

环境科学

(HUANJING KEXUE)

ENVIRONMENTAL SCIENCE

第36卷 第9期

Vol.36 No.9

2015

中国科学院生态环境研究中心 主办
科学出版社 出版



目次

长江三角洲 PM _{2.5} 质量浓度遥感估算与时空分布特征	徐建辉, 江洪 (3119)
宁波市 PM _{2.5} 中碳组分的时空分布特征和二次有机碳估算	杜博涵, 黄晓锋, 何凌燕, 胡敏, 王川, 任宇超, 应红梅, 周军, 汪伟峰, 许丹丹 (3128)
青岛大气中酸碱气体及 PM _{2.5} 中水溶性离子的浓度特征和气粒平衡关系	周佳佳, 石金辉, 李丽平, 姚小红, 高会旺 (3135)
北京雾霾天大气颗粒物中微生物气溶胶的浓度及粒谱特征	胡凌飞, 张柯, 王洪宝, 李娜, 王洁, 杨文慧, 殷喆, 焦周光, 温占波, 李劲松 (3144)
2015 年春节北京市空气质量分析	程念亮, 陈添, 张大伟, 李云婷, 孙峰, 魏强, 刘嘉林, 刘保献, 孙瑞雯 (3150)
上海市大气挥发性有机化学消耗与臭氧生成的关系	王红丽 (3159)
生物滴滤塔净化氯代烃混合废气的研究	陈东之, 缪孝平, 欧阳杜娟, 叶杰旭, 陈建孟 (3168)
一种基于 GOCI 数据的叶绿素 a 浓度三波段估算模型	郭宇龙, 李云梅, 李渊, 吕恒, 刘阁, 王旭东, 张思敏 (3175)
巢湖溶解性有机物时空分布规律及其影响因素	叶琳琳, 吴晓东, 刘波, 闫德智, 张玫琪, 周阳 (3186)
河北洺河溶解性有机物光谱学特性	虞敏达, 张慧, 何小松, 檀文炳, 张媛, 马丽娜, 席北斗, 党秋玲, 高如泰 (3194)
东山岛地下水“三氮”空间分布特征	吴海燕, 傅世锋, 蔡晓琼, 汤坤贤, 曹超, 陈庆辉, 梁修雨 (3203)
重庆典型岩溶区地下河中溶解态正构烷烃、脂肪酸来源、迁移及转化	梁作兵, 孙玉川, 王尊波, 师阳, 江泽利, 张媚, 谢正兰, 廖昱 (3212)
硫酸对乌江中上游段岩溶水化学及 $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ 的影响	黄奇波, 覃小群, 刘朋雨, 张连凯, 苏春田 (3220)
阆中市思依镇水化学特征及其成因分析	张艳, 吴勇, 杨军, 孙厚云 (3230)
东南沿海河流-水库系统藻类生长营养盐限制季节变动	陈聪聪, 饶拉, 黄金良, 白敏冬 (3238)
水体氮磷营养盐水平与氯霉素浓度复合水体对苦草的生理生化影响	胡珍珍, 崔益斌, 李梅, 余静 (3248)
溶藻活性物质对棕囊藻溶藻及其脂肪酸影响的模拟	杨秋婵, 赵玲, 尹平河, 谭烁, 舒万姣, 侯少玲 (3255)
坡岸截留强化处理设施在不同运行条件下对农业面源污染物去除效果	李怀正, 陈珂莉, 危忠, 王卫刚 (3262)
典型材料屋面积尘重金属形态分布与风险评估	李敦柱, 管运涛, 刘安, 李思远 (3269)
南水北调丹江口水库水氯(胺)化消毒副产物产生特性与消毒工艺对比	张民盛, 徐斌, 张天阳, 程拓, 夏圣骥, 楚文海 (3278)
臭氧-混凝交互作用对混凝效果的影响	刘海龙, 郭雪峰, 王敏慧, 焦茹媛, 石健 (3285)
含溴水臭氧化过程阴离子对溴酸盐生成的影响	吴悦, 吴纯德, 刘吕刚, 袁博杰 (3292)
厌氧环境雌黄溶解产物形态的 XAS 研究	王莹, 许丽英, 王少锋, 肖翻, 贾永峰 (3298)
印染及染料行业废水生物处理系统中的 AOX 污染研究	申洋洋, 刘锐, 徐灿灿, 舒小铭, 许江军, 兰亚琼, 陈吕军 (3304)
螺旋霉素制药废水处理过程中耐药菌和抗性基因的转归特征	覃彩霞, 佟娟, 申佩弘, 魏源送 (3311)
