菌代谢活性下降, 内源反硝化脱氮途径的强化使 I-A/O 实现了一种总体低氧需求的动态平衡状态。

关键词: 智能化曝气控制系统; A/O 工艺; 活性污泥特性; 碳源转化; 内源反硝化脱氮; Illumina HiSeq 高通量测序
中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301 (2018) 04-1720-11 DOI: 10.13227/j.hjxx.201706240

Mechanism of Action of Activated Sludge Properties in Nitrogen Removal by Endogenous Denitrification Through an Intelligent Aeration-controlled A/O Process

XU Min-yang¹, HU Zhan-bo^{1,2*}, ZHANG Sui-sheng³, LI Hao-hang¹

(1. School of Resources, Environment and Materials, Guangxi University, Nanning 530004, China; 2. Guangxi Yijiang Environmental Protection Technology Co., Ltd., Nanning 530004, China; 3. Department of Agriculture and Environmental Engineering, Guangxi Vocational & Technical College, Nanning 530226, China)

Abstract: In order to evaluate the mechanism of action of activated sludge properties in nitrogen removal by endogenous denitrification (henceforth EDNR), a new kind of automatic oxygen supply device (AOSD), was applied to the A/O process. The domestication effect of the aeration mode on the activated sludge properties and microbial communities was investigated under the intelligent aeration-controlled A/O process (I-A/O) and the continuous aeration A/O process (C-A/O). The results demonstrated that the effluent NH_4^+-N and NO_2^--N components showed obvious accumulation efficiencies and activated sludge generated conspicuous limited bulking in the I-A/O process. Domesticated sludge in the I-A/O process was able to enrich more SCOD to transfer into the polymeric substances as Gly, under a rich exogenous carbon supply state, and stimulated nitrogen removal by endogenous denitrifying under a scarce exogenous carbon supply state. The EDNR rate went up to $0.83 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{h})^{-1}$ in the I-A/O process, which was more than that achieved by the C-A/O process. The microbial communities in the two processes were evaluated by the Illumina HiSeq high-throughput sequencing technology. The results showed that there was no obvious difference in the sludge microbial community diversity between the two processes, but the Candidate division TM7 proliferated in the I-A/O process, and become the abundant taxa to prompt limited filamentous sludge bulking and Gly storage capability enhancement. The oxygen supply mode of AOSD made the activated sludge properties and microbial communities to be screened selectively in the new environment, aerobic heterotrophic bacterial activity to decline, and endogenous denitrifying action to strengthen, which made the I-A/O process implement a kind of dynamic balanced state that limited the DO demand.

Key words: automatic oxygen supply device (AOSD); A/O process; activated sludge properties; carbon transform; endogenous denitrifying nitrogen removal; Illumina HiSeq high-throughput sequencing

收稿日期: 2017-06-25; 修订日期: 2017-09-20

基金项目: 2015 年广西科学研究与技术开发计划项目 (桂科能 1598026-1, 桂科攻 1598016-3)

作者简介: 徐旻旻 (1991 ~), 男, 硕士研究生, 主要研究方向为水污染控制, E-mail: xmywzhz@126.com

* 通信作者, E-mail: hzb2005@126.com

在污水脱氮除磷工艺的活性污泥体系中, 脱氮菌、聚磷菌(PAOs)、聚糖菌(GAOs)等始终存在对有限外源碳素的竞争关系。而据不完全统计, 我国有 65% 以上的污水处理厂存在不同程度的进水碳源负荷不足现象, 可被微生物快速利用的易降解有机碳源也仅占 10% ~ 15%^[1], 对反硝化作用构成极其不利的影响。针对于此, 强化内源反硝化脱氮、除磷技术基于活性污泥本身可作为良好碳基质储存载体的优势, 使污泥在外源碳基质充盈状态下将过剩的碳源进行吸附、储存, 并在外源碳素匮乏的不利条件下利用其作为电子供体强化脱氮除磷, 具有降低污泥体系好氧异养菌代谢需氧量、减少外源碳素投加需求的双重节能优势, 已受到越来越多研究者的关注^[2, 3]。

驯化出具有较强富碳能力的活性污泥是强化内源反硝化作用的关键, 而在此之中活性污泥特性对碳基质的迁移、转化起到了重要的作用。Guo 等^[4]探讨了污泥中富含不同官能团的 TB-EPS 对外源有机污染物的吸附能力, 且含有甲基单层膜的 TB-EPS 吸附率最高; Akar 等^[5]使一种除磷菌 *Micrococcus phosphovor* 成为污泥体系优势菌以实现了内贮碳源聚-β-羟基烷酸酯(PHAs)积累最大化。与此同时, 不同的驯化条件(处理工艺、运行工况等)也可能诱导活性污泥性状发生特异性变化, 从而进一步改变污泥的贮碳能力。王慰等^[6]通过传统 UCT 工艺添加后置缺氧段诱发絮凝体菌增殖, 促使了糖原(glycogen, Gly)、PHAs 在污泥中的合成, 内源反硝化速率达到了 $4.72 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$; Takabatake 等^[7]在微氧/好氧交替供氧模式下以 NaAc 作为唯一碳源驯化不同 SBR 反应器中的活性污泥, 发现 PHAs 含量平均可达 18.8%, 积累能力较厌氧/好氧法更加稳定。综上所述, 工艺运行模式、污泥特性、微生物分布特征等因素均能影响反硝化作用内源碳素的富集。

本研究采用一种新型智能化曝气控制系统(automatic oxygen supply device, AOSD)。与当前普遍以 DO、pH、ORP 等作为控制参量的曝气系统不同的是, 其利用微生物对底物基质代谢作用过程中的耗氧速率、温度作为控制参数, 通过 PLC 控制器建立微生物生长代谢需氧量模型给予曝气量“按需供给”, 在达到高效除污效果的同时实现能耗精准性节约^[8]。具有准确应对污泥体系微生物溶氧代谢需求、自动化控制程度高等优点, 潜在应用前景好。尽管现有于实用性效果层面的研究已表明其控

制下的 A/O 工艺具有更强的脱氮优势, 但从好氧生物法本质层面, AOSD 独特供氧模式驯化下的活性污泥、微生物功能菌分布特征的特异性变化对脱氮途径、生物需氧量降低的作用机制仍缺乏深入探究。因此, 本研究将 AOSD 系统应用于 A/O 工艺中, 深入解析其供氧模式驯化下活性污泥特性、微生物群落分布特异性演化对污泥富碳能力及内源反硝化脱氮的作用机制, 以期为 AOSD 系统应用下的污水处理工艺在低进水碳源负荷中激发该种节能型脱氮途径的潜力提供关键理论参考。

1 材料与方法

1.1 实验装置及控制原理

由图 1、2 所示, 本实验中将常规 A/O 工艺作为对照组(continuous aeration A/O process, C-A/O), 实验组(intelligent aeration controlled A/O process, I-A/O)则在传统 A/O 工艺上于曝气系统中引入 AOSD 智能化控制装置。两系统分别由 1 个缺氧池、2 个好氧池和 1 个二沉池组成, 每个池体有效容积均为 10 L。AOSD 曝气控制系统由计算机、可编程逻辑控制器 PLC、DO 监测探头及温度传感器构成。在运行过程中, 两系统缺氧池 DO 维持在 $0 \sim 0.2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, C-A/O 好氧池保持持续供氧状态, I-A/O 则通过内置的 DO 探头及温度传感器, 实时向 PLC 控制器反馈好氧池于 1 个工作周期(120 min)内曝气/停曝过程中混合液 DO 的变化情况及水温指标, 由 PLC 系统计算微生物利用底物基质的耗氧速率, 建立模型推算当前活性污泥系统降解有机质、硝化作用的生物需氧量, 以此自动控制下 1 个工作周期内曝气/停曝的时间配置以实现按需供氧。AOSD 按需供氧的曝气/停曝运行工况对活性污泥的驯化自然形成了好氧/缺氧的交替内部环境。

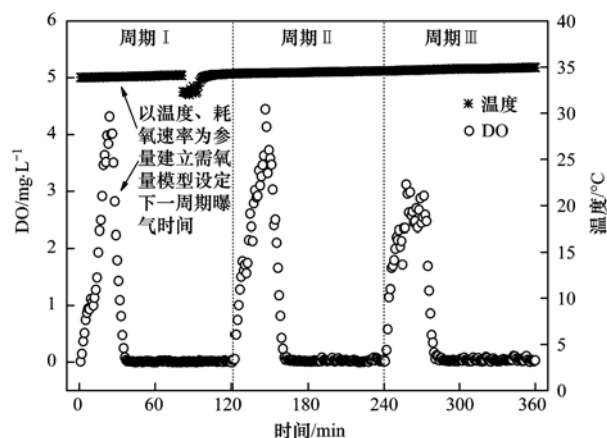
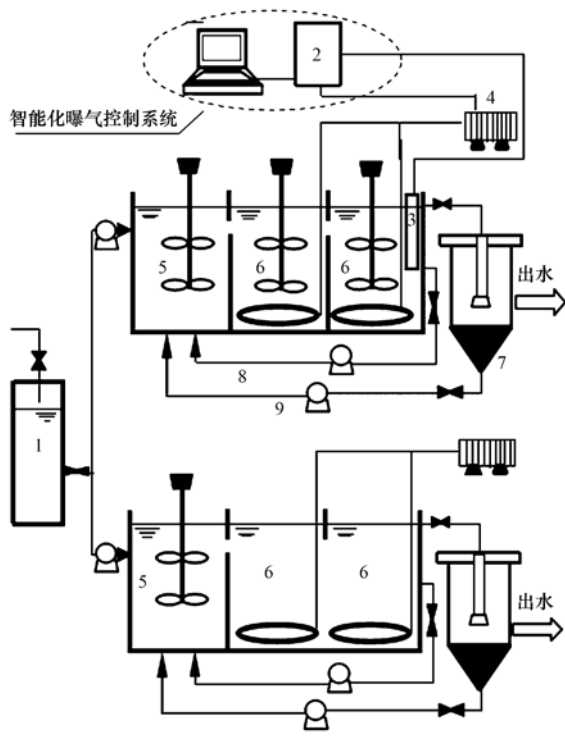


