

环境科学

(HUANJING KEXUE)

ENVIRONMENTAL SCIENCE

第37卷 第5期

Vol.37 No.5

2016

中国科学院生态环境研究中心 主办
科学出版社 出版



目次

2015年12月北京市空气重污染过程分析及污染源排放变化	薛亦峰,周震,聂滕,潘涛,齐璐,聂磊,王占山,李云婷,李雪峰,田贺忠(1593)
北京 APEC 期间大气颗粒物中类腐殖酸的污染特征及来源	周雪明,仝雪娇,项萍,谭吉华,段菁春,何晓明,贺克斌,马永亮(1602)
利用 SPAMS 分析北京市硫酸盐、硝酸盐和铵盐季节变化特征及潜在源区分布	刘浪,张文杰,杜世勇,侯鲁健,韩斌,杨文,陈敏东,白志鹏(1609)
兰州城区大气 PM _{2.5} 污染特征及来源解析	王新,聂燕,陈红,王博,黄韬,夏敦胜(1619)
成都市西南郊区春季大气 PM _{2.5} 的污染水平及来源解析	林瑜,叶芝祥,杨怀金,张菊,殷蔚雯,李晓芬(1629)
中亚热带背景区重庆四面山大气气态总汞含量变化特征	刘伟明,马明,王定勇,孙涛,魏世强(1639)
固定源排放污染物健康风险评价方法的建立	陈强,吴焕波(1646)
北京市典型燃烧源颗粒物排放水平与特征测试	胡月琪,郭晓东,王琛,梁云平,马召辉(1653)
南京公园降尘中重金属污染水平及风险评价	王呈,钱新,李慧明,孙一轩,王金花(1662)
CoCuMnO ₂ 光催化氧化多组分 VOCs 特性及其动力学	孟海龙,卜龙利,刘嘉栋,高波,冯奇奇,谭娜,谢帅(1670)
大辽河感潮河段及近岸河口氮、磷的分布及潜在性富营养化	张雷,曹伟,马迎群,韩超南,秦延文,赵艳民,刘志超,杨晨晨(1677)
典型温冰川区湖泊的稳定同位素空间分布特征	史晓宜,蒲焘,何元庆,陆浩,牛贺文,夏敦胜(1685)
利用δ ¹⁵ N-NO ₃ ⁻ 和 δ ¹⁸ O-NO ₃ ⁻ 示踪北京城区河流硝酸盐来源	赵庆良,马慧雅,任玉芬,王效科,彭剑锋,贺成武,武俊良,刘梦贞,闫苗苗(1692)
柳江盆地浅层地下水硝酸盐分布特征及影响因素分析	王贺,谷洪彪,迟宝明,李海君,姜海宁(1699)
三峡库区小流域不同土地利用类型对氮素流失影响	陈成龙,高明,倪九派,谢德体,邓华(1707)
亚热带农区生态沟渠对农业径流中氮素迁移拦截效应研究	王迪,李红芳,刘锋,王毅,钟元春,何洋,肖润林,吴金水(1717)
平原河网典型污染物生物降解系数的研究	冯帅,李叙勇,邓建才(1724)
沉水植物对沉积物微生物群落结构影响:以洪泽湖湿地为例	张丁予,章婷曦,董丹萍,李德芳,王国祥(1734)
苏南水库硅藻群落结构特征及其控制因素	任杰,周涛,朱广伟,金颖薇,崔扬,许海,朱梦圆,夏明芳,陈伟民(1742)
河北衡水湖湿地汞污染现状及生态风险评价	王乃姗,张曼胤,崔丽娟,马牧源,颜亮,穆泳林,秦鹏(1754)
顺德水道土壤及沉积物中重金属分布及潜在生态风险评价	蔡怡敏,陈卫平,彭驰,王铁宇,肖荣波(1763)
台州电子垃圾拆解区水和沉积物中多溴联苯醚污染特征与生态风险	陈香平,彭宝琦,吕素平,陈强,张勇,黄长江,董巧香(1771)
乌江中上游段河水主要离子化学特征及控制因素	黄奇波,覃小群,刘朋雨,蓝芳宁,张连凯,苏春田(1779)
岩溶流域地下水 TOC 输出及影响因素分析:以重庆丰都雪玉洞地下河流域为例	王巧莲,蒋勇军,陈宇(1788)
广东英德宝晶宫洞穴滴水元素季节变化与影响因素	黄嘉仪,陈琳,陈琼,刘淑华,杨亮,童晓宁,贺海波,米小建,邓肖敏,彭小桃,李汉杰,杨琰,周厚云(1798)
基于 PCR-DGGE 和拟杆菌(<i>Bacteroides</i>) 16S rRNA 的岩溶地下水粪便污染源示踪研究:以重庆南山老龙洞地下河系统为例	张弘,蒋勇军,张远瞩,段逸凡,吕现福,贺秋芳(1805)
典型岩溶区地下河中溶解态脂类生物标志物来源解析及其变化特征	梁作兵,孙玉川,李建鸿,王尊波,谢正兰,张媚,廖昱,江泽利(1814)
钴活化过一硫酸盐氧化过程中卤代副产物的生成	刘阔,金浩,董为,季跃飞,陆隽鹤(1823)
天冬氨酸在氯化过程中生成消毒副产物二氯乙腈的研究	丁春生,李乃军,张涛,章梦青(1831)
臭氧氧化饮用水过程中可同化有机碳生成的影响因素	董秉直,张佳丽,何畅(1837)
污水管网典型混流制区域水量水质波动特征解析	程珣,张明凯,刘艳臣,施汉昌(1845)
HDTMA 改性沸石的制备及吸附废水中对硝基苯酚的性能和动力学	郭俊元,王彬(1852)
放射性废水处理中吸附铀的优势藻种筛选	李鑫,胡洪营,余骏一,赵文玉(1858)
微米 Fe ₃ O ₄ 磁粉调理-压力电场污泥脱水工艺过程研究	钱旭,王毅力,赵丽(1864)
间歇曝气 SBR 处理养猪沼液的短程脱氮性能	宋小燕,刘锐,税勇,川岸朋树,占新民,陈吕军(1873)
不同灌溉方式对华北平原冬小麦田土壤 CO ₂ 和 N ₂ O 排放通量的影响	郭树芳,齐玉春,尹飞虎,彭琴,董云社,贺云龙,闫钟清(1880)
卫河新乡市区段春季溶解 CH ₄ 与 N ₂ O 浓度特征	侯翠翠,张芳,李英臣,王奇博,刘赛(1891)
模拟氮沉降对内蒙古克什克腾草原 N ₂ O 排放的影响	杨涵越,张婷,黄永梅,段雷(1900)
土壤呼吸与土壤有机碳对不同秸秆还田的响应及其机制	曹湛波,王磊,李凡,付小花,乐毅全,吴纪华,陆兵,徐殿胜(1908)
黑土丘陵区小流域土壤有机质空间变异及分布格局	高凤杰,马泉来,韩文文,单培明,周军,张少良,张志民,王宏燕(1915)
耕作方式对紫色水稻土团聚体中有机质及重金属的分布特征影响	史琼彬,赵秀兰,常同举,卢吉文(1923)
北京东南郊典型地层重金属分布特征与潜在生态风险	赵倩,马琳,刘翼飞,何江涛,李广贺(1931)
准东煤田露天矿区土壤重金属污染现状评价及来源分析	刘巍,杨建军,汪君,王果,曹月娥(1938)
纳米 TiO ₂ 对土壤重金属释放及形态变化的影响	张金洋,王定勇,梁丽,李楚娟,张成,周雄,刘娟(1946)
纳米零价铁铜双金属对铬污染土壤中 Cr(VI) 的还原动力学	马少云,祝方,商执峰(1953)
低分子有机酸对硫杆菌活性的抑制作用及对土壤重金属脱除的影响	宋永伟,王鹤茹,曹艳晓,李飞,崔春红,周立祥(1960)
粒径和包裹物对纳米银在海洋微藻中的毒性影响	黄俊,衣俊,强丽媛,程金平(1968)
萱草修复石油烃污染土壤的根际机制和根系代谢组学分析	王亚男,程立娟,周启星(1978)
高温堆肥过程对猪粪来源抗生素抗性基因的影响	郑宁国,黄南,王卫卫,喻曼,陈晓旻,姚燕来,王卫平,洪春来(1986)
磺胺抗性消长与堆肥进程交互特征	林辉,汪建妹,孙万春,符建荣,陈红金,马军伟(1993)
《环境科学》征订启事(1830) 《环境科学》征稿简则(1977) 信息(1698,1851,1992)	