两种膜生物反应器处理养猪沼液的比较研究	税勇, 川岸朋树, 宋小燕, 刘锐, 陈吕军 (3319)
农村污水膜生物反应器系统中微生物群落解析	孔晓, 崔丙健, 金德才, 吴尚华, 杨波, 邓晔, 庄国强, 庄绪亮 (3329)
四区一体反应器冬季启动脱氮特性及硝化菌群结构分析	张岩, 孙凤侠, 谢杭冀, 陈敬, 睦稀, 甘志明, 王修平, 史扬 (3339)
从亚硝酸还原厌氧氨氧化转变为硫酸盐型厌氧氨氧化	刘正川, 袁林江, 周国标, 李晶 (3345)
提高有机负荷对好氧颗粒污泥形成与稳定过程的影响	刘小鹏, 王建芳, 钱飞跃, 王琰, 陈重军, 沈耀良 (3352)
常规施肥条件下农田不同途径氮素损失的原位研究: 以长江中下游地区夏玉米季为例	桑蒙蒙, 范会, 姜珊珊, 蒋静艳 (3358)
水氮组合模式对双季稻甲烷和氧化亚氮排放的影响	傅志强, 龙攀, 刘依依, 钟娟, 龙文飞 (3365)
厌氧条件下砂壤水稻土 N ₂ 、N ₂ O、NO、CO ₂ 和 CH ₄ 排放特征	曹娜, 王睿, 廖婷婷, 陈诺, 郑循华, 姚志生, 张海, Klaus Butterbach-Bahl (3373)
黄土丘陵区不同有机碳背景下侵蚀坡面土壤呼吸特征	陈盖, 许明祥, 张亚锋, 王超华, 樊会敏, 王闪闪 (3383)
生物炭添加对半干旱地区土壤温室气体排放的影响	郭艳亮, 王丹丹, 郑纪勇, 赵世伟, 张兴昌 (3393)
宁南山区林地土壤原位矿化过程中碳氮转化耦合特征	倪银霞, 黄懿梅, 牛丹, 赵彤, 闫浩, 蒋跃利 (3401)
石漠化山地植被恢复过程土壤团聚体氮分布及与氮素矿化关系研究	胡宁, 马志敏, 蓝家程, 伍宇春, 陈高起, 傅瓦利, 文志林, 王文净 (3411)
江汉平原农田土壤有机碳分布与变化特点: 以潜江市为例	王玉竹, 肖和艾, 周萍, 童成立, 葛体达, 曾冠军, 吴金水 (3422)
缙云山不同土地利用方式下土壤团聚体中活性有机碳分布特征	李睿, 江长胜, 郝庆菊 (3429)
西北典型工矿型城市街道尘埃重金属污染的环境磁学响应	聂燕, 王新, 王博, 许淑婧, 高福元, 余晔, 夏敦胜, 夏听鸣 (3438)
电镀厂周边环境重金属分布特征及人体健康暴露风险评价	郭鹏然, 雷永乾, 周巧丽, 王畅, 潘佳钊 (3447)
典型电力电容器污染土壤中多氯联苯水平及特性	刘洁, 李晓东, 赵中华, 祁志福, 陈彤, 严建华 (3457)
紫色土对硫丹的吸附与解吸特征	赵炎, 郑国灿, 朱恒, 张进忠, 朱秀英, 胡淑春, 吴娅林 (3464)
紫茉莉对石油污染盐碱土壤微生物群落与石油烃降解的影响	焦海华, 崔丙健, 吴尚华, 白志辉, 黄占斌 (3471)
4 株外生菌根真菌对 Al ³⁺ 吸收与吸附的研究	王明霞, 袁玲, 黄建国, 周志峰 (3479)
长春市郊区蔬菜有机磷农药残留与健康风险评价	于锐, 刘景双, 王其存, 刘强, 王洋 (3486)
北京市北神树生活垃圾填埋场产甲烷菌的群落结构和演替规律	宋立娜, 王磊, 夏孟婧, 苏月, 李振山 (3493)
城市分散式粪便颗粒化有机肥用作叶菜肥的肥力及环境影响	吕文洲, 乔宇祥, 余宁, 史荣华, 王光明 (3501)
V ₂ O ₅ -WO ₃ /TiO ₂ 催化剂与活性炭混合降解气相二噁英	任咏, 纪莎莎, 俞明峰, 李晓东, 严建华 (3508)
基于出行服务的纯电动公交车节能减排效益分析	林晓丹, 田良, 吕彬, 杨建新 (3515)
我国挥发性有机物定义和控制指标的探讨	江梅, 邹兰, 李晓倩, 车飞, 赵国华, 李刚, 张国宁 (3522)
异化铁还原对土壤中重金属形态转化及其有效性影响	司友斌, 王娟 (3533)
《环境科学》征订启事 (3297) 《环境科学》征稿简则 (3303) 信息 (3127, 3202, 3277, 3318)	