图1 AOSD 系统控制模式

Fig. 1 Control mode of AOSD



1. 进水桶; 2. PLC 控制器; 3. DO 检测器; 4. 气泵; 5. 缺氧池;
6. 好氧池; 7. 二沉池; 8. 硝化液回流; 9. 污泥回流

图 2 实验装置示意

Fig. 2 Schematic diagram of the experimental setup

1.2 实验用水及测定分析指标

实验用水采用人工模拟生活污水, 分别以葡萄糖、NaAc 作为模拟生活污水碳源, 其对 COD 的贡献比例约为 5:1; 以 NH_4Cl 、 KH_2PO_4 作为氮源、磷源, 同时投加一定量的微量元素液 (EDTA、 ZnSO_4 、 CoCl_2 、 CuSO_4 、KI、 FeCl_3 等). 常用水质指标检测方法采用文献[9]的方法测定; 混合液悬浮固体浓度 (MLSS) 用称重法; 污泥沉降比 (SV) 用 30 min 沉降法; 污泥比耗氧速率 (specific oxygen uptake rate, SOUR) 用呼吸计量法^[10]; 污泥胞外聚合物 (extracellular polymeric substances, EPS) 多糖成分用苯酚-硫酸法、EPS 蛋白质成分用考马斯亮蓝法; 浊度用硫酸肼与 6 次甲基四胺的聚合物作为标准液的分光光度法; DO 和温度测定用美国哈希荧光在线溶氧仪 (HACH SC100).

污泥内碳源用糖原 (Gly) 含量表征, 测定方法为: 取 5 mL 活性污泥混合液, 加入 0.5 mL 体积分数为 20% 的甲醛抑制污泥微生物活性. 离心去除污泥上清液, 将置有污泥的离心管放入 -20°C 的冷藏室冷冻 24 h, 第 2 d 再将其置于真空冷冻干燥机 (LGJ-10) 中在 -54°C 、0.1 mbar 条件下冷冻干燥 24 h, 使污泥充分脱水、结块, 易取出. 将全部污泥

取出置入消解管中, 加入 5 mL $0.6\text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 的盐酸溶液, 密封后在 105°C 的烘箱中消解 6 h, 提取消解后的污泥上清液用苯酚-硫酸法测定糖原浓度, 再用污泥混合液浓度 (MLSS) 将其换算为单位质量污泥中的含量, $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$.

1.3 实验方法

1.3.1 启动期实验

本实验接种污泥取自南宁市江南污水厂, 将接种污泥定量投入 I-A/O 实验组与 C-A/O 对照组各 3 L, 补充适量配水后开始启动期污泥驯化实验. 设置两系统曝气流量均为 $2.2\text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$, C-A/O 为持续曝气模式, I-A/O 曝气时间由 PLC 控制器自动控制. 延程中检测两系统活性污泥特性相关指标的变化状况、出水水质指标, 采用 SPSS 19.0 的 Pearson 秩相关性与 t 检验统计分析探讨 I-A/O 活性污泥特性变化与水质处理效果间的内在关系. 启动期两系统生活污水配水浓度及装置运行状况见表 1.

表 1 实验装置运行方案

Table 1 Test scheme for the experimental setup			
进水成分	浓度/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	控制条件	参数
COD	493.09 ± 24.43	进水流量/ $\text{mL}\cdot\text{min}^{-1}$	40
NH_4^+-N	33.10 ± 4.70	HRT/h	12.5
TN	52.10 ± 6.44	SRT/d	20
TP	8.60 ± 0.87	硝化液回流比/%	300
		曝气流量/ $\text{L}\cdot\text{min}^{-1}$	2.2
		好氧池温度/ $^\circ\text{C}$	23~26

1.3.2 活性污泥内源反硝化脱氮效能实验

本研究分取两系统驯化成熟活性污泥 1 L 于抽滤瓶中进行对比性批次实验, 全程用磁力搅拌器使污泥充分混合. 好氧段曝气至污泥混合液 DO 浓度达到 $3\sim4\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; 缺氧段封闭瓶口, 使混合液 DO 浓度维持在 $0.1\sim0.3\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 旨在由可溶性 COD (SCOD)、Gly 在活性污泥系统中的迁移、转化特征来定量分析两系统活性污泥对胞内聚合物的贮存效率及在外源碳素匮乏状态下 Gly 对内源反硝化脱氮反应的驱动响应, 为该智能曝气系统应用下的 A/O 工艺提供一条低进水碳源负荷下反硝化脱氮过程碳素优化利用的节能新思路. 实验方案由表 2 所示.

内源反硝化速率 (endogenous denitrification rate, EDNR) 如式 (1) 所示:

$$\text{EDNR} = \frac{\Delta\text{NO}_3^--\text{N}}{\Delta t}$$

(1)

式中, $\Delta\text{NO}_3^--\text{N}$: 缺氧段 NO_3^--N 的浓度变化量,

表 2 内源反硝化效能实验方案

Table 2 Experimental scheme of endogenous denitrification efficiency

项目	好氧段	缺氧段 I	缺氧段 II
条件	投加葡萄糖 0.5 g NaAc 0.5 g	投加葡萄糖 0.3 g、NaAc 0.3 g 硝酸钾 0.2 g、亚硝酸钠 0.01 g	投加硝酸钾 0.8 g
时段	0 ~ 1.5 h	2 ~ 8 h	19 ~ 62 h
目的	外源碳素充足条件下 Gly、 COD 转化特征	外源碳素充足条件下反硝化脱氮效率	外源碳素匮乏条件下内源反硝化脱氮效率

$\text{mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{h})^{-1}$; Δt : 反应时间, h.

1.3.3 Illumina HiSeq 高通量测序

利用 CTAB 法提取驯化成熟的两系统活性污泥细菌 DNA, 采用琼脂糖凝胶电泳法在 1% 凝胶浓度、120 V 电压、40 min 电泳时间、25 个循环的条件下检测所提取 DNA 的浓度与纯度. PCR 扩增及建库依托 Illumina HiSeq 高通量测序平台, 细菌测定区域为 16S rRNA (V3 + V4) 区, 引物 5'-ACTCCTACGGGAGGCAGCA-3'、5'-GGACTACHVG GGTWTCTAAT-3'. 使用 FLASH、Trimmomatic 软件对样品的双端 reads 进行拼接、过滤、去除嵌合体获得高质量 Effective Tags 序列, 以 UCLUST 对其在 97% 的相似度水平下进行聚类, 获得 OTUs 后基于细菌分类学数据库对其进行分类学注释、 α 多样性分析.

2 结果与讨论

2.1 I-A/O 系统水质处理效果变化特征

由图 3 所示, 启动期 I-A/O 系统 COD、 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 、TN 的处理效果大体经过了波动期、稳定期两个过程, 呈现出急剧恶化→逐步改善→高效平稳的变化特点. 在 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 的处理上, I-A/O 出水浓度于 1 ~ 16 d 呈现逐步降低趋势, 由 $20.32 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 逐步降至 $4.31 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 第 16 d 后系统出水效果趋于稳定, 达到《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918-2002) 一级 A 标准, 波动期约为 16 d. C-A/O 出水于全程稳定在 $1.07 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 无较大波动. 活性污泥在适应 I-A/O 系统驯化的过程中, 氨氧化细菌(AOB)、亚硝酸盐氧化菌(NO₂)的生理活性经历了一个先抑制、后恢复的过程. 由于