间歇曝气 SBR 处理养猪沼液的短程脱氮性能

宋小燕¹, 刘锐^{1*}, 税勇¹, 川岸朋树², 占新民¹, 陈吕军^{1,3*}

(1. 浙江清华长三角研究院生态环境研究所, 浙江省水质科学与技术重点实验室, 嘉兴 314006; 2. 三菱丽阳水处理研发中心, 日本丰桥 4408601; 3. 清华大学环境学院, 北京 100084)

摘要: 采用间歇曝气序批式活性污泥法 (intermittently aerated sequencing batch reactors, IASBR) 处理养猪沼液, 研究在控温 30℃、分步进水条件下的短程脱氮性能。结果表明, 进水化学需氧量 (COD) 与总氮 (TN) 的比值对脱氮性能影响很大, 当进水 COD/TN 为 0.8 ± 0.2 时, 反应器内亚硝态氮浓度持续积累到高达 $800 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 对 TN、氨氮 ($\text{NH}_4^+ - \text{N}$) 和总有机碳 (TOC) 的去除率仅分别为 $18.3\% \pm 12.2\%$ 、 $84.2\% \pm 10.3\%$ 、 $60.7\% \pm 10.7\%$; 进水 COD/TN 提高到 2.4 ± 0.5 后, 亚硝态氮积累浓度迅速从 $800 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 降低至 $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下, TN、氨氮和 TOC 的去除率分别上升至 90%、95% 和 85% 以上。逐步缩短 HRT 以提高运行负荷, 发现氨氮负荷是 IASBR 稳定脱氮的制约因素, 体系耐受的氨氮负荷最大为 $0.30 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 当超过耐受负荷后, TN、氨氮和 TOC 的去除率将显著下降。整个运行阶段反应器内亚硝态氮积累率达 74.6% ~ 97.8%, 运行稳定期实现 TN 去除率达 90% 以上, IASBR 系统在低碳氮比下实现了高效稳定的短程硝化反硝化, 且不需要额外添加碱度药剂, 在处理高氨氮低碳氮比废水上具有优越性。

关键词: 间歇曝气序批式活性污泥法 (IASBR); 养猪沼液; 碳氮比; 总氮; 氨氮; 短程硝化反硝化

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2016)05-1873-07 DOI: 10.13227/j.hjks.2016.05.035

Stability of Short-cut Nitrification Nitrogen Removal in Digested Piggery Wastewater with an Intermittently Aerated Sequencing Batch Reactor

SONG Xiao-yan¹, LIU Rui^{1*}, SHUI Yong¹, KAWAGISHI Tomoki², ZHAN Xin-min¹, CHEN Lü-jun^{1,3*}

(1. Zhejiang Provincial Key Laboratory of Water Science and Technology, Department of Environment in Yangtze Delta Region Institute of Tsinghua University, Jiaxing 314006, China; 2. Aqua Development Center, Mitsubishi Rayon Co., Ltd., Toyohashi 4408601, Japan; 3. School of Environment, Tsinghua University, Beijing 100084, China)

Abstract: Stability of short-cut nitrification nitrogen removal performance was studied in a step-feeding, intermittently aerated sequencing batch reactor (IASBR) at 30℃ to treat digested piggery wastewater. Results showed that the nitrogen removal was greatly influenced by the ratio of chemical oxygen demand (COD) to total nitrogen (TN) in the influent. Nitrite nitrogen kept accumulating up to $800 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ when the influent COD/TN ratio was 0.8 ± 0.2 , and the removal rates of TN, ammonium nitrogen and total organic carbon (TOC) were only $18.3\% \pm 12.2\%$, $84.2\% \pm 10.3\%$ and $60.7\% \pm 10.7\%$, respectively. By contrast, as the influent COD/TN ratio was increased to 2.4 ± 0.5 , the accumulated concentration of nitrite nitrogen sharply decreased from $800 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ to below $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, and the removal rates of TN, ammonium nitrogen and TOC were increased to over 90%, 95% and 85%, respectively. Gradually shortened hydraulic retention time (HRT) reveals that the ammonia load is a restricting factor for nitrogen removal. The ammonia load should be controlled at no more than $0.30 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, or else, the removal rates of TN, ammonium and TOC would be greatly decreased. The nitrite accumulation rate over the whole run was 74.6%~97.8% and the TN removal rate in the stable phase was over 90%. With efficient and stable short-cut nitrification-denitrification in a low COD/TN, moreover, and unnecessary for addition of alkaline, IASBR shows great advantage for treating wastewater with high concentration of ammonia while low COD/TN ratio.

Key words: intermittent aerated sequencing batch reactor (IASBR); digested piggery wastewater; COD/TN ratio; total nitrogen; ammonia nitrogen; shortcut nitrification and denitrification

畜禽养殖污染是我国地表水体发生富营养化的重要原因。2010 年《第一次全国污染源普查公告》表明,我国规模化畜禽养殖业总氮的排放量占全国排放总量的 22%。养猪在规模化畜禽养殖业的排放中占主体。统计数据表明,截止 2014 年 4 月底全国的生猪存栏量为 4.29 亿头,按每头猪每年产生 1 t 废水计算,则全国每年产生生猪养殖废水约 4.3 亿 t。尽管我国规模化猪场大多配套了沼气池,但沼气池厌氧消化后的沼液中有有机物和氮磷浓度依然很

高,特别是氨氮浓度高,且碳氮比很低,生物处理难度大,除氮难度更大^[1,2]。我国原来执行的是《畜禽养殖业污染物排放标准》(GB 18596-2001),该标准对总氮未做要求,但 2014 年 3 月公布的排放标准修

收稿日期: 2015-10-21; 修订日期: 2015-12-18

基金项目: MRC 合作项目; 嘉兴市科技计划项目 (2014AY21014, 2015AY23004); 南湖科技计划项目 (2013QS01)

作者简介: 宋小燕 (1988 ~), 女, 硕士, 工程师, 主要研究方向为水污染控制与工程应用, E-mail: gaoyangmzy88@163.com

* 通讯联系人, E-mail: liuruitsinghua@jmail.com; chenlj@mail.tsinghua.edu.cn

订版(征求意见稿)^[3],对总氮去除提出了非常严格的要求. 沼液排放标准的提升将对沼液处理技术提出更严峻的挑战.