两种膜生物反应器处理养猪沼液的比较研究

税勇^{1,3}, 川岸朋树², 宋小燕³, 刘锐^{3*}, 陈吕军^{3,4*}

(1. 常州大学环境与安全工程学院, 常州 213164; 2. 三菱丽阳水处理研发中心, 日本丰桥 4408601; 3. 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; 4. 清华大学环境学院, 北京 100084)

摘要: 养猪沼液有机物和氨氮浓度高, 碳氮比低, 生化处理难度大. 本文对比研究了生物膜式膜生物反应器 (biofilm membrane bioreactor, BF-MBR) 和传统膜生物反应器 (MBR) 在进水化学需氧量 (COD) 和总氮 (TN) 比值分别为 1.0 ± 0.2 和 2.3 ± 0.4 条件下对养猪沼液的处理效果. 结果表明, 养猪沼液 COD/TN 为 1.0 ± 0.2 时, 两套反应器的出水水质都较差且波动较大. 进水 COD/TN 比值提高到 2.3 ± 0.4 后, 两套系统的出水水质和运行稳定性均得到大幅度提高; BF-MBR 对 COD 和氨氮的去除率分别为 $92.3\% \pm 2.4\%$ 和 $97.5\% \pm 4.1\%$, 略优于 MBR 的 $91.9\% \pm 1.5\%$ 和 $91.2\% \pm 14.0\%$. 与 MBR 相比, BF-MBR 因生物膜的影响, 对总氮和总磷去除率分别达 $36.7\% \pm 19.5\%$ 和 $54.0\% \pm 18.9\%$, 显著高于 MBR 去除率 $19.2\% \pm 12.4\%$ 和 $29.0\% \pm 18.1\%$; BF-MBR 系统比 MBR 减少了近 40% 的外加碱耗. BF-MBR 比 MBR 有更好的污染物去除效果且消耗更少的外加碱剂, 因此对处理沼液的适用性更好.

关键词: 膜生物反应器; 生物膜; 养猪沼液; 碳氮比; 碱度

中图分类号: X703 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2015)09-3319-10 DOI: 10.13227/j.hjks.2015.09.026

A Comparative Study on Two Membrane Bioreactors for the Treatment of Digested Piggery Wastewater

SHUI Yong^{1,3}, Kawagishi Tomoki², SONG Xiao-yan³, LIU Rui^{3*}, CHEN Lü-jun^{3,4*}

(1. College of Environment and Safety Engineering, Changzhou University, Changzhou 213164, China; 2. Aqua Development Center, Mitsubishi Rayon Co., Ltd., Toyohashi 4408601, Japan; 3. Zhejiang Provincial Key Laboratory of Water Science and Technology, Department of Environment, Yangtze Delta Region Institute of Tsinghua University in Zhejiang, Jiaxing 314006, China; 4. School of Environment, Tsinghua University, Beijing 100084, China)

Abstract: With high concentrations of chemical oxygen demand (COD) and ammonium while low ratio of COD to total nitrogen (TN), digested piggery wastewater is difficult to treat using conventional biological methods. In this study, a biofilm membrane bioreactor (BF-MBR) and a traditional type of membrane bioreactor (MBR) were parallel operated to treat digested piggery wastewater, and the pollutant removal performance were compared at influent COD/TN ratios of 1.0 ± 0.2 and 2.3 ± 0.4 , respectively. The results showed that the effluent quality in both reactors was poor and unstable when the influent COD/TN ratio was 1.0 ± 0.2 . The effluent quality and stability were greatly improved as the influent COD/TN ratio was increased to 2.3 ± 0.4 . The removal rates of COD and ammonium were respectively $92.3\% \pm 2.4\%$ and $97.5\% \pm 4.1\%$ in BF-MBR, slightly higher than $91.9\% \pm 1.5\%$ and $91.2\% \pm 14.0\%$ in MBR. Benefited from the biofilm, $36.7\% \pm 19.5\%$ of TN and $54.0\% \pm 18.9\%$ of TP were removed by BF-MBR, significantly higher than the respective values of $19.2\% \pm 12.4\%$ and $29.0\% \pm 18.1\%$ by MBR. Moreover, BF-MBR consumed less than 40% of the alkaline chemicals as MBR. BF-MBR was considered more suitable for treatment of digested piggery wastewater due to its better pollutant removal performance and low consumption of alkaline.