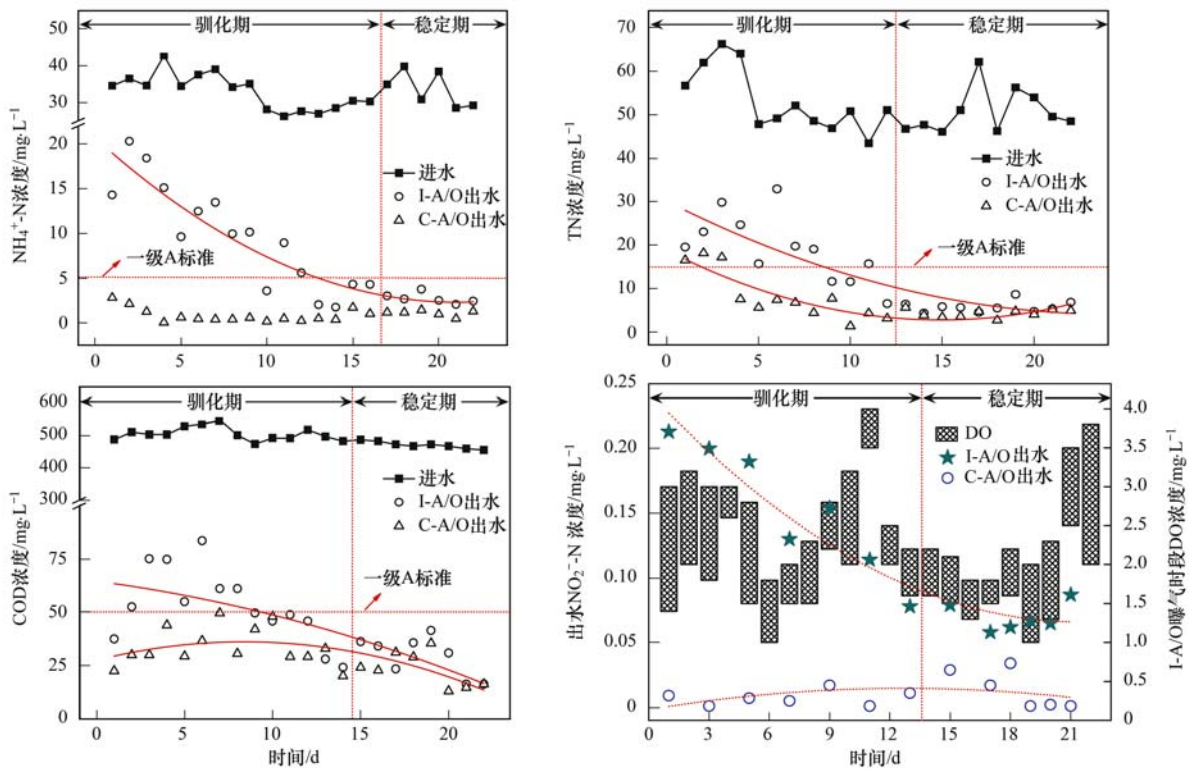


图 3 I-A/O 系统污染物去除效果

Fig. 3 Contaminant removal efficiencies in the I-A/O system

接种污泥中聚糖菌(GAOs)含量高,其好氧同化代谢所需生物需氧量大,在AOSD系统按需供氧控制的初始时段内,GAOs菌与硝化菌相比更具夺氧优势,故AOB菌、NOB菌好氧代谢作用受到抑制,启动期初出水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 积累量达到最大,分别为 $20.32\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $0.213\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。随着污泥微生物逐步适应AOSD控制下的新环境,GAOs菌受低供氧量影响其产率、活性逐步降低,促使硝化菌对DO摄取的竞争压力降低,出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度遂逐步降低。在COD去除方面,I-A/O供氧条件虽然不利于GAOs好氧代谢,但出水COD浓度也仅于波动期3~8d出现恶化,随后逐步改善,第15d后稳定在 $29.32\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,与C-A/O效果相近。同时结合稳定期I-A/O单位质量污泥COD去除负荷相对较低,仅为 $0.154\text{ g}\cdot(\text{g}\cdot\text{d})^{-1}$,反映出供氧量的改变可能强化了污泥好氧代谢作用外其它途径对碳素的移除。I-A/O的TN出水效果与 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 变化正相关, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 在启动期初的积累效应也是影响TN去除效果的主要限制性因素。沿程中C-A/O好氧池DO浓度始终维持在污水厂常规标准 $2\sim4\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 水平,I-A/O曝气时段DO浓度则基本维持在 $1.17\sim2.61\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,时间由PLC控制器自动控制在 $(34.68\pm4.85)\text{ min}$,一个工作周期内(120min)曝气量节省率达到 $(71.1\pm4.04)\%$,并无显著规律性变化,表明该污泥系统总生物需氧量并未随着AOSD系统驯化而发生明显的改变。故活性污泥特性、好氧微生物群落在适应新环境上也可能发生了特异性改变,使I-A/O实现了一种水质高效处理前提下的污泥系统低氧需求状态。

2.2 I-A/O系统活性污泥特性驯化特征

活性污泥接种于两系统后在启动期其特性演变特征如图4所示。两系统污泥沉降比(SV)在启动期1~12d急剧恶化,I-A/O由42%升至91%。12d后两系统SV渐趋于稳定,I-A/O与C-A/O分别保持在 $(91.36\pm1.43)\%$ 、 $(86.45\pm1.37)\%$ 。同时,启动期中两系统污泥的SVI也呈现不同程度的提高,相比于C-A/O,I-A/O污泥受AOSD低供氧模式的刺激,膨胀程度更为强烈。虽然在低溶解氧环境下,由于丝状菌具有较低的氧饱和常数与最大比生长速率 $\mu_{\max}$,在不利环境中占据竞争优势,易引发恶性丝状菌污泥膨胀,但由缺氧污泥微膨胀节能理论认为:适量的丝状菌微膨胀不仅不会导致污泥恶性上浮,还能利用其生理优势物理捕获部分污染物质,改善出水浊度。在AOSD系统驯化下,I-

A/O污泥SVI维持在 $130\sim170\text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}$ 水平,出水浊度在启动期初迅速恶化后不断恢复,第21d后降至4.52NTU,出水悬浮固体(SS)大量减少、更加清澈,与郭建华等^[11]将DO浓度维持在 $0.5\sim0.7\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 所致的污泥驯化特点相似。

SOUR可反映单位质量好氧微生物的好氧代谢强度。由图4所示:4~12d中,C-A/O好氧微生物能在较短时间内适应新环境,好氧代谢活性恢复迅速;而I-A/O好氧微生物好氧代谢活性在启动期初受供氧条件抑制作用更明显,SOUR仅为 $(13.66\pm0.62)\text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$,且12d后SOUR才有所恢复。Ni等^[12]的研究认为,在对DO的摄取阶段中,异养菌、自养菌各自最大耗氧速率 $\text{OUR}_{\max}$ 发生在不同的时段,且异养菌对DO的利用具有更高的优先级。在本研究中,I-A/O的SOUR与SVI的变化呈现一定正相关关系($r=0.864$, $P=0.059>0.05$),表明在AOSD驯化下,启动初期未能得以充分好氧代谢的外碳源基质大量积聚在污泥絮体表面,污泥微膨胀状态下的丝状菌骨架结构有利于就近将其物理捕获、利用;同时微膨胀污泥的絮体松散,比表面积增大,有利于DO传质^[13],也使SOUR得以恢复,超过丁逸宁等^[10]的测量值。

胞外聚合物EPS是活性污泥絮体重要的组成部分,其主要由蛋白质、多糖、腐殖酸、DNA等构成,其中多糖、蛋白质成分占整个EPS质量70%~80%,起到对菌体细胞保护、黏附絮凝、为内源呼吸阶段提供碳源等作用^[14]。由图4所示,两系统EPS蛋白质成分含量均不断降低,而EPS多糖成分则不断增加。其中I-A/O的EPS多糖在启动期4~12d由 $6.2\text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 增至 $12.62\text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$,12d后逐渐稳定,积累效应更加显著。EPS的蛋白质与多糖比例(PN/PS)会导致污泥表面化学官能团产生差异,较高的PS含量有助于提高胞间粘附性,也可在内源代谢期提供菌体生长、代谢的“维持能”^[15];胡小兵等^[16]将胞外聚合物对生活污水碳源的吸附过程用Lagergerm单层吸附模型与Ritchie双层吸附模型拟合,发现松散结合型胞外聚合物(LB-EPS)可将外源碳素运输到紧密结合型胞外聚合物(TB-EPS)中贮存,且TB-EPS对碳素的吸附量与多糖成分含量比正相关。在本研究中,I-A/O污泥EPS中的多糖/蛋白质由5.36逐步升至22.64,与出水COD浓度变化显著负相关($r=-0.985$, $P=0.002<0.05$,表3),说明4~12dEPS多糖成分的不断提高很大程度上是由无法充分好氧代谢的外源溶解

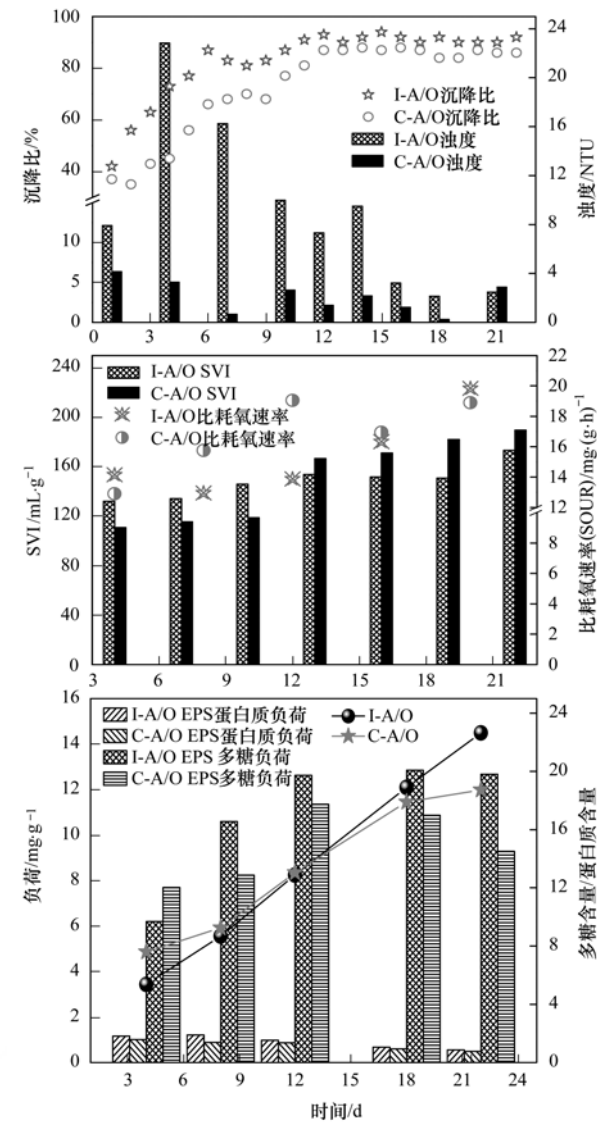


图4 I-A/O系统活性污泥特性演化特征
Fig. 4 Evolution characteristics of the activated sludge properties in the I-A/O system