利用硝化和反硝化过程的 AO 工艺是目前生物脱氮的主流工艺,该工艺在处理养猪沼液等高氨氮、低碳氮比污水时,在好氧段需要补充大量碱度,在缺氧段需要补充大量碳源,运行成本较高. 与传统的硝化反硝化过程相比,短程硝化反硝化过程在好氧段可节省 25% 的需氧量,在缺氧段可节省 40% 的有机碳源需求量,且污泥产量大幅减少,亚硝酸盐的反硝化反应速率是硝酸盐反硝化速率的 1.5 ~ 2 倍^[4,5]. 短程硝化反硝化过程的关键是把硝化反应控制在亚硝态氮的短程硝化过程,尽量减少向硝态氮转化^[6,7]. 间歇曝气模式使氨氧化菌成为反应器的优势菌,有利于短程硝化的实现^[8,9]. 间歇曝气序批式活性污泥法(intermittently aerated sequencing batch reactor, IASBR)通过一个运行周期内缺氧环境和好氧环境的多次交替,有效实现亚硝态氮的积累,在不需要精确控制溶解氧、pH 和温度条件下,即能实现稳定的短程硝化反硝化脱氮^[10~13]. IASBR 技术处理高氨氮、低碳氮比的污水具有明显优势. Li

等^[14]使用 IASBR 处理模拟高氨氮废水,在限氧($0.2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)条件下实现了长期稳定的短程硝化,亚硝态氮积累率高达 90% 以上,AOB 和 NOB 占总硝化菌比例分别高达 34% 和 4.5%. 而 Zhang 等^[12]使用 IASBR 处理低碳氮比的猪粪厌氧发酵液,进水 COD、TN 和氨氮浓度分别为 $(11\,540 \pm 860)$ 、 $(4\,041 \pm 59)$ 和 $(3\,808 \pm 98) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, COD、TN 和氨氮去除率分别高达 89.8%、76.5% 和 99.1%,亚硝态氮积累率为 77% ~ 79%.

本研究采用分步进水模式的 IASBR 处理养猪沼液,优化进水碳氮比,考察了不同氨氮容积负荷下的脱氮效果,同时考察了有机物的去除情况,以期为高氨氮低碳氮比废水高效低耗脱氮的工程化处理提供技术支撑.

1 材料与方法

1.1 试验原水

嘉兴市南湖区存栏量 5 000 头的某规模化养猪场,日排放废水约 20 t. 废水经猪场沼气池处理后,沼液水质见表 1. 上述沼液作为 IASBR 进水,采集后 10 ~ 15℃ 下储存.

表 1 试验水质

Table 1 Raw wastewater quality							
COD / $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	TN / $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	$\text{NH}_4^+ \text{-N}$ / $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	$\text{NO}_2^- \text{-N}$ / $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	$\text{NO}_3^- \text{-N}$ / $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	TP / $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	pH	碱度(以 CaCO_3 计) / $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$
$1\,210 \pm 391$	$1\,639 \pm 295$	$1\,022 \pm 268$	≤ 1	≤ 20	43.6 ± 7.7	7.8 ~ 8.3	$4\,000 \sim 6\,000$

1.2 试验装置及运行条件

IASBR 反应器有效容积 10 L ($\Phi 20 \text{ cm} \times \text{H}45 \text{ cm}$),结构和运行模式如图 1 所示. 反应器的主体是完全混合式活性污泥池,采用间歇曝气和分步减量进水模式,每 12 h 为一个运行周期,并通过逐步缩短 HRT 以提高水力负荷 HRT 依次设置为 10、7、5、3、2 d,相应的每周期进水量为 0.5、0.7、1.0、1.7 和 2.5 L,最大不超过反应器有效容积的 25%. 具体如下:进水 10 min(周期进水总量的 50%),无曝气 55 min,曝气 90 min;进水 4 min(周期进水总量的 20%),无曝气 45 min,曝气 100 min;进水 4 min(周期进水总量的 20%),无曝气 50 min,曝气 95 min;进水 2 min(周期进水总量的 10%),无曝气 40 min,曝气 105 min;无曝气 40 min,沉淀 60 min,排水 20 min. 好氧阶段使用微孔曝气管曝气,控制第一个好氧阶段 DO 在 $0.5 \sim 1.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$;缺氧阶段使用搅拌器搅拌 $100 \sim 200 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$,DO 小于 $0.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 30℃ 恒温运行.

试验持续运行 160 d. 运行前 20 d 视为启动阶段,养猪沼液稀释 1.3 倍后作为进水,反应器运行的水力停留时间(HRT)从 10 d 逐步缩短至 7 d. 之后的运行分为 4 个工况:21 ~ 62 d 为工况 1, HRT 为 7 d,使用养猪沼液作为原水,进水 COD/TN 较低,为 0.8 ± 0.2 ; 63 ~ 117 d 为工况 2, HRT 为 5 ~ 3 d,为了避免出现工况 1 因碳源不足而污泥浓度不增长、絮体解体的情况,在进水中添加乙酸钠,使进水 COD/TN 提高至 2.4 ± 0.5 ; 118 ~ 138 d 为工况 3, HRT 进一步缩短至 2 d,进水与工况 2 相同; 139 ~ 188 d 为工况 4,因工况 3 处理出水的氨氮浓度升高,因此重新延长 HRT 至 3 d,使氨氮去除效果逐渐恢复.

接种污泥取自嘉兴市联合污水厂,接种 MLSS 浓度为 $6.3 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$. 整个运行过程前 93 d 由于污泥浓度基本不增长甚至下降而未排泥; 93 d 后污泥浓度增长,间歇排泥,使 MLSS 保持在 $10 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下,折算污泥停留时间为 10 ~ 20 d.

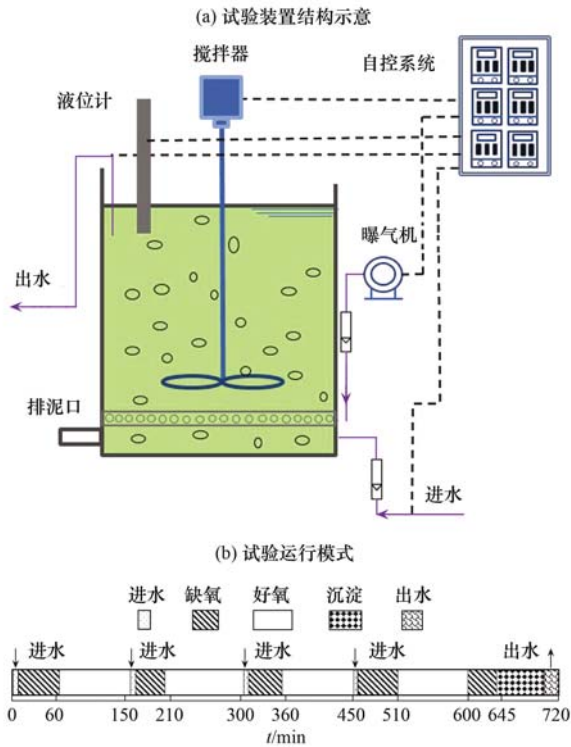


图1 IASBR 装置与运行模式

Fig. 1 Schematic diagram of the experimental equipment and operation mode

1.3 分析项目和方法

COD、氨氮、硝态氮 ($\text{NO}_3^- \text{-N}$)、亚硝态氮 ($\text{NO}_2^- \text{-N}$)、TN、总磷 (TP)、混合液悬浮固体 (MLSS) 的测定参照标准方法^[15]. pH、DO 和 ORP 的测定采用便携式仪器 (DKK-TOA CORPORATION, HM-30P、DO-31P、RM-30P). TOC 采用总有机碳分析仪 (SHIMADZU CORPORATION, TOC-V_{CSN}) 测定. 分析试验用水为 Milli-Q 水.