Key words: membrane bioreactor; biofilm; digested piggery wastewater; COD/TN ratio; alkalinity

我国集约化养猪业快速发展, 由猪粪尿和冲洗水组成的养猪废水有机物和氮磷浓度非常高, 不经妥善处理就排放入环境不仅会造成环境水体的严重富营养化, 而且高浓度氨氮也会给水生生物带来极大危害^[1~4]. 尽管我国规模化养猪场大多配套了沼气池, 但养猪废水经过沼气池厌氧消化后产生的养猪沼液仍然含有高浓度有机物、氨氮并且碳氮比极低^[5,6], 需要进一步处理. 膜生物反应器 (membrane bioreactor, MBR) 是把生物处理与膜分离相结合的高效废水处理技术, 具有容积负荷大、占地面积小、

硝化效率高、出水水质稳定优质、操作管理方便等优点^[7~9]. 很多研究使用好氧 MBR 处理养猪废水, 都取得了良好的处理效果. Kornboonraksa 等^[10]采用 MBR 结合化学沉淀工艺处理养猪废水, 化学需氧量 (COD)、五日生物需氧量 (BOD_5) 和氨氮

收稿日期: 2015-02-27; 修订日期: 2015-04-25

基金项目: MRC 合作项目; 嘉兴市科技计划项目 (2013AZ21008); 南湖区科技计划项目 (2013QS01)

作者简介: 税勇 (1989~), 男, 硕士研究生, 主要研究方向为水污染控制, E-mail: shuiyong935@sina.com

* 通讯联系人, E-mail: liuruitsinghuazj@gmail.com, chenlj@mail.tsinghua.edu.cn

($\text{NH}_4^+\text{-N}$) 的进水浓度分别为 5 134、3 376 和 206 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 去除率分别达到 99.9%、99.8% 和 98.9%。张威等^[11]采用浸没式 MBR 结合 A/O 工艺处理养猪废水, COD、 BOD_5 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的进水浓度分别为 9 100、3 788 和 450 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 出水浓度分别小于 85、10 和 5 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。然而, 好氧 MBR 在高浓度氨氮的硝化过程中消耗大量碱度, 为维持反应器内 pH 稳定需要投加大量碱剂, 因此运行成本较高, 经济可行性较差。在好氧 MBR 中投加生物填料而形成的生物膜式膜生物反应器 (biofilm membrane bioreactor, BF-MBR) 可以实现同步硝化反硝化 (SND) 过程, 不仅有利于去除部分总氮 (TN), 而且反硝化过程产生碱度能够降低体系对碱度的需求,

此外生物膜产生的较高生物量有利于强化对有机物和总磷 (TP) 的去除^[12~16]。

本研究同时采用 BF-MBR 和 MBR 处理养猪沼液, 比较分析了不同进水碳氮比和不同负荷下两套反应器对 COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TN、TP 的去除效果, 以及长期运行中的碱度消耗, 以期为养猪沼液的高效低耗生物处理提供技术支持。

1 材料与方法

1.1 试验原水

试验原水为嘉兴市某规模化养猪场沼气池出水, 用聚合氯化铝和聚丙烯酰胺混凝沉淀去除悬浮物后运回实验室冷藏储存, 水质见表 1。

表 1 试验水质

Table 1 Quality of raw wastewater

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) / $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$
1 101 ± 185	1 492 ± 132	785 ± 234	≤ 1	≤ 20	36.2 ± 3.1	7.8 ~ 8.3	4 000 ~ 6 000

1.2 试验装置和条件

两套 MBR 装置如图 1 所示。MBR 为完全混合式, 长 × 宽 × 高为 35 cm × 15 cm × 50 cm, 有效容积 17 L。BF-MBR 的长 × 宽 × 高为 50 cm × 15 cm × 50 cm, 有效容积 25 L, 内部用挡板分为生物填料区 (11 L) 和 MBR 区 (14 L), 填料区填充聚甲基丙烯酸甲酯无纺布 (单片面积 0.052 5 m^2 , 共 12 片, 间距 0.5 cm), 填料区与 MBR 区之间回流比 150%。MBR 和 BF-MBR 的 MBR 区内部结构基本相同, 内置 PVDF 中空纤维膜 (三菱丽阳株式会社, 平均膜孔径为 0.4 μm , 单片膜面积为 0.02 m^2), 恒定膜通量为 10 $\text{L}\cdot(\text{h}\cdot\text{m}^2)^{-1}$; MBR 内置 3 片膜, BF-MBR 膜区内置 4 片膜。连续进水, 间歇出水 (抽停比为 7 min/1 min); 定期把膜取出, 用清水清洗膜面以保持恒定膜通量。水温控制在约 25℃, $\text{DO} \geq 5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。试验期间, 向进水中投加小苏打以控制反应器混合液

pH 为 5.5 ~ 8.5。采用电极式液位控制开关保持液位恒定。

接种污泥取自嘉兴市联合污水厂, 接种 MLSS 浓度为 6 300 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。通水曝气两天后连续运行。BF-MBR 中的生物填料隔天观察一次, 至 28 d 时生物填料上可观察到明显的褐色生物膜, 显示挂膜基本完成。