性 COD(SCOD)进行 $\text{SCOD} \rightarrow \text{EPS}$ 多糖成分的黏附贮存所致, 多糖贮存速率达到 $3.21 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$, 高于 C-A/O 污泥的 $1.83 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$ 速率水平. 综上所述, 结合 15 d 后 I-A/O 水质处理效果及污泥特性变化基本趋于稳定, 可认为活性污泥驯化已成熟. I-A/O 驯化的活性污泥能更好地通过物理特性的变化吸附、贮存外源碳素, 并以富碳特性作为微生物生长代谢、水质处理的影响载体.

2.3 I-A/O 系统活性污泥内源反硝化脱氮效能

聚羟基烷酸酯 (PHAs)、糖原质 (Gly) 等是活性污泥在外源碳基质匮乏状态下反硝化菌、PAOs 菌进行反硝化脱氮、除磷主要代谢的胞内聚合物, 其中 Gly 是内源反硝化主要利用的内碳源物质^[17]. 结合 I-A/O 活性污泥的富碳作用与 AOSD 系统供氧模式更有利于营造缺氧环境, 设计实验探究 I-A/O 内源反硝化脱氮潜力. 由图 5、表 4 所示: 在 0~1.5 h 的好氧曝气过程中, I-A/O 系统表现出对碳素更充分的转移、利用效率, SCOD 的降解速率 $\Delta \text{SCOD} / \Delta t$ 、Gly 的合成速率 $\Delta \text{Gly} / \Delta t$ 平均为 $486 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{h})^{-1}$ 、 $43.32 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{h})^{-1}$, 均高于 C-A/O 系统. 好氧段 SCOD 的移除可通过污泥表面粘附、好氧代谢、同化为内聚物等途径得以实现, 其中 $\Delta \text{Gly} / \Delta \text{SCOD}$ 值表示污泥微生物每降解单位浓度的碳基质所合成的胞内糖原的量, 可表征微生物将外源碳素富集为内碳源的能力. Ciggin 等^[18] 估计活性污泥系统在好氧/缺氧交替工况运行条件驯化下该值理论为 0.66. 而本研究中 I-A/O 该值由 0.056 逐步增至 0.813, 结合 I-A/O 于 0~1 h 较高的 $\Delta \text{SCOD} / \Delta t$, 说明活性污泥在好氧段初迅速吸附大量 SCOD, 随之好氧段后期具有储存 Gly 能力的微

表3 活性污泥特性指标间的皮尔逊相关系数¹⁾

项目	I-A/O 系统					C-A/O 系统				
	SVI	SOUR	多糖	蛋白质	多糖/蛋白质	SVI	SOUR	多糖	蛋白质	多糖/蛋白质
SOUR	0.864	1				0.834	1			
多糖	0.737	0.439	1			0.758	0.757	1		
蛋白质	-0.893 *	-0.919 *	-0.671	1		-0.877	-0.657	-0.411	1	
多糖/蛋白质	0.921 *	0.873	0.811	-0.968 **	1	0.969 **	0.749	0.627	-0.963 **	1
出水 COD	-0.954 *	-0.819	-0.869	0.932 *	-0.985 **	-0.757	-0.602	-0.238	0.758	-0.746

1) * 表示在 0.05 水平 (双侧) 上显著相关; ** 表示在 0.01 水平 (双侧) 上显著相关

生物快速将外碳源实现 $\text{SCOD} \rightarrow \text{Gly}$ 的转化贮存. C-A/O 的 $\Delta \text{Gly} / \Delta \text{SCOD}$ 值低于理论值, 可能是较高的供氧量驯化条件有助于增殖好氧异养菌产率, 使 SCOD 的好氧代谢途径更为显著.

在缺氧段 I 中外碳源供应充足条件下, C-A/O 系统 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 反硝化在 2~4 h 基本完成, 平均反硝化速率达到 $6.53 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{h})^{-1}$; I-A/O 系统 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 反硝化持续到第 5 h, 其平均值仅为 3.09

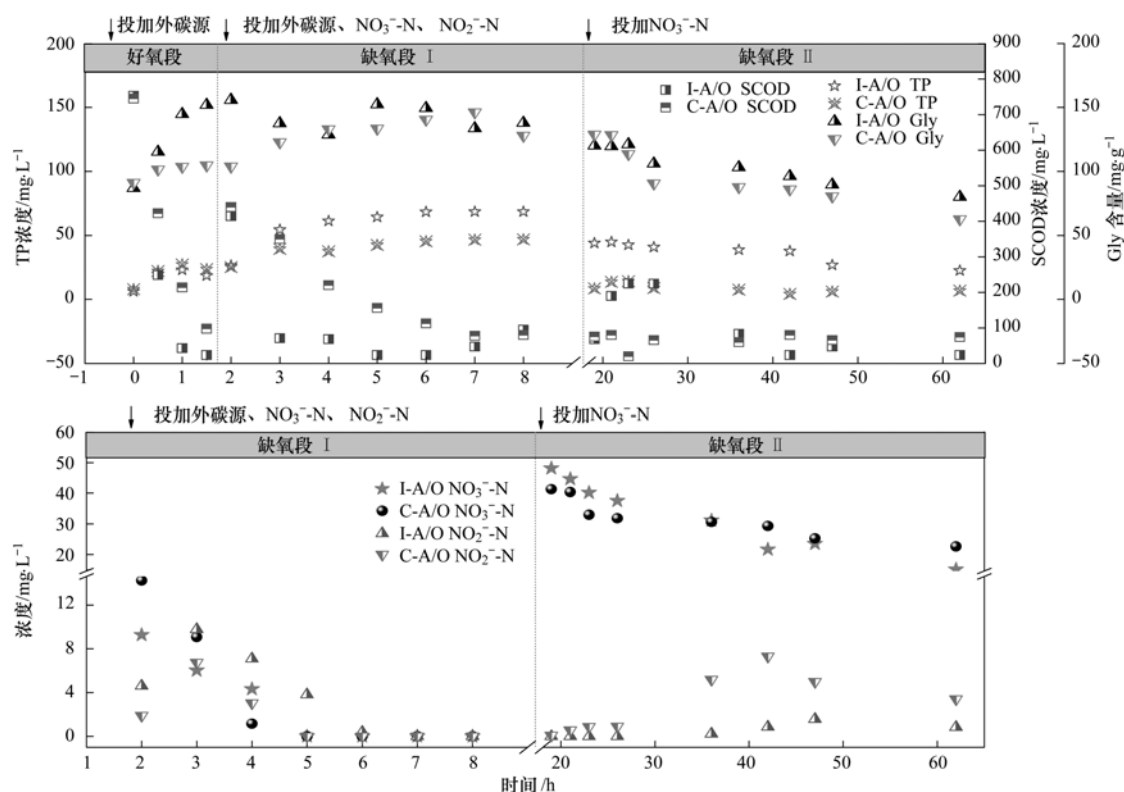


图5 活性污泥系统碳素利用途径及内源反硝化率

Fig. 5 Carbon utilization approach and endogenous denitrification rate in the activated sludge systems

$\text{mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{h})^{-1}$, 反硝化效率较低. $\text{NO}_x\text{-N}$ 反硝化需要碳素作为电子供体, $\Delta\text{SCOD}/\Delta\text{NO}_x\text{-N}$ 表示反硝化1 mg氮素所消耗的 SCOD 的量, 理论上当 N_2 为最终产物时, 由化学计量分析 $\Delta\text{SCOD}/\Delta\text{NO}_x\text{-N}$ 值为 $4.58 \text{ mg} \cdot \text{mg}^{-1}$. 由表4所示: 在初期2~3 h中, I-A/O系统 $\Delta\text{SCOD}/\Delta\text{NO}_x\text{-N}$ 值为 $105.92 \text{ mg} \cdot \text{mg}^{-1}$, 远远大于理论值, 表明活性污泥在摄取一部分碳素提供反硝化电子供体的同时, 又存在将富余碳素大量捕获的作用, 致使 SCOD 由 $414.2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 骤降至 $71.01 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 在2~5 h中, 由于反应初期外碳源被活性污泥大量吸附、转移, 使得残余 SCOD 量相对于 C-A/O 更为匮乏, I-A/O 污泥反硝化菌受到更明显的抑制, 并开始促发一定程度的内源反硝化. 与此同时, I-A/O 污泥 Gly 含量处于不断合成、降解的动态变化之中, 5~8 h 外碳源基本利用完毕后, Gly 作为内贮碳源开始被消耗, 优先 C-A/O 系统过渡到内源反硝化阶段.