2 结果与讨论

2.1 污泥 COD 负荷和污泥浓度变化

污泥负荷和污泥浓度的时间变化如图 2 所示. 启动阶段为污泥驯化适应阶段, 故不进行考察 (下同). 工况 1, 使用沼液原液作为进水, 进水 COD/TN 很低, 污泥 COD 负荷也随之很低, 仅为 $(0.037 \pm 0.015) \text{ kg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$. 由于碳源严重不足, 反应器内 MLSS 呈现快速降低趋势. 至 62 d 时, MLSS 已经从接种时的 $6300 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 降低至 $3224 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 曝气时液面出现细密的生物泡沫, 泡沫上污泥附着浓度达 $500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右, 但污泥絮体未发生解体现象.

工况 2 开始向进水中添加乙酸钠以提高 COD/

TN, 同时逐渐缩短 HRT. 63 ~ 93 d, HRT 为 5 d, COD 容积负荷为 $(0.69 \pm 0.035) \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 污泥 COD 负荷为 $(0.11 \pm 0.012) \text{ kg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$, 反应器内 MLSS 先迅速增长至 $6264 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 而后趋于稳定. 曝气时液面上生物泡沫略有改善, 泡沫上污泥附着浓度降低至约 $300 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 94 ~ 117 d, HRT 缩短至 3 d, COD 容积负荷提高至 $(1.18 \pm 0.092) \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 污泥 COD 负荷从 $0.09 \text{ kg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$ 被提升至 $0.13 \text{ kg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$, 反应器内 MLSS 出现了快速增长, 污泥浓度由 $6588 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 升高至 103 d 时的 $14643 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$; 随后反应器间歇排泥, 使 MLSS 维持在 $7000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右 (污泥龄 10 ~ 20 d). 此期间反应器内生物泡沫进一步改善, 泡沫上仅存在少量污泥.

工况 3 (118 ~ 138 d) 进一步缩短 HRT 至 2 d, COD 容积负荷提高至 $(1.71 \pm 0.28) \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 污泥 COD 负荷为 $(0.26 \pm 0.078) \text{ kg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$. 此阶段未排泥, 污泥浓度未有明显增长, 平均为 $6894 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 生物泡沫相较工况 2 略有增多. 工况 4, 重新延长 HRT 至 3 d, 污泥 COD 负荷降低至 $(0.14 \pm 0.047) \text{ kg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$, 不排泥, 发现污泥浓度先降低后又逐渐升高至 $12000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 生物泡沫发生情况与工况 3 类似.

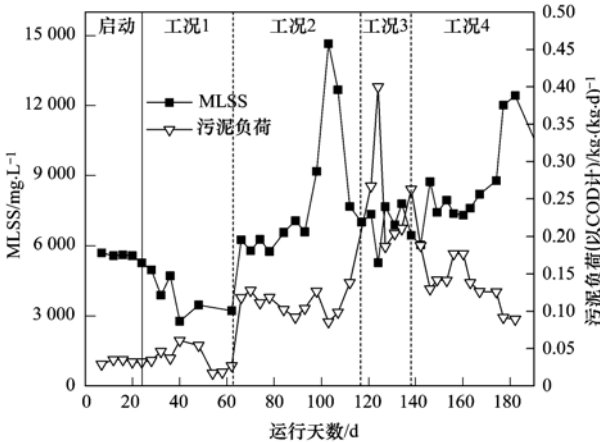


图2 污泥 COD 负荷和污泥浓度的时间变化

Fig. 2 Variation of MLSS and specific COD load in IASBR with time

有报道指出^[16], 污泥浓度在 COD 负荷达到 $0.20 \text{ kg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$ 以上时才能呈现增长. 本研究当污泥 COD 负荷达到 $0.10 \text{ kg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$ 时即呈现明显增长, 说明 IASBR 循环缺氧和好氧的生物环境使污泥发生净生长的 COD 负荷降低, 在生物稳定性上具有明显优势. 完全好氧活性污泥法处理养猪沼液时, 往往发生严重的生物泡沫^[16], 相比而言, 本研究中 IASBR 生物泡沫发生量较少, 未出现泡沫溢出和

膨胀跑泥现象. 这可能是因为序批式操作引起的基质浓度梯度可有效抑制污泥中丝状微生物的过度生长并改善污泥沉降性能^[6], 并且多步进水操作模式可以降低负荷缓解黏性膨胀^[17]. 反应器内生物泡沫的产生量与体系有机负荷有关, 有机负荷过低或过高均会引起生物泡沫的增多. 工况 3, 体系均非排泥操作, 虽然污泥负荷较工况 2 明显提高, 但污泥浓度未有明显增长, 污泥净增长率近乎为 0, 可能原因是反应器内微生物高活性平衡环境在有机负荷过高时反而对污泥生长产生抑制效应, 进而影响微生物的种群结构及生长速率.

2.2 氨氮去除特性

氨氮负荷与氨氮去除效果的时间变化如图 3 所示. 工况 1 ~ 工况 4 的氨氮污泥负荷 (容积负荷) 分别为 $(0.029 \pm 0.006) \text{ kg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1} [(0.13 \pm 0.022) \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}]$ 、 $(0.020 \pm 0.009) \text{ kg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1} [(0.16 \pm 0.075) \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}]$ 、 $(0.054 \pm 0.011) \text{ kg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1} [(0.37 \pm 0.10) \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}]$ 和 $(0.018 \pm 0.005) \text{ kg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1} [(0.16 \pm 0.039) \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}]$.

工况 1 (21 ~ 62 d) 初期氨氮去除率可达 90% 以上, 而亚硝态氮浓度持续升高, 当亚硝态氮积累浓度达 $800 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以上时, 氨氮去除率开始逐渐降低. 工况 1 整个运行阶段亚硝态氮积累浓度达 $(751.9 \pm 98.3) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 亚硝态氮积累率达 $87.4\% \pm 6.8\%$. 工况 2 (63 ~ 117 d) 的亚硝态氮积累情况迅速改善, 运行至 75 d 时亚硝态氮浓度即降低到 $50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下, 出水氨氮浓度也随之迅速降低至 $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下. 此后随着氨氮容积负荷的升高, 出水氨氮略有波动但幅度不大. 工况 3 (118 ~ 138 d) 的氨氮负荷提高至 $(0.054 \pm 0.011) \text{ kg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$, 出水氨氮浓度迅速上升, 最高至 $487 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 亚硝态氮同步积累. 工况 4 (139 ~ 188 d) 降低氨氮负荷后, 出水氨氮重新降低至 $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下.

工况 1 ~ 工况 4 亚硝态氮平均积累率均高于 80%, IASBR 基本保持了稳定高效的短程硝化. 这与游离氨 (FA) 和游离亚硝酸 (FNA) 对不同硝化菌的影响不同有关. 游离氨 (FA) 是氨氧化菌 (AOB) 的基质, 也是亚硝酸盐氧化菌 (NOB) 的抑制剂. 但 FA 浓度不能过高, 否则会同时抑制 AOB 和 NOB 的生长和代谢. Anthonisen 等^[18] 认为 FA 对 AOB 和 NOB 的抑制浓度分别为 $10 \sim 150 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $0.1 \sim 1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, FA 对 NOB 的抑制效应明显强于 AOB. 游离亚硝酸 (FNA) 是 AOB 的产