两装置平行运行 191 d, 试验期间逐步缩短 HRT 来提高负荷。运行前 28 d 设为启动阶段, 使用养猪沼液作为原水, HRT 为 9 ~ 7 d。运行 29 ~ 171 d 可分为表 2 所示的 4 个工况: 工况 1 (2014 年 3 月 28 日至 5 月 7 日, 29 ~ 70 d), HRT 为 7 ~ 5 d, 使用养猪沼液作为原水, 因此进水 COD/TN 较低, 仅为 1.0 ± 0.2 ; 工况 2 (2014 年 5 月 8 日至 6 月 12 日, 71 ~ 106 d) 和工况 3 (2014 年 6 月 13 日至 8 月 5 日, 107 ~ 160 d), HRT 分别缩短为 5 ~ 4 d 和 3 ~ 2 d, 为了避

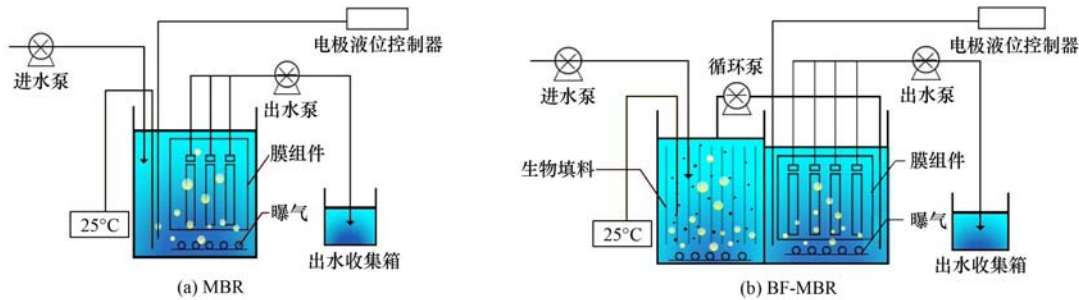


图 1 试验装置示意

Fig. 1 Schematic diagram of the experimental equipment

免出现工况 1 因碳源不足而污泥浓度不增长、污泥解体的情况,在养猪沼液中外加乙酸钠,提高进水 COD/TN 至 2.0 以上;工况 4(2014 年 8 月 6 日至 9 月 5 日,161 ~ 191 d),HRT 为 1 d,考虑 COD 容积负

荷很高,不会再出现工况 1 因碳源不足而污泥浓度不增长、污泥解体的情况,因此使用养猪沼液作为原水,不再外加乙酸钠. 工况 3 两反应器间歇排泥, SRT 约为 40 d,其余工况未人为排泥.

表 2 MBR 和 BF-MBR 的运行条件

Table 2 Operational conditions of MBR and BF-MBR

项目	工况 1	工况 2	工况 3	工况 4
运行天数/d	29 ~ 70	71 ~ 106	107 ~ 160	161 ~ 191
HRT/d	7 ~ 5	5 ~ 4	3 ~ 2	1
进水 COD/TN	1.0 ± 0.2	2.3 ± 0.4(外加乙酸钠)	2.3 ± 0.4(外加乙酸钠)	1.0 ± 0.2
进水 COD/mg·L ⁻¹	1 482 ± 265	3 427 ± 93	3 468 ± 327	1 164 ± 165
进水NH ₄ ⁺ -N/mg·L ⁻¹	898 ± 308	553 ± 219	691 ± 157	406 ± 105
进水 TN/mg·L ⁻¹	1 487 ± 78	1 516 ± 261	1 495 ± 210	1 146 ± 115
COD 容积负荷/kg·(m ³ ·d) ⁻¹	0.26 ± 0.07	0.77 ± 0.06	1.60 ± 0.20	1.16 ± 0.17
氨氮容积负荷/kg·(m ³ ·d) ⁻¹	0.15 ± 0.03	0.12 ± 0.05	0.33 ± 0.09	0.41 ± 0.11
MBR COD 污泥负荷/kg·(kg·d) ⁻¹	0.061 ± 0.031	0.149 ± 0.034	0.184 ± 0.034	0.231 ± 0.064
BF-MBR COD 污泥负荷/kg·(kg·d) ⁻¹	0.060 ± 0.030	0.118 ± 0.052	0.230 ± 0.081	0.164 ± 0.026
排泥情况	不排泥	不排泥,但大量泡沫溢出而有污泥流失	间歇排泥 (平均 SRT = 40 d)	不排泥,但大量泡沫溢出而有污泥流失