反硝化菌在利用快速降解 COD(RBCOD) 与细胞内源代谢产物降解的 COD(SBCOD) 时存在不同的速率梯度, 缺氧段 II 处于外碳源基质匮乏状态, 两系统均以消耗内碳源 Gly 实现不同程度内源反硝

化脱氮反应. I-A/O 内源反硝化速率(EDNR)在19~62 h中平均达到 $0.83 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{h})^{-1}$, C-A/O 平均为 $0.26 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{h})^{-1}$, 虽然脱氮效率相比于缺氧段 I 受到了明显的抑制, 但 I-A/O 系统驯化的活性污泥能更好地将 $\text{SCOD} \rightarrow \text{Gly}$ 过程转化的内碳源加以利用, 相比于 C-A/O 更具脱氮优势, 略低于王慰等^[6] EDNR 实验值 $4.72 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$ 的结果[I-A/O 的 MLSS 为 $5570 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, EDNR 经换算为 $3.57 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$]. 在此过程中, I-A/O 污泥 Gly 消耗速率($\Delta\text{Gly}/\Delta t$)小于 C-A/O, 一方面是其对 SCOD 存在反复的吸附、脱附过程, 19~23 h 中脱离污泥系统黏附的 RBCOD 更有利于 NO_3^- -N 还原酶发挥反硝化优势^[19]; 且菌胶团菌生成与胞内聚合物的积累量正相关, I-A/O 系统污泥混合液浓度(MLSS)始终高于 C-A/O, Gly 总贮存含量高, 缓和了内源反硝化对内碳源的消耗速率. 此外, I-A/O 系统污泥在好氧段、缺氧段 I 中 Gly 的有效积累也在一定程度上缓和了反硝化菌与反硝化除磷菌对碳素的争夺, 缺氧段 II 中内源反硝化除磷速率($-\Delta\text{TP}/\Delta t$)平均为 $0.49 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{h})^{-1}$, 在实现减少外源碳投加量的节能理念上较 C-A/O 系统达成了“一碳两用”优化.

表 4 实验周期内相关参数的历时变化¹⁾

Table 4 Parameters during the experiment cycles									
实验条件	时段/h	$\Delta\text{SCOD}/\Delta t/\text{mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{h})^{-1}$		$\Delta\text{Gly}/\Delta t/\text{mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$		$\Delta\text{Gly}/\Delta\text{SCOD}$		$\Delta\text{TP}/\Delta t/\text{mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{h})^{-1}$	
		I-A/O	C-A/O	I-A/O	C-A/O	I-A/O	C-A/O	I-A/O	C-A/O
好氧段	0~0.5	-1 008.28	-644.78	56.48	20.86	0.056	0.032	27.42	28.4
	0.5~1	-411.84	-417.96	59.04	4.22	0.143	0.010	6.38	10.18
	1~1.5	-37.88	-232.28	14.44	1.94	0.831	0.008	-9.08	-7.4
实验条件	时段/h	$\text{NO}_3^- \text{-N}$ 反硝化速率 DNR $/\text{mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{h})^{-1}$		$\Delta\text{SCOD}/\Delta\text{NO}_x \text{-N}$ $/\text{mg}\cdot\text{mg}^{-1}$		$\Delta\text{Gly}/\Delta t$ $/\text{mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$		$\Delta\text{TP}/\Delta t$ $/\text{mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{h})^{-1}$	
		I-A/O	C-A/O	I-A/O	C-A/O	I-A/O	C-A/O	I-A/O	C-A/O
缺氧段 I	2~3	3.24	5.17	105.92	17.41	-18.25	18.94	27.91	14.12
	3~4	1.72	7.9	0.54	7.36	-8.79	10.21	6.93	-1.88
	4~5	4.31	1.15	5.95	15.27	23.54	0.44	2.95	5.03
	5~6	0	0	0.05	0	-2.88	6.92	4.05	2.88
	6~8	0	0	0	0	-5.81	-6.22	0.12	0.67
实验条件	时段/h	$\text{NO}_3^- \text{-N}$ 内源反硝化速率 EDNR/ $\text{mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{h})^{-1}$		$\Delta\text{Gly}/\Delta\text{NO}_3^- \text{-N}$		$\Delta\text{Gly}/\Delta t$ $/\text{mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$		$\Delta\text{TP}/\Delta t$ $/\text{mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{h})^{-1}$	
		I-A/O	C-A/O	I-A/O	C-A/O	I-A/O	C-A/O	I-A/O	C-A/O
缺氧段 II	19~23	2.66	0.25	—	15.24	0.25	-3.81	-0.34	1.44
	23~36	0.69	0.18	2	11	-1.38	-1.98	-0.29	-0.51
	36~47	0.69	0.49	1.77	1.35	-1.22	-0.66	-1.08	-0.13
	47~62	0.56	0.17	1.14	6.94	-0.64	-1.18	-0.29	0.05

1) 数据前负号表示增长率为负

2.4 I-A/O 系统活性污泥功能菌分布特征

2.4.1 系统微生物群落多样性评估

对启动期末两系统驯化成熟的活性污泥微生物进行 Illumina HiSeq 高通量测序, 由图 6 所示: A01、A02 分别为 I-A/O、C-A/O 污泥样本, 其分别产生 1 063、1 026 条 OTU, 其中 869 条 OTU 为两个样品所共有, 微生物群落相似度较高。由表 5 可知, 两系统污泥 α 多样性指数总体上差异不大, I-A/O 系统

ACE、Chao 1 指数分别为 1 096.027 7、1 130.881 4, 略高于 C-A/O, 物种较为丰富; 而 Simpson、Shannon 指数分别为 0.045 1、4.918 7, 样品物种多样性较低。周莉娜等^[20]用 PLFA 法分析亚硝氮对厌氧微生物群落影响时发现 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 等抑制剂对群落丰富度有抑制作用, 表明前文中 I-A/O 的供氧模式造成的污泥混合液 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 的积累效应对污泥微生物的物种数、多样性水平有一定影响。

表 5 α 多样性指数统计

Table 5 Diversity index statistic of α						
实验组别	OTU	ACE 指数	Chao 1 指数	Simpson 指数	Shannon 指数	盖度
I-A/O	1063	1 096.027 7	1 130.881 4	0.045 1	4.918 7	0.998 2
C-A/O	1026	1 054.785 6	1 070.507 0	0.024 2	5.011 7	0.998 4

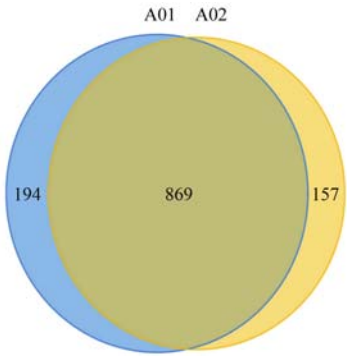


图 6 OTU Venn 图

Fig. 6 Venn diagram of OTU

2.4.2 系统污泥微生物优势菌群分布特征

由图 7 所示: 在门分类水平上两系统污泥微生物

主要有变形菌门 (Proteobacteria)、拟杆菌门 (Bacteroidetes)、Candidate division TM7 菌门、浮霉菌门 (Planctomycetes)、绿弯菌门 (Chloroflexi)、绿菌门 (Chlorobi)、硝化螺菌门 (Nitrospirae)、酸杆菌门 (Acidobacteria) 等。其中变形菌门为两系统活性污泥所占比例最大的菌门, I-A/O、C-A/O 相对丰度分别达到 38.27%、45.89%, 其次为拟杆菌门, 其相对丰度分别达到 19.66%、31.52%。在纲水平上, 两系统污泥主要检测出了 α -Proteobacterium、 β -Proteobacterium、 δ -Proteobacterium、噬纤维菌纲 (Cytophagia)、鞘脂杆菌纲 (Sphingobacteriia) 等。 β -Proteobacterium 能够较好地适应低溶解氧环境并利用有机物进行脱氮

反应,是一种污水厂广泛存在的重要脱氮菌群^[21,22]. I-A/O 污泥中该菌所占变形菌门比重最大,达到了 28.22%,为脱氮作用重要功能菌.而在科水平上,相比于 C-A/O, I-A/O 的噬几丁质杆

菌科 (Chitinophagaceae) 占据更大丰度比, Chitinophagaceae 则不仅能分解几丁质,还能利用其自身合成的氮、碳基质作为底物以提供能量代谢^[23].