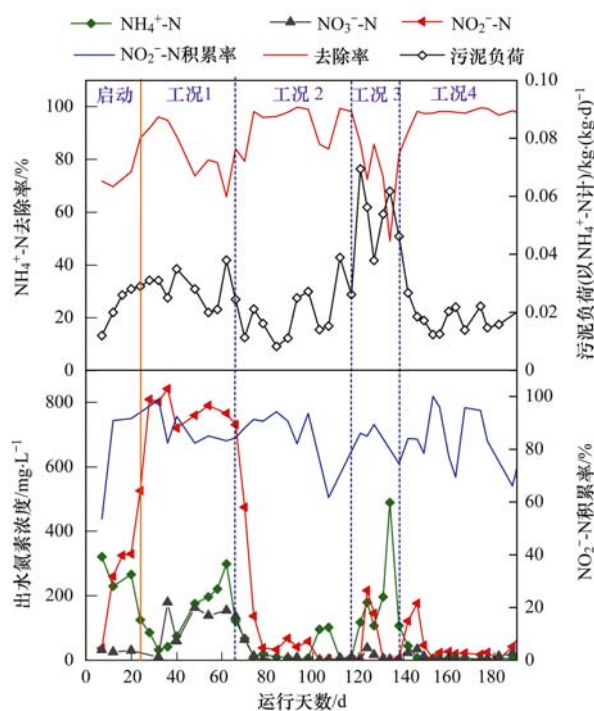


图 3 IASBR 中氨氮去除和亚硝态氮积累变化

Fig. 3 Variations of NH_4^+ -N removal and NO_2^- -N accumulation in IASBR

物, 同时又是 NOB 的基质, FNA 对 AOB 和 NOB 均有抑制作用, 文献^[19] 提到, 对氨氧化反应产生抑制作用的临界游离亚硝酸 (FNA) 浓度为 $0.04 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Vadivelu 等^[20] 认为 FNA 对 AOB 和 NOB 的抑制浓度分别为 $0.4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $0.02 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, NOB 对 FNA 抑制的敏感性高于 AOB. 而 Anthonisen 等^[18] 则认为 FNA 对 AOB 和 NOB 的抑制浓度分别为 $0.06 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $2.8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, AOB 对 FNA 抑制的敏感性高于 NOB.

本研究计算得到各运行阶段 IASBR 反应器内 FA 和 FNA 浓度^[18] 和亚硝态氮积累率^[21] 如表 2 所示. 工况 1, FA 和 FNA 浓度分别为 $(2.6 \pm 4.2) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $(0.39 \pm 0.22) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 二者对 NOB 产生明显抑制, 亚硝态氮积累浓度高达 $(751.9 \pm 98.3) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$; 工况 2, FA 浓度升高至 $(5.2 \pm 11.3) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 而 FNA 浓度降低为 $(0.23 \pm 0.53) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 此运行阶段 FA 的升高仍只对 NOB 产生抑制作用, 表现为出水氨氮和硝态氮浓度均迅速降低, 而亚硝态氮积累率未有明显变化. 而工况 3, 虽然 FNA 大幅降低至 $(0.0013 \pm 0.0024) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 但 FA 浓度显著升高为 $(78.0 \pm 74.9) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 对 AOB 和 NOB 均产生了抑制, 表现为出水氨氮浓度迅速升高, 而出水硝态氮浓度一直维持在较低水平. 工况

4, FNA 浓度维持在低水平为 $(0.0015 \pm 0.0014) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 而 FA 重新降低至 $(5.5 \pm 6.6) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 反应器的硝化功能恢复, 出水氨氮浓度保持在较低水平.

表 2 IASBR 反应器内 FA 和 FNA 含量
Table 2 FA and FNA concentrations in IASBR

工况	FA / $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	FNA / $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	亚硝态氮积累浓度 / $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	亚硝态氮积累率 /%
工况 1	2.6 ± 4.2	0.39 ± 0.22	751.9 ± 98.3	87.4 ± 6.8
工况 2	5.2 ± 11.3	0.23 ± 0.53	132.9 ± 229.4	86.3 ± 10.1
工况 3	78.0 ± 74.9	0.0013 ± 0.0024	63.3 ± 94.0	83.8 ± 6.4
工况 4	5.5 ± 6.6	0.0015 ± 0.0014	44.3 ± 51.9	84.4 ± 11.2

2.3 TN 去除特性

TN 负荷及 TN 去除效率的时间变化如图 4 所示. 工况 1 ~ 工况 4 的 TN 污泥负荷(容积负荷)分别为 $(0.049 \pm 0.016) \text{ kg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1} [(0.212 \pm 0.017) \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}]$ 、 $(0.049 \pm 0.016) \text{ kg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1} [(0.372 \pm 0.117) \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}]$ 、 $(0.109 \pm 0.016) \text{ kg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1} [(0.743 \pm 0.104) \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}]$ 和 $(0.037 \pm 0.009) \text{ kg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1} [(0.396 \pm 0.093) \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}]$.

工况 1 碳源不足, 亚硝态氮积累严重, TN 去除率低, 仅为 $18.3\% \pm 12.2\%$; 工况 2 对 TN 去除效果大幅提升, TN 去除率逐渐提高到 90% 以上; 工况 3 的 TN 去除率波动较大, 可能与氨氮去除效果下降, 亚硝态氮未发生明显积累, 从而影响了短程硝化过程有关; 工况 4 的 TN 去除率逐渐恢复到 90% 以上, 第 146 d TN 去除率出现降低, 可能是因为反应器在第 137 d 时出水控制不当使得污泥随出水流失, 导致污泥浓度从 $7.8 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 降低至 $6.5 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 有关.

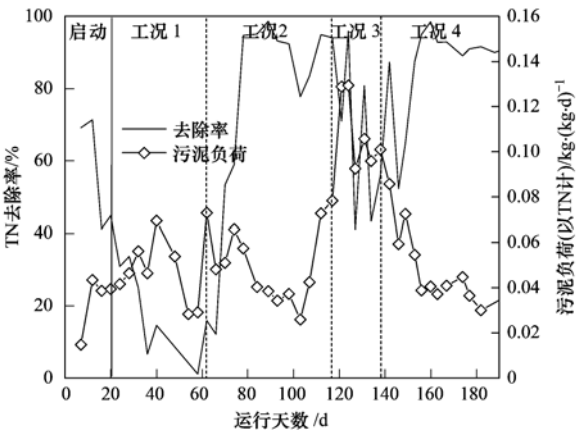


图 4 IASBR 中 TN 负荷和去除率变化

Fig. 4 Variations of TN load and TN removal in IASBR

与极低碳氮比的工况 1 相比, 进水碳氮比提高至 2.4 ± 0.5 后, 反应器对 TN 去除效果明显提升. 这是因为碳氮比提高后, 污泥生长, 反硝化菌脱氮可

利用的有机物增加, 反硝化能力增强. Bortone 等^[22]和 Matěju 等^[23]指出, 为满足反硝化的需求, 碳氮比分别至少为 4.5 和 4.2. 本研究的进水碳氮比与上述相比, 明显更低, 且 TN 去除率更高, 可能原因是 IASBR 采用分步进水模式, 分步进水的主要优势是污水分散进入曝气池, 有机底物浓度在反应器内均匀分布, 有利于提高反应器对处理污水水质和水量变化的适应能力, 且有效补充反硝化碳源强化生物脱氮, 缩小供氧速率与耗氧速率差距降低能耗^[24~26].

2.4 有机物去除特性

因反应器内亚硝态氮积累干扰 COD 测定, 故采用 TOC 表征有机物去除情况. 工况 1 ~ 工况 4 的 COD 污泥负荷分别为 (0.036 ± 0.015) 、 (0.111 ± 0.016) 、 (0.255 ± 0.078) 和 $(0.143 \pm 0.047) \text{ kg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$. 工况 1 的 TOC 去除率不稳定, 波动于 $60.7\% \pm 10.7\%$; 工况 2 的 TOC 去除率明显升高, 波动于 $87.6\% \pm 3.3\%$, 最高可达 92% 以上; 工况 3 的 TOC 去除率先波动至 70% 左右, 随后很快升高至 85%; 工况 4 的 TOC 去除率与工况 2 差不多, 波动于 $83.6\% \pm 5.9\%$.