1.3 分析项目和方法

COD、NH₄⁺-N、亚硝态氮(NO₂⁻-N)、硝态氮(NO₃⁻-N)、TN、TP、碱度分析依据标准方法^[17], MLSS 和 MLVSS 依据重量法测定. pH 采用便携式 pH 计(DKK-TOA CORPORATION, HM-30P); 温度和 DO 值采用便携式 DO 仪(DKK-TOA CORPORATION, DO-31P); 总有机碳(TOC)采用 TOC 仪(SHIMADZU CORPORATION, TOC-V_{CSN})测定. 试验用水为 Milli-Q 水. 另外,反应器中游离氨(FA)和游离亚硝酸(FNA)质量浓度采用公式(1)、(2)计算^[18].

$$FA = \frac{1.214 \times c_{NH_4^+-N} \times 10^{pH}}{e^{6.344/(273+t)} + 10^{pH}} \quad (1)$$

$$FNA = \frac{c_{NO_2^- - N}}{e^{-2.300/(273+t)} \times 10^{pH}} \quad (2)$$

式中, $c_{NH_4^+-N}$ 为氨氮质量浓度,mg·L⁻¹; t 为温度,℃; $c_{NO_2^- - N}$ 为亚硝酸盐质量浓度,mg·L⁻¹.

2 结果与讨论

2.1 污泥浓度变化

BF-MBR 与 MBR 中污泥浓度变化如图 2 所示. 启动阶段(1 ~ 28 d)和工况 1(29 ~ 70 d),使用沼液原液作为进水,进水碳氮比很低,COD/TN 只有 1.0 ± 0.2; 由此导致在氨氮负荷为系统稳定运行控制因素的情况下有机负荷很低,COD 容积负荷为(0.26 ± 0.07) kg·(m³·d)⁻¹,平均 COD 污泥负荷约为 0.06 kg·(kg·d)⁻¹. 两反应器中 MLSS 迅速降低,至 61 d

时已经从接种时的 6 300 mg·L⁻¹ 分别降低至 3 000 mg·L⁻¹ 以下. 此外,污泥絮体出现解体现象,反应器中有大量泡沫溢出,进一步加剧污泥浓度的降低.

工况 2(71 ~ 106 d)和工况 3(107 ~ 160 d)的进水碳氮比提高至 2.3 左右. 工况 2,COD 容积负荷为(0.77 ± 0.06) kg·(m³·d)⁻¹,两反应器中 MLSS 均明显下降,污泥絮体仍有解体现象,反应器中大量生物泡沫溢出; MBR 和 BF-MBR 的 COD 污泥负荷分别由 71 d 的 0.098 kg·(kg·d)⁻¹ 和 0.088 kg·(kg·d)⁻¹ 逐步升高至 106 d 的 0.190 kg·(kg·d)⁻¹ 和 0.128 kg·(kg·d)⁻¹. 工况 3,COD 容积负荷提高至(1.60 ± 0.20) kg·(m³·d)⁻¹,MBR 和 BF-MBR 的初始 COD 污泥负荷分别被骤然提升为 0.198 kg·(kg·d)⁻¹ 和 0.279 kg·(kg·d)⁻¹,两反应器内 MLSS 均出现了快速增长,污泥浓度分别由 4 320 mg·L⁻¹ 和 2 926 mg·L⁻¹ 分别升高至 140 d 的 11 208 mg·L⁻¹ 和 10 020 mg·L⁻¹,140 d 后污泥浓度稳定于 10 000 mg·L⁻¹ 左右. COD 污泥负荷在 123 d 前急剧增长,此后因污泥浓度迅速增长而快速下降,140 d ~ 160 d 稳定于 0.153 kg·(kg·d)⁻¹ 和 0.148 kg·(kg·d)⁻¹. 123 d 开始,反应器中生物泡沫明显减少直至消失.