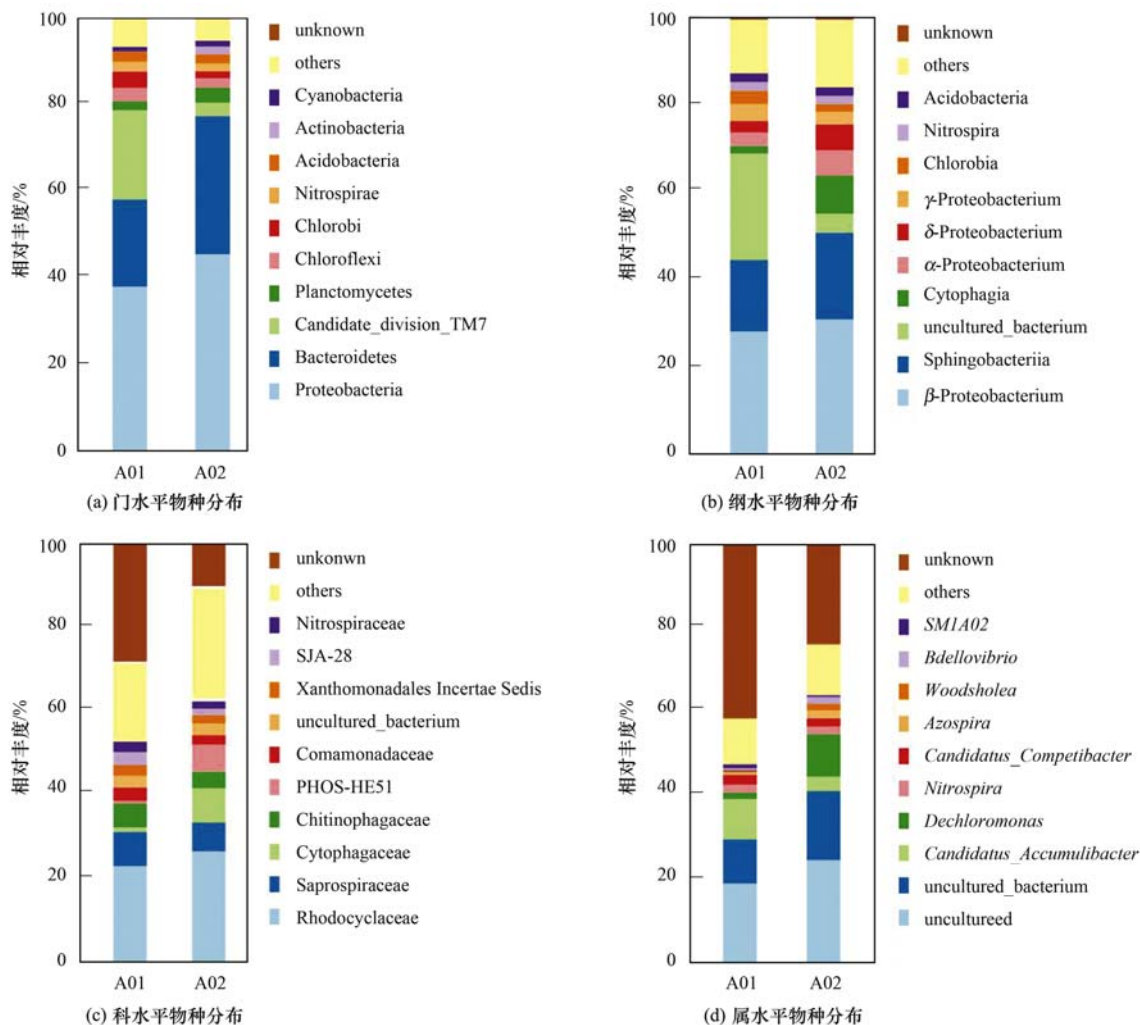


图 7 门、纲、科、属水平物种分布

Fig. 7 Species distribution levels of phylum, class, family, and genus

端正花等^[24]在研究低温下活性污泥膨胀的微生物群落结构时发现污泥膨胀性与腐螺旋菌科 (Saprospiraceae)、黄杆菌科 (Flavobacteriales)、Candidatus Microthrix 的增殖、衰减密切相关.而由图 7 所示, Candidate_division_TM7 在 I-A/O 污泥中所占菌群丰度比达到 20.75%, 远超 C-A/O 水平, 是促进污泥微膨胀, 强化对碳素吸附、贮存作用的丝状菌优势菌.除此之外, 绿弯菌门 (Chloroflexi)、黄杆菌目 (Flavobacteriales) 等在 I-A/O 中丰度比分别为 3.09%、1.55%, 属于构成污泥微膨胀的次一级影响菌种.由于 Chloroflexi 菌门大多为存在于污泥絮体中丝状菌, 常与 Candidate_division_TM7、

Bacteroidetes 伴生, 可通过骨架作用黏附蛋白质、淀粉, 恶化污泥沉降性^[25], 进一步证实前文研究中 I-A/O 污泥的微膨胀、EPS 多糖成分、Gly 的大量积累与该功能菌的增殖可能具有密切的关系.与此同时, 在属水平上两系统活性污泥硝化菌属仅检测出硝化螺菌属 (Nitrospira), 且丰度比差异不大, 既表明 AOSD 的低供氧条件在一定程度上仍能满足 Nitrospira 属基本生物需氧量, 也由于 Nitrospira 较硝化杆菌属 (Nitrobacter) 更适宜低 DO 环境, 与 Liu 等^[26]的研究结果相似.综上所述, AOSD 系统低供氧需求、活性污泥特性变化对系统内源反硝化反应的作用机制可用图 8 所示.

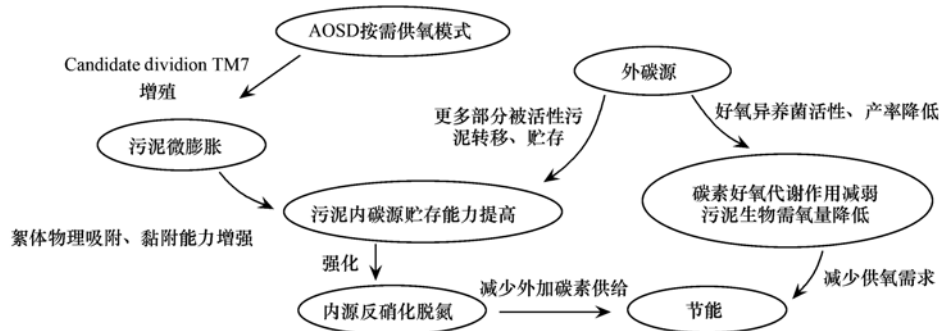


图 8 I-A/O 活性污泥特性变化对内源反硝化脱氮的作用机制

Fig. 8 Changes in the action mechanisms of the sludge properties in removing nitrogen by endogenous denitrification in the I-A/O system

3 结论

(1) I-A/O 供氧模式驯化下其活性污泥发生了更明显的微膨胀, EPS 多糖成分积累速率更大, 达到 $3.21 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$, 部分外源碳素发生了向 EPS 多糖成分的转移贮存. $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的硝化作用在启动期初被明显抑制, 随着活性污泥微生物逐步适应新环境, 其出水中的积累效应不断改善.

(2) I-A/O 活性污泥在外源碳素充足的条件下能更充分地将污泥混合液中 SCOD 向 Gly 转移贮存, 并在外源碳素供应匮乏的条件下提供反硝化电子供体以激发脱氮反应, 内源反硝化速率 (EDNR) 平均可达 $0.83 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{h})^{-1}$, 超过 C-A/O 水平. I-A/O 污泥系统富碳能力较 C-A/O 更强, 在一定程度上优化了进水碳源负荷匮乏条件下的污水脱氮效果.

(3) 两系统污泥微生物群落多样性评估差异不大. 变形菌门为两系统相对丰度最大的菌门; Candidate_division_TM7 为促发 I-A/O 污泥微膨胀、黏附贮存外碳源、强化内源反硝化的主要丝状菌; 起到脱氮作用的优势硝化菌属为硝化螺菌属 (*Nitrospira*). AOSD 的供氧模式使活性污泥特性与微生物群落在适应环境上发生了特异性变化, 异养菌好氧代谢活性下降, 内源反硝化脱氮途径的强化使 I-A/O 实现了一种总体低氧需求的动态平衡状态.

致谢: 感谢日本公益财团法人国际科学振兴财团 (FAIS) 稻森悠平、陶村贵两位研究员提供 AOSD 实验装置并给予启动指导.

参考文献:

- [1] 黄健, 汤利华, 唐玉朝, 等. 化学除磷比值对低碳源污水脱氮除磷的影响[J]. 中国给水排水, 2012, 28(3): 94-97, 101.
Huang J, Tang L H, Tang Y C, et al. Effect of chemical phosphorus removal ratio on nitrogen and phosphorus removal

from low carbon municipal wastewater [J]. China Water & Wastewater, 2012, 28(3): 94-97, 101.