工况 1 进水 COD/TN 极低, 因污泥生长状况差, 对有机物的去除效果产生了不良影响. 工况 2 开始提高碳氮比后, 污泥有机负荷的增加改善了污泥生长状况, 使有机物去除效果得到增强. 逐级提高反应器有机负荷, 出水水质波动不明显, 反应器可耐受 COD 容积负荷最高达 $2.11 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$.

2.5 运行周期内 DO、pH、ORP 变化

IASBR 反应器在一个运行周期内 DO、pH、ORP 随时间变化表现出交替缺氧/好氧的特征(以第 87 d 的反应周期为例), 如图 5 所示. 好氧阶段启动曝气后, DO 浓度迅速提高, 在 20 min 内可达 $1.2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右; 随着生物反应的进行, 各好氧段的 DO 浓度分布依次升高, 这是因为有机污染物不断被微生物氧化降解, 从而使微生物因降解基质而

消耗的氧气减少,从而使反应器中好氧段 DO 逐渐上升. ORP 的变化与 DO 几乎同步. pH 在前 3 个好氧段快速下降,缺氧段迅速上升,表明发生了高效的硝化产酸作用;但在最后一个好氧段先降低后升高,表明此时硝化反应基本完成,曝气吹脱 CO_2 对 pH 的升高作用大于硝化产酸作用^[27]. 一个运行周

期内缺氧环境和好氧环境的多次交替,利用缺氧环境中去除总氮产生的碱度迅速弥补好氧环境高浓度氨氮硝化过程中消耗的碱度,大幅度降低碱的消耗, pH 变化基本呈动态平衡趋势,使得沼液中存在的碱度能满足整个脱氮反应过程,从而不需要额外添加碱度药剂.

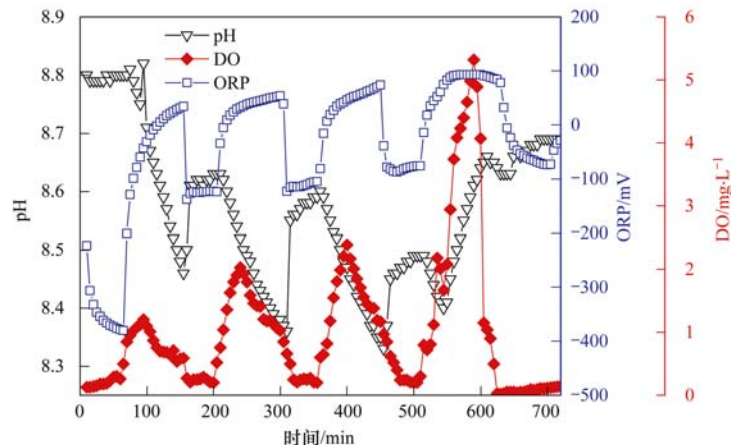


图 5 IASBR 典型周期内 DO、pH、ORP 变化

Fig. 5 Variations of DO, pH, ORP within a typical cycle in IASBR

3 结论

(1) 分步进水 IASBR 系统短程硝化稳定性好, 脱氮效率高.

(2) 碳氮比和氨氮负荷对反应器脱氮效果和稳定性影响很大. 在进水 COD/TN 为 0.8 ± 0.2 时, 污泥性状差且污染物去除率低, 出水水质差且波动大. 进水 COD/TN 提高到 2.4 ± 0.5 左右且氨氮负荷不超过 $0.30 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 时, 对总氮、氨氮和 TOC 的去除率大幅提高, 分别达 90%、95% 和 85% 以上. 运行过程中亚硝态氮平均积累率 80% 以上, 且体系无需额外添加碱度药剂, 实现了高效稳定的短程硝化和反硝化.

参考文献:

- [1] Zhang M C, Lawlor P G, Hu Z H, *et al.* Nutrient removal from separated pig manure digestate liquid using hybrid biofilters[J]. *Environmental Technology*, 2013, **34**(5): 645-651.
- [2] de Oliveira R A, de Santana A M. Swine wastewater treatment in upflow anaerobic sludge blanket reactor (UASB) in two-stages followed by sequencing batch reactor (SBR) [J]. *Engenharia Agrícola*, 2011, **31**(1): 178-192.
- [3] <http://www.qhepb.gov.cn/xwzx/zqyj/201404/w020140415650361554568.pdf>.
- [4] Jubany I, Lafuente J, Baeza J A, *et al.* Total and stable washout of nitrite oxidizing bacteria from a nitrifying continuous activated sludge system using automatic control based on oxygen uptake rate measurements [J]. *Water Research*, 2009, **43** (11): 2761-2772.
- [5] Wu C Y, Peng Y Z, Wang S Y, *et al.* Effect of sludge retention time on nitrite accumulation in real-time control biological nitrogen removal sequencing batch reactor [J]. *Chinese Journal of Chemical Engineering*, 2011, **19**(3): 512-517.
- [6] 张胜, 张铭川, 徐立荣, 等. 膜序批式生物反应器脱氮性能研究 [J]. *环境科学*, 2008, **29** (10): 2798-2803.
- [7] Ge S J, Wang S Y, Yang X, *et al.* Detection of nitrifiers and evaluation of partial nitrification for wastewater treatment: a review [J]. *Chemosphere*, 2015, **140**: 85-98.
- [8] 蒋铁锋, 陈浚, 王宝贞, 等. 间歇曝气对硝化菌生长动力学影响及 NO_2^- 积累机制 [J]. *环境科学*, 2009, **30**(1): 85-90.
- [9] 高春娣, 王惟肖, 李浩, 等. SBR 法交替缺氧好氧模式下短程硝化效率的优化 [J]. *中国环境科学*, 2015, **35**(2): 403-409.
- [10] Dytczak M A, Londry K L, Oleszkiewicz J A. Activated sludge operational regime has significant impact on the type of nitrifying community and its nitrification rates [J]. *Water Research*, 2008, **42**(8-9): 2320-2328.
- [11] Pan M, Henry G L, Liu R, *et al.* Nitrogen removal from slaughterhouse wastewater through partial nitrification followed by denitrification in intermittently aerated sequencing batch reactors at 11°C [J]. *Environmental Technology*, 2014, **35**(4): 470-477.
- [12] Zhang M C, Lawlor P G, Li J P, *et al.* Characteristics of nitrous oxide (N_2O) emissions from intermittently-aerated sequencing batch reactors treating the separated liquid fraction of anaerobically digested pig manure [J]. *Water, Air, & Soil*