工况 4(161 ~ 191 d)停止外加碳源,HRT 缩短至 1 d, COD 容积负荷为(1.16 ± 0.17) kg·(m³·d)⁻¹,MBR 与 BF-MBR 初始 COD 污泥负荷为 0.155 kg·(kg·d)⁻¹ 和 0.216 kg·(kg·d)⁻¹. 两反应器中重新开始出现泡沫溢出,其中 MBR 中黑色黏

稠泡沫发生量很大,BF-MBR 与之相比发泡程度较轻. 两反应器中 MLSS 在 161 ~ 170 d 均呈快速下降,BF-MBR 中 MLSS 由 $10\,319\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 下降至 $7\,107\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,MBR 下降幅度更大,由 $9\,648\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 下降至 $3\,703\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 受污泥浓度下降影响,COD 污泥负荷逐渐上升,170 d 时 MBR 和 BF-MBR 的 COD 污泥负荷分别为 $0.395\text{ kg}\cdot(\text{kg}\cdot\text{d})^{-1}$ 和 $0.190\text{ kg}\cdot(\text{kg}\cdot\text{d})^{-1}$,170 d 后污泥发泡状况逐渐好转,两反应器中的 MLSS 均重新出现不同程度的上涨.

本研究 1 ~ 106 d 和 161 ~ 170 d,COD 污泥负荷低于 $0.2\text{ kg}\cdot(\text{kg}\cdot\text{d})^{-1}$ 时,污泥絮体形状差,浓度不增长;而 107 ~ 160 d 和 171 ~ 191 d,当 COD 污泥负荷提高至 $0.20\text{ kg}\cdot(\text{kg}\cdot\text{d})^{-1}$ 以后,污泥浓度出现快速增长. 有关稳定运行最小污泥负荷的研究结果与文献报道相一致. Yamamoto 等^[19] 和 Rosenberger 等^[20] 使用 MBR 处理人工配水和实际城市污水 (COD/BOD₅ 约为 2.4) 时,发现 COD 污泥负荷低于 $0.1\text{ kg}\cdot(\text{kg}\cdot\text{d})^{-1}$ 和 $0.07\text{ kg}\cdot(\text{kg}\cdot\text{d})^{-1}$ 时,污泥净生长为零. 侯红娟等^[21] 发现 COD 污泥负荷为 $0.056\sim0.076\text{ kg}\cdot(\text{kg}\cdot\text{d})^{-1}$ 时活性污泥浓度严重下滑.

Choi 等^[22] 发现工业废水中添加葡萄糖使碳氮比 (COD/TN) 从 4.5 提升至 7 和 10、COD 污泥负荷从 $0.4\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 提高至 $0.64\text{ kg}\cdot(\text{kg}\cdot\text{d})^{-1}$ 和 $0.90\text{ kg}\cdot(\text{kg}\cdot\text{d})^{-1}$ 后,MLSS 出现稳定增长. 本研究使用的养猪沼液可生化性较差,因此使污泥发生净生长所需的最小污泥 COD 负荷比上述文献报道结果更高一些.

一般来说,生物泡沫常常伴随污泥膨胀而产生,而生物污泥膨胀的产生也与污泥负荷过低有关. 本研究 123 d 前生物泡沫很多,123 ~ 160 d 生物泡沫很少,表明 COD 污泥负荷大于 $0.15\text{ kg}\cdot(\text{kg}\cdot\text{d})^{-1}$ 后有可能有效控制泡沫的生成. 161 d 停止投加乙酸钠后,进水 COD 负荷骤然减少了约 30%,以 BOD₅ 计算的污泥负荷骤然降低 30% 以上,这可能是工况 4 一开始就严重产生泡沫的原因. 170 d 当污泥浓度下降到一定程度,使污泥 BOD₅ 负荷达到平衡后发泡减少,运行逐步趋于稳定. 这个结果与米闯等^[23] 报道的 MBR 在低 COD 污泥负荷 [$<0.2\text{ kg}\cdot(\text{kg}\cdot\text{d})^{-1}$] 下易于产生丝状菌引起的污泥膨胀结果一致.