- [2] 王亚宜, 王淑莹, 彭永臻, 等. 污水有机碳源特征及温度对反硝化聚磷的影响[J]. 环境科学学报, 2006, 26(2): 186-192.
Wang Y Y, Wang S Y, Peng Y Z, et al. The influence of carbon source and temperature on the denitrifying dephosphorus removal in wastewater treatment process [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2006, 26(2): 186-192.
- [3] Bernat K, Wojnowska-Baryła I, Dobrzyńska A. Denitrification with endogenous carbon source at low C/N and its effect on P (3HB) accumulation [J]. Bioresource Technology, 2008, 99(7): 2410-2418.
- [4] Guo J S, Zhang P, Chen Y P, et al. Microbial attachment and adsorption-desorption kinetic of tightly bound extracellular polymeric substances on model organic surfaces [J]. Chemical Engineering Journal, 2015, 279: 516-521.
- [5] Akar A, Akkaya E U, Yesiladali S K, et al. Accumulation of polyhydroxyalkanoates by *Microlunatus phosphovorius* under various growth conditions [J]. Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology, 2006, 33(3): 215-220.
- [6] 王慰, 王淑莹, 张琼, 等. 后置缺氧 UCT 分段进水工艺处理低 C/N 城市污水 [J]. 中国环境科学, 2016, 36(7): 1997-2005.
Wang W, Wang S Y, Zhang Q, et al. Post-anoxic UCT step-feed process in treating municipal wastewater with low C/N ratios [J]. China Environmental Science, 2016, 36(7): 1997-2005.
- [7] Takabatake H, Satoh H, Mino T, et al. PHA (polyhydroxyalkanoate) production potential of activated sludge treating wastewater [J]. Water Science and Technology, 2002, 45(12): 119-126.
- [8] Badiss M, Suemura T, Inamori R, et al. Domestic wastewater treatment by ASP using AOSD and fix ON/OFF time in intermittently aerated single reactor [J]. Journal of Bioindustrial Science, 2013, 2(1): 25-33.
- [9] 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.
- [10] 丁逸宁, 韦朝海, 吴海珍, 等. 基于流体分离污泥的异质性: 微生物活性和群落结构 [J]. 环境科学学报, 2016, 36(2): 491-498.
Ding Y N, Wei C H, Wu H Z, et al. The heterogeneity of the activated sludge based on fluid separation: the microbial activity and community structure [J]. Acta Scientiae Circumstantiae,

- 2016, **36**(2): 491-498.
- [11] 郭建华, 王淑莹, 彭永臻, 等. 低溶解氧污泥微膨胀节能方法在 A/O 中的试验验证[J]. 环境科学, 2008, **29**(12): 3348-3352.
- Guo J H, Wang S Y, Peng Y Z, *et al.* Energy saving achieved by limited filamentous bulking under low Dissolved oxygen: experimental validation in A/O process [J]. Environmental Science, 2008, **29**(12): 3348-3352.
- [12] Ni B J, Yu H Q, Sun Y J. Modeling simultaneous autotrophic and heterotrophic growth in aerobic granules [J]. Water Research, 2008, **42**(6-7): 1583-1594.
- [13] Ewa K, Ewa P, Magdalena Z. Use of Lecane rotifers for limiting Thiothrix filamentous bacteria in bulking activated sludge in a dairy wastewater treatment plant [J]. Archives of Biological Sciences, 2014, **66**(4): 1371-1378.
- [14] Ye F X, Peng G, Li Y. Influences of influent carbon source on extracellular polymeric substances (EPS) and physicochemical properties of activated sludge[J]. Chemosphere, 2011, **84**(9): 1250-1255.
- [15] Basuvaraj M, Fein J, Liss S N. Protein and polysaccharide content of tightly and loosely bound extracellular polymeric substances and the development of a granular activated sludge floc [J]. Water Research, 2015, **82**: 104-117.
- [16] 胡小兵, 叶星, 周元凯, 等. 胞外聚合物对活性污泥吸附生活污水碳源的影响[J]. 环境科学学报, 2016, **36**(11): 4062-4069.
- Hu X B, Ye X, Zhou Y K, *et al.* The effect of extracellular polymeric substances on adsorption of the carbon source in sewage by activated sludge[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2016, **36**(11): 4062-4069.
- [17] Winkler M, Coats E R, Brinkman C K. Advancing post-anoxic denitrification for biological nutrient removal [J]. Water Research, 2011, **45**(18): 6119-6130.
- [18] Çiğdem A S, Karahan Ö, Orhon D. Effect of feeding pattern on biochemical storage by activated sludge under anoxic conditions [J]. Water Research, 2007, **41**(4): 924-934.
- [19] Sun H H, Wu Q, Yu P, *et al.* Denitrification using excess activated sludge as carbon source: performance and the microbial community dynamics[J]. Bioresource Technology, 2017, **238**: 624-632.
- [20] 周莉娜, 苏润华, 马思佳, 等. 基于 PLFA 法分析亚硝氮、硝氮和氨氮对厌氧微生物细菌群落的影响[J]. 环境科学学报, 2016, **36**(2): 499-505.
- Zhou L N, Su R H, Ma S J, *et al.* Effects of nitrite, nitrate and ammonia nitrogen on anaerobic microbial community characterized by using phospholipid fatty acid PLFA method [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2016, **36**(2): 499-505.
- [21] Chakraborty A, Picardal F. Induction of nitrate-dependent Fe(II) oxidation by Fe(II) in *Dechloromonas* sp. Strain UWNR4 and *Acidovorax* sp. Strain 2AN [J]. Applied and Environmental Microbiology, 2013, **79**(2): 748-752.
- [22] 王硕, 徐巧, 张光生, 等. 完全混合式曝气系统运行特性及微生物群落结构解析[J]. 环境科学, 2017, **38**(2): 665-671.
- Wang S, Xu Q, Zhang G S, *et al.* Operational performance and microbial community structure in a completely mixed aeration system[J]. Environmental Science, 2017, **38**(2): 665-671.
- [23] Krustok I, Truu J, Odlaar M, *et al.* Effect of lake water on algal biomass and microbial community structure in municipal wastewater-based lab-scale photobioreactors [J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2015, **99**(15): 6537-6549.
- [24] 端正花, 潘留明, 陈晓欧, 等. 低温下活性污泥膨胀的微生物群落结构研究[J]. 环境科学, 2016, **37**(3): 1070-1074.
- Duan Z H, Pan L M, Chen X O, *et al.* Changes of microbial community structure in activated sludge bulking at low temperature[J]. Environmental Science, 2016, **37**(3): 1070-1074.
- [25] Larsen P, Nielsen J L, Otzen D, *et al.* Amyloid-like adhesins produced by floc-forming and filamentous bacteria in activated sludge[J]. Applied and Environmental Microbiology, 2008, **74**(5): 1517-1526.
- [26] Liu G Q, Wang J M. Long-term low DO enriches and shifts nitrifier community in activated sludge [J]. Environmental Science & Technology, 2013, **47**(10): 5109-5117.