- Pollution, 2012, **223**(5): 1973-1981.
- [13] 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.
- [14] Li J P, Elliott D, Nielsen M, *et al.* Long-term partial nitrification in an intermittently aerated sequencing batch reactor (SBR) treating ammonium-rich wastewater under controlled oxygen-limited conditions[J]. *Biochemical Engineering Journal*, 2011, **55**(3): 215-222.
- [15] 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. 238-239, 252-256, 260-263, 266-269, 345-356.
- [16] 税勇, 川岸朋树, 宋小燕, 等. 两种膜生物反应器处理养猪沼液的比较研究[J]. *环境科学*, 2015, **36**(9): 3319-3328.
- [17] 郑兴灿, 李亚新. 污水除磷脱氮技术[M]. 北京: 中国建筑工业出版社, 1998.
- [18] Anthonisen A C, Loehr R C, Prakasam T B, *et al.* Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid[J]. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 1976, **48**(5): 835-852.
- [19] Çeçen F, Orak E, Gökçin P. Nitrification studies on fertilizer wastewaters in activated sludge and biofilm reactors[J]. *Water Science and Technology*, 1995, **32**(12): 141-148.
- [20] Vadivelu V M, Keller J, Yuan Z G. Effect of free ammonia on the respiration and growth processes of an enriched *Nitrobacter* culture[J]. *Water Research*, 2007, **41**(4): 826-834.
- [21] 韩晓宇, 张树军, 甘一萍, 等. 以 FA 与 FNA 为控制因子的短程硝化启动与维持[J]. *环境科学*, 2009, **30**(3): 809-814.
- [22] Bortone G, Libelli S M, Tilche A, *et al.* Anoxic phosphate uptake in the dephanox process [J]. *Water Science and Technology*, 1999, **40**(4-5): 177-185.
- [23] Matějů V, Čížinská S, Krejčí J, *et al.* Biological water denitrification-a review[J]. *Enzyme and Microbial Technology*, 1992, **14**(3): 170-183.
- [24] 顾夏声. 废水生物处理数学模式[M]. 北京: 清华大学出版社, 1993.
- [25] Chen F Y, Liu Y Q, Tay J H, *et al.* Alternating anoxic/oxic condition combined with step-feeding mode for nitrogen removal in granular sequencing batch reactors (GSBRs)[J]. *Separation and Purification Technology*, 2013, **105**: 63-68.
- [26] Lemaire R, Yuan Z G, Bernet N, *et al.* A sequencing batch reactor system for high-level biological nitrogen and phosphorus removal from abattoir wastewater[J]. *Biodegradation*, 2009, **20**(3): 339-350.
- [27] 王欢, 李旭东, 曾抗美. 猪场废水厌氧氨氧化脱氮的短程硝化反硝化预处理研究[J]. *环境科学*, 2009, **30**(1): 114-119.

CONTENTS

Exploring the Severe Haze in Beijing During December, 2015; Pollution Process and Emissions Variation	XUE Yi-feng, ZHOU Zhen, NIE Teng, <i>et al.</i> (1593)
Pollution Characteristics and Source of HULIS in the Fine Particle During the Beijing APEC	ZHOU Xue-ming, QI Xue-jiao, XIANG Ping, <i>et al.</i> (1602)
Seasonal Variation Characteristics and Potential Source Contribution of Sulfate, Nitrate and Ammonium in Beijing by Using Single Particle Aerosol Mass Spectrometry	LIU Lang, ZHANG Wen-jie, DU Shi-yong, <i>et al.</i> (1609)
Pollution Characteristics and Source Apportionment of PM _{2.5} in Lanzhou City	WANG Xin, NIE Yan, CHEN Hong, <i>et al.</i> (1619)
Pollution Level and Source Apportionment of Atmospheric Particles PM _{2.5} in Southwest Suburb of Chengdu in Spring	LIN Yu, YE Zhi-xiang, YANG Huai-jin, <i>et al.</i> (1629)
Variation Characteristics of Total Gaseous Mercury at Simian Mountain Background Station in Mid-subtropical Region	LIU Wei-ming, MA Ming, WANG Ding-yong, <i>et al.</i> (1639)
Establishment of Method for Health Risk Assessment of Pollutants from Fixed Sources	CHEN Qiang, WU Huan-bo (1646)
Testing of Concentration and Characteristics of Particulate Matters Emitted from Stationary Combustion Sources in Beijing	HU Yue-qi, WU Xiao-dong, WANG Chen, <i>et al.</i> (1653)
Pollution Evaluation and Risk Assessment of Heavy Metals from Atmospheric Deposition in the Parks of Nanjing	WANG Cheng, QIAN Xin, LI Hui-ming, <i>et al.</i> (1662)
CoCuMnO ₂ Photocatalyzed Oxidation of Multi-component VOCs and Kinetic Analysis	MENG Hai-long, BO Long-li, LIU Jia-dong, <i>et al.</i> (1670)
Distribution of Nitrogen and Phosphorus in the Tidal Reach and Estuary of the Daliao River and Analysis of Potential Eutrophication	ZHANG Lei, CAO Wei, MA Ying-qun, <i>et al.</i> (1677)
Spatial Distribution of Stable Isotope from the Lakes in Typical Temperate Glacier Region	SHI Xiao-yi, PU Tao, HE Yuan-qing, <i>et al.</i> (1685)
$\delta^{15}\text{N-NO}_3^-$ and $\delta^{18}\text{O-NO}_3^-$ Tracing of Nitrate Sources in Beijing Urban Rivers	ZHAO Qing-liang, MA Hui-ya, REN Yu-fen, <i>et al.</i> (1692)
Distribution Characteristics and Influencing Factors of Nitrate Pollution in Shallow Groundwater of Liujiang Basin	WANG He, GU Hong-biao, CHI Bao-ming, <i>et al.</i> (1699)
Nitrogen Losses Under the Action of Different Land Use Types of Small Catchment in Three Gorges Region	CHEN Cheng-long, GAO Ming, NI Jiu-pai, <i>et al.</i> (1707)
Interception Effect of Ecological Ditch on Nitrogen Transport in Agricultural Runoff in Subtropical China	WANG Di, LI Hong-fang, LIU Feng, <i>et al.</i> (1717)
Biodegradation Coefficients of Typical Pollutants in the Plain Rivers Network	FENG Shuai, LI Xu-yong, DENG Jian-cai (1724)
Influence of Submerged Plants on Microbial Community Structure in Sediment of Hongze Lake	ZHANG Ding-yu, ZHANG Ting-xi, DONG Dan-ping, <i>et al.</i> (1734)
Community Structure Characteristics of Diatom in Reservoirs Located in the South of Jiangsu Province, China and Its Control Factors	REN Jie, ZHOU Tao, ZHU Guang-wei, <i>et al.</i> (1742)
Contamination and Ecological Risk Assessment of Mercury in Hengshuihu Wetland, Hebei Province	WANG Nai-shan, ZHANG Man-yin, CUI Li-juan, <i>et al.</i> (1754)
Spatial Distribution and Potential Ecological Risk Assessment of Heavy Metals in Soils and Sediments in Shunde Waterway, Southern China	CAI Yi-min, CHEN Wei-ping, PENG Chi, <i>et al.</i> (1763)
Pollution Characteristics and Ecological Risk of PBDEs in Water and Sediment from an Electronic Waste Dismantling Area in Taizhou	CHEN Xiang-ping, PENG Bao-qi, LÜ Su-ping, <i>et al.</i> (1771)
Major Ionic Features and Their Controlling Factors in the Upper-Middle Reaches of Wujiang River	HUANG Qi-bo, QIN Xiao-qun, LIU Peng-yu, <i>et al.</i> (1779)
Export of Total Organic Carbon (TOC) from Karst Watershed and Its Influencing Factors; An Example from Xueyudong Underground River System, Chongqing	WANG Qiao-lian, JIANG Yong-jun, CHEN Yu (1788)
Seasonal Variations and Controlling Factors of the Element Contents in Drip Waters Collected from the Baojinggong Cave in Guangdong Province	HUANG Jia-yi, CHEN Lin, CHEN Qiong, <i>et al.</i> (1798)
Tracing the Fecal Contamination Sources Based on <i>Bacteroides</i> 16S rRNA PCR-DGGE in Karst Groundwater; Taking Laolongdong Underground River System, Nanshan, Chongqing as an Example	ZHANG Hong, JIANG Yong-jun, ZHANG Yuan-zhu, <i>et al.</i> (1805)
Sources and Variation Characteristics of Dissolved Lipid Biomarkers in a Typical Karst Underground River	LIANG Zuo-bing, SUN Yu-chuan, LI Jian-hong, <i>et al.</i> (1814)
Formation of Halogenated By-products in Co ²⁺ Activated Peroxymonosulfate Oxidation Process	LIU Kuo, JIN Hao, DONG Wei, <i>et al.</i> (1823)
Aspartic Acid Generated in the Process of Chlorination Disinfection By-product Dichloroacetonitrile	DING Chun-sheng, LI Nai-jun, ZHANG Tao, <i>et al.</i> (1831)
Influencing Factors of Assimilable Organic Carbon (AOC) Formation in Drinking Water During Ozonation Process	DONG Bing-zhi, ZHANG Jia-li, HE Chang (1837)
Wastewater Quantity and Quality Fluctuation Characteristics of Typical Area of Hybrid Sewage System	CHENG Xun, ZHANG Ming-kai, LIU Yan-chen, <i>et al.</i> (1845)
Preparation of HDTMA-modified Zeolite and Its Performance in Nitro-phenol Adsorption from Wastewaters	GUO Jun-yuan, WANG Bin (1852)
Selection of Suitable Microalgal Species for Sorption of Uranium in Radioactive Wastewater Treatment	LI Xin, HU Hong-ying, YU Jun-yi, <i>et al.</i> (1858)
Magnetic Fe ₃ O ₄ Microparticles Conditioning-Pressure Electro-osmotic Dewatering (MPEOD) of Sewage Sludge	QIAN Xu, WANG Yi-li, ZHAO Li (1864)
Stability of Short-cut Nitrification Nitrogen Removal in Digested Piggery Wastewater with an Intermittently Aerated Sequencing Batch Reactor	SONG Xiao-yan, LIU Rui, SHUI Yong, <i>et al.</i> (1873)
Effect of Irrigation Patterns on Soil CO ₂ and N ₂ O Emissions from Winter Wheat Field in North China Plain	GUO Shu-fang, QI Yu-chun, YIN Fei-hu, <i>et al.</i> (1880)
Characteristics of Dissolved CH ₄ and N ₂ O Concentrations of Weihe River in Xinxiang Section in Spring	HOU Cui-cui, ZHANG Fang, LI Ying-chen, <i>et al.</i> (1891)
Effect of Stimulated N Deposition on N ₂ O Emission from a <i>Stipa krylovii</i> Steppe in Inner Mongolia, China	YANG Han-yue, ZHANG Ting, HUANG Yong-mei, <i>et al.</i> (1900)
Response of Soil Respiration and Organic Carbon to Returning of Different Agricultural Straws and Its Mechanism	CAO Zhan-bo, WANG Lei, LI Fan, <i>et al.</i> (1908)
Spatial Variability and Distribution Pattern of Soil Organic Matter in a Mollisol Watershed of China	GAO Feng-jie, MA Quan-lai, HAN Wen-wen, <i>et al.</i> (1915)
Effects of Tillage on Distribution of Heavy Metals and Organic Matter Within Purple Paddy Soil Aggregates	SHI Qiong-bin, ZHAO Xiu-lan, CHANG Tong-ju, <i>et al.</i> (1923)
Distribution Characteristics and Potential Ecological Hazards Assessment of Soil Heavy Metals in Typical Soil Profiles in Southeast Suburb of Beijing	ZHAO Qian, MA Lin, LIU Yi-fei, <i>et al.</i> (1931)
Contamination Assessment and Sources Analysis of Soil Heavy Metals in Opencast Mine of East Junggar Basin in Xinjiang	LIU Wei, YANG Jian-jun, WANG Jun, <i>et al.</i> (1938)
Effect of Nano-TiO ₂ on Release and Speciation Changes of Heavy Metals in Soil	ZHANG Jin-yang, WANG Ding-yong, LIANG Li, <i>et al.</i> (1946)
Reduction Kinetics of Cr(VI) in Chromium Contaminated Soil by Nanoscale Zerovalent Iron-copper Bimetallic	MA Shao-yun, ZHU Fang, SHANG Zhi-feng (1953)
Inhibition of Low Molecular Organic Acids on the Activity of <i>Acidithiobacillus</i> Species and Its Effect on the Removal of Heavy Metals from Contaminated Soil	SONG Yong-wei, WANG He-ru, CAO Yan-xiao, <i>et al.</i> (1960)
Contribution of Particle Size and Surface Coating of Silver Nanoparticles to Its Toxicity in Marine Diatom <i>Skeletonema costatum</i>	HUANG Jun, YI Jun, QIANG Li-yuan, <i>et al.</i> (1968)
Rhizospheric Mechanisms of <i>Hemerocallis middendorffii</i> Trautv. et Mey. Remediating Petroleum-contaminated Soil and Metabonomic Analyses of the Root Systems	WANG Ya-nan, CHENG Li-juan, ZHOU Qi-xing (1978)
Effects of Thermophilic Composting on Antibiotic Resistance Genes (ARGs) of Swine Manure Source	ZHENG Ning-guo, HUANG Nan, WANG Wei-wei, <i>et al.</i> (1986)
Interaction Between Sulfonamide Antibiotics Fates and Chicken Manure Composting	LIN Hui, WANG Jian-mei, SUN Wan-chun, <i>et al.</i> (1993)