CONTENTS

Air Pollutant Emission Inventory from Iron and Steel Industry in the Beijing-Tianjin-Hebei Region and Its Impact on PM _{2.5}	DUAN Wen-jiao, LANG Jian-lei, CHENG Shui-yuan, <i>et al.</i> (1445)
Simulation of the Spatio-temporally Resolved PM _{2.5} Aerosol Mass Concentration over the Inland Plain of the Beijing-Tianjin-Hebei Region	HAO Jing, SUN Cheng, GUO Xing-yu, <i>et al.</i> (1455)
Effect of Relative Humidity on Particulate Matter Concentration and Visibility During Winter in Chengdu	LIU Fan, TAN Qin-wen, JIANG Xia, <i>et al.</i> (1466)
Vertical Distributional Characteristics of Inorganic Ions of PM _{2.5} at Mt. Huashan, Inland China	CAO Cong, WANG Ge-hui, WU Can, <i>et al.</i> (1473)
Analysis of the Composition of Atmospheric Fine Particles (PM _{2.5}) Produced by Burning Fireworks	XIE Rui-jia, HOU Hong-xia, CHEN Yong-shan (1484)
Chemical Composition Characteristics of PM _{2.5} Emitted by Medium and Small Capacity Coal-fired Boilers in the Yangtze River Delta Region	XU Jian, HUANG Cheng, LI Li, <i>et al.</i> (1493)
Emission Factors of Heavy Metals in Size-resolved Particles Emitted from Residential Coal Combustion	YAN Qin, KONG Shao-fei, LIU Hai-biao, <i>et al.</i> (1502)
Distribution of Oxalate in Atmospheric Aerosols and the Related Influencing Factors in Qingdao, During Winter and Spring	ZHANG Shuai, SHI Jin-hui, YAO Xiao-hong, <i>et al.</i> (1512)
Concentrations and Solubility of Trace Elements in Atmospheric Precipitation in Qingdao	LI Qian, SHI Jin-hui, LI Peng-zhi, <i>et al.</i> (1520)
Occurrence and Gas-particle Partitioning of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Air of Liaodong Bay	ZHANG Yu-feng, SONG Yong-gang, TIAN Jin, <i>et al.</i> (1527)
Analysis of Sources, Pollution Characteristics, and Human Exposure to Atmospheric New Halogenated Flame Retardants in Selected Areas	LI Qi-lu, YANG Kong, LI Jun, <i>et al.</i> (1537)
Contamination Characterization and Human Exposure Levels to Polybrominated Diphenyl Ethers in Indoor and Outdoor Air in Industrial Park of Suzhou City	WANG Jun-xia, GU Hai-dong, ZHANG Zhan-en, <i>et al.</i> (1544)
Effect of Air Pollution on the Cold Disease in Shanghai	YANG Si-xu, MA Yu-xia, ZHOU Jian-ding, <i>et al.</i> (1552)
Fluorescent Dissolved Organic Matter and Its Correlation with Water Quality in a Urban River: A Case Study of the Lujiang River in Beilun, Ningbo	CAO Chang-li, LIANG Meng-qi, HE Gui-ying, <i>et al.</i> (1560)
Relationship Between Landscape Pattern and Water Quality in the Ebinur Lake Region	CAO Can, ZHANG Fei, Ayinigeer·Yalikun, <i>et al.</i> (1568)
CH ₄ Fluxes During the Algal Bloom in the Pengxi River	QIN Yu, ZHANG Yu-yang, LI Zhe, <i>et al.</i> (1578)
Dynamic Variations and Sources of Nitrate During Dry Season in the Lijiang River	MIAO Ying, ZHANG Cheng, XIAO Qiong, <i>et al.</i> (1589)
Heavy Metal Pollution of the Drinking Water Sources in the Lujiang River Basin, and Related Health Risk Assessments	ZHANG Qing-hua, WEI Yong-zhu, CAO Jian-hua, <i>et al.</i> (1598)
Characteristics of Phosphorus Fractions and Phosphate Diffusion Fluxes of Sediments in Cascade Reservoirs of the Huangbai River	LIU Jia, LEI Dan, LI Qiong, <i>et al.</i> (1608)
Occurrence and Ecological Risk Assessment of Typical Persistent Organic Pollutants in Baiyangdian Lake	GAO Qiu-sheng, JIAO Li-xin, YANG Liu, <i>et al.</i> (1616)
Simulating the Fate of Typical Organochlorine Pesticides in the Multimedia Environment of the Pearl River Delta	GAO Zi-wen, XU Yue, YI Ru-han (1628)
Mechanisms and Efficiencies of Removal of PPCPs by Pilot River Water Bypass Treatment Process	LI Li, ZHU Bing, BAI Yao, <i>et al.</i> (1637)
Chlorination of Naproxen: Removal, Transformation and Risk Assessment	FAN Xin-xin, DU Er-deng, LI Jia-qi, <i>et al.</i> (1645)
Removing Typical Odorants in Drinking Water by Vacuum Ultraviolet Combined with Chlorine	SUN Xin, ZHANG Yi, SHI Lu-xiao, <i>et al.</i> (1654)
Degradation of Triclosan by Heat Activated Persulfate Oxidation	JIANG Meng-di, ZHANG Qing-yue, JI Yue-fei, <i>et al.</i> (1661)
Adsorption of Tetracycline on Simulated Suspended Particles in Water	XU Long-feng, WEI Qun-shan, LÜ Qiang, <i>et al.</i> (1668)
Characteristics and Performance of Embedded ANAMMOX Bacteria in Treating Saline Wastewater	SHAN Xiao-jing, YU De-shuang, LI Jin, <i>et al.</i> (1677)
Enhanced Nitrogen Removal of ANAMMOX Treating Saline Wastewater With Betaine Addition	YU De-shuang, WU Guo-dong, LI Jin, <i>et al.</i> (1688)
Pilot-scale Experiment on Enrichment of Nitrifying Activated Sludge and Its Application in Enhancing a Wastewater Biological Treatment System Against Ammonia Shocking Loads	SHENG Xiao-lin, CUI Can-can, WANG Jia-de, <i>et al.</i> (1697)
Effect of Step Feed on Denitrifying Phosphorus and Nitrate Removal in a Modification of the Two Sludge A ² /O-BAF System	NAN Yan-bin, PENG Yong-zhen, ZENG Li-yun, <i>et al.</i> (1704)
Achieving Partial Nitrification in a Continuous-flow Aerobic Granular Sludge Reactor at Different Temperatures Through Ratio Control	LIANG Dong-bo, BIAN Wei, KAN Rui-zhe, <i>et al.</i> (1713)
Mechanism of Action of Activated Sludge Properties in Nitrogen Removal by Endogenous Denitrification Through an Intelligent Aeration-controlled A/O Process	XU Min-yang, HU Zhan-bo, ZHANG Sui-sheng, <i>et al.</i> (1720)
Effect of Temperature on the Performance and Microbial Community Structure in an Integrated Anaerobic Fluidized-bed Membrane Bioreactor Treating Benzothiazole Wastewater	LI Yue, HU Qi, GAO Da-wen (1731)
Removal of Antibiotics During In-situ Sludge Ozone-reduction Process	WANG Lu, BEN Wei-wei, LI Yan-gang, <i>et al.</i> (1739)
Effect of Zero Valent Iron on the Horizontal Gene Transfer of Tetracycline Resistance Genes During Anaerobic Sludge Digestion Process	YANG Fan, XU Wen-li, QIAN Ya-jie, <i>et al.</i> (1748)
Effects of Environmental Factors on the Synergy of Functional Bacteria in Completely Autotrophic Granular Sludge	CHEN Xi, QIAN Fei-yue, WANG Jian-fang, <i>et al.</i> (1756)
Microbiological Characteristics of a Post Solid-Phase Denitrification Biofilter Process	ZHANG Qian, JI Fang-ying, XU Xuan (1763)
Aerobic Denitrification and Microbial Community Shift in SBR Bioaugmented with Strains YH01 and YH02	CHEN Hai-sheng, CAO Gang, ZHANG Di, <i>et al.</i> (1773)
Performance, Sludge Characteristics, and the Microbial Community Dynamics of Bulking Sludge Under Different Nitrogen and Phosphorus Imbalances	HE Xue-meng, DING Li-li, ZHANG Lu-lu, <i>et al.</i> (1782)
Degradation Characteristics and Metabolic Pathway of a Pyrene-Degrading <i>Pseudomonas aeruginosa</i> Strain	LI Xiang, ZHANG Xue-ying, ZHOU Jun, <i>et al.</i> (1794)
Driving Factors of the Dynamics of Microbial Community in a Dam of Copper Mine Tailings	LI Cui, JING Ju-hui, LIU Jin-xian, <i>et al.</i> (1804)
Effects of Reclamation on Soil Nutrients and Microbial Activities in the Huixian Karst Wetland in Guilin	HUANG Ke-chao, SHEN Yu-yi, XU Guang-ping, <i>et al.</i> (1813)
Effects of the Farmland-to-Forest/Grassland Conversion Program on the Soil Bacterial Community in the Loess Hilly Region	CHEN Meng-li, ZENG Quan-chao, HUANG Yi-mei, <i>et al.</i> (1824)
Insight into the Mechanism of Feammox in the Surface Soils of a Riparian Zone	DING Bang-jing, LI Zheng-kui, ZHU Hong-jie, <i>et al.</i> (1833)
Soil Degradation-Associated Microbial Community Structure Changes in an Alpine Meadow Under Tibetan Pig Herding	ZHAN Peng-fei, XIAO De-rong, YAN Peng-fei, <i>et al.</i> (1840)
Characteristics of Iron Plaque and Its Heavy Metal Enrichment in Typical Mangrove Plants in Shenzhen Bay, China	SHEN Xiao-xue, LI Rui-li, CHAI Min-wei, <i>et al.</i> (1851)
Spatial Distribution of DDTs and PCBs in Wild Fish from Hong Kong Coastal Areas and Potential Human Health Risk Assessment	SU Yang, BAO Lian-jun, ZENG Eddy Y (1861)
Pollution Characteristics of PAHs in Soil from a Remote Mountain Wetland-Dajiu Lake, Shengnongjia	HU Tian-peng, XING Xin-li, KE Yan-ping, <i>et al.</i> (1872)
Migration and Transformation of Mercury in Unsubmerged Soil and Sediment at One Typical Forest Reservoir in Southwest China	SUN Tao, MA Ming, WANG Yong-min, <i>et al.</i> (1880)
Accumulation of Cd and Its Risks in the Soils of the Xijiang River Drainage Basin in Guangxi	SONG Bo, YANG Zi-jie, ZHANG Yun-xia, <i>et al.</i> (1888)
Effects of Long-term Fertilization Regimes on As Accumulation in Upland Red Earth and the Crops Growing on It	ZHANG Rong, YU Guang-hui, LI Ya-qing (1901)
Effects of a Tribasic Amendment on Cadmium and Arsenic Accumulation and Translocation in Rice in a Field Experiment	GU Jiao-feng, ZHOU Hang, JIA Run-yu, <i>et al.</i> (1910)
Quantitative Relationship Between Paddy Soil Properties and Cadmium Content in Rice Grains	WANG Meng-meng, HE Meng-yuan, SU De-chun (1918)
Effect of Ca-bentonite on Cu and Zn Forms in Compost and Soil, and Their Absorption by Chinese Cabbage	ZHAO Jun-chao, WANG Quan, REN Xiu-na, <i>et al.</i> (1926)
Effects of Short-term Exogenous Nitrogen and Carbon Input on Soil Respiration Under Changing Precipitation Pattern	HE Yun-long, QI Yu-chun, PENG Qin, <i>et al.</i> (1934)
Effects of Simulated Precipitation Reduction on Soil Respiration in a Soybean-Winter Wheat Rotation Cropland	WANG Zhao-hui, CHEN Shu-tao, SUN Lu, <i>et al.</i> (1943)
Seasonal Variation in Nitric Oxide Emission from an Agricultural Headwater Ditch in the Hilly Purple Soil Area and the Factors Influencing Emission	TIAN Lin-lin, REN Guang-qian, ZHU Bo (1952)
Effects of Seasonal Asymmetric Warming on Soil CO ₂ Release in Karst Region	TANG Guo-yong, ZHANG Chun-hua, LIU Fang-yan, <i>et al.</i> (1962)