《环境科学》第6届编辑委员会

主 编: 欧阳自远

副主编: 赵景柱 郝吉明 田 刚

编 委: (按姓氏笔画排序)

万国江 王华聪 王凯军 王绪绪 田 刚 田 静 史培军
朱永官 刘志培 刘 毅 汤鸿霄 孟 伟 周宗灿 林金明
欧阳自远 赵景柱 姜 林 郝郑平 郝吉明 聂永丰 黄 霞
黄 耀 鲍 强 潘 纲 潘 涛 魏复盛

环 境 科 学

(HUANJING KEXUE)

(月刊 1976年8月创刊)

2016年5月15日 第37卷 第5期

ENVIRONMENTAL SCIENCE

(Monthly Started in 1976)

Vol. 37 No. 5 May 15, 2016

主 管	中国科学院	Superintended	by	Chinese Academy of Sciences
主 办	中国科学院生态环境研究中心	Sponsored	by	Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences
协 办	(以参加先后为序) 北京市环境保护科学研究院 清华大学环境学院	Co-Sponsored	by	Beijing Municipal Research Institute of Environmental Protection School of Environment, Tsinghua University
主 编	欧 阳 自 远	Editor-in -Chief		OUYANG Zi-yuan
编 辑	《环境科学》编辑委员会 北京市2871信箱(海淀区双清路 18号, 邮政编码:100085) 电话:010-62941102, 010-62849343 传真:010-62849343 E-mail: hjkx@ rcees. ac. cn http://www. hjkx. ac. cn	Edited	by	The Editorial Board of Environmental Science (HUANJING KEXUE) P. O. Box 2871, Beijing 100085, China Tel:010-62941102, 010-62849343; Fax:010-62849343 E-mail: hjkx@ rcees. ac. cn http://www. hjkx. ac. cn
出 版	科 学 出 版 社 北京东黄城根北街16号 邮政编码:100717	Published	by	Science Press 16 Donghuangchenggen North Street, Beijing 100717, China
印 刷 装 订	北京北林印刷厂	Printed	by	Beijing Bei Lin Printing House
发 行	科 学 出 版 社 电话:010-64017032 E-mail: journal@ mail. sciencep. com	Distributed	by	Science Press Tel:010-64017032 E-mail: journal@ mail. sciencep. com
订 购 处	全国各地邮电局	Domestic		All Local Post Offices in China
国外总发行	中国国际图书贸易总公司 (北京399信箱)	Foreign		China International Book Trading Corporation (Guoji Shudian), P. O. Box 399, Beijing 100044, China

中国标准刊号: ISSN 0250-3301
CN 11-1895/X

国内邮发代号: 2-821

国 内 定 价: 120.00 元

国外发行代号: M 205

国 内 外 公 开 发 行