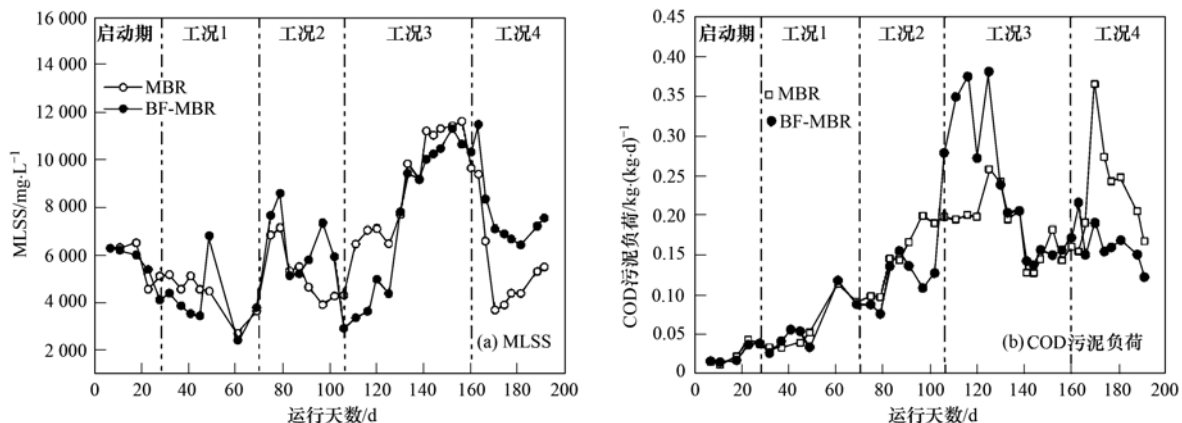


图2 MBR 与 BF-MBR 中的污泥浓度和污泥 COD 负荷

Fig. 2 MLSS and specific COD load in MBR and BF-MBR

2.2 COD 去除特性

两套反应器对 COD 的去除效果如图 3 所示. 工况 1 出水水质不稳定,两套反应器的出水 COD 浓度均逐渐升高至 $600\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右. 工况 2 和工况 3,在提高进水 COD/TN 至 2.3 ± 0.4 后,两套系统的出水 COD 明显下降,BF-MBR 处理出水的 COD 浓度分别为 $(339\pm25.6)\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $(245\pm54.9)\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,MBR 处理出水的 COD 浓度分别为 $(319\pm32.9)\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $(256\pm43.9)\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,均达到既有《畜禽养殖业污染物排放标准》(GB 18596-2001) COD $\leq 400\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的排放限值. 工况 3 时,COD 容

积负荷在 133 d 达到最大值 $1.91\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$.

工况 4,BF-MBR 和 MBR 出水 COD 浓度分别为 $(279\pm31.6)\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $(294\pm74.5)\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,比工况 3 略有升高,但仍能稳定达到《畜禽养殖业污染物排放标准》(GB 18596-2001) COD $\leq 400\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的排放限值. 工况 4 出水 COD 比工况 3 轻微升高,可能与两反应器在工况 4 污泥浓度快速下降、污泥营养失衡而发泡严重有关.

BF-MBR 的 MBR 区与生物填料区相通,MBR 上清液几乎等同于生物填料区的处理出水,COD 浓度在工况 1 ~ 4 分别为 (899 ± 184.2) 、 $(438\pm$

32.4)、 (361 ± 65.5) 和 $(457 \pm 168.3) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. MBR 区的上清液 COD 浓度比膜出水浓度高 99 ~ $403 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 说明膜进一步截留了一些大分子有机物, 有效提升了出水水质. 同时, 把 BF-MBR 生物填料区处理出水的 COD 浓度与进水相比, 发现生物填料区对 COD 的去除贡献率较高, 平均去除率分别占 BF-MBR 对 COD 总去除率的 $54\% \pm 31.8\%$ (工况 1)、 $96\% \pm 2.9\%$ (工况 2)、 $96\% \pm 2.6\%$ (工况 3)、 $79\% \pm 20.8\%$ (工况 4), 说明生物填料区是去除 COD 的主要场所. 整个试验过程中, 除工况 1 外, BF-MBR 与 MBR 均表现出对 COD 较高的去除率和出水稳定性, 其中 BF-MBR 运行效果与 MBR 相近, 并没有取得明显优于 MBR 的 COD 去除效果. 此结果与文献报道相似. Khan 等^[14]使用 MBR 和移动填料的 MBR 处理高浓度配水, 发现二者的 COD 平均去除率都接近 98%. Rodríguez-Hernández 等^[24]使用生物膜-MBR 处理城市污水, 发现二者的 COD 去除率分别为 84% 和

80%, 比较接近. 试验后期测得 BF-MBR 生物填料区的生物填料上附着生长的污泥浓度约为 $4600 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 生物膜的存在一定程度上强化了 BF-MBR 对 COD 的去除效果.

工况 1 和工况 4 的 COD/TN 极低, 因污泥生长状况差, 给 COD 的生物去除效果带来了或多或少的不良影响. 工况 2 和工况 3 提高碳氮比后, 污泥负荷的增加改善了污泥生长状况, 并为异养菌生长提供了更多有机物, COD 去除效果得到增强. 另外, 工况 1 和工况 4 中生物填料区对 COD 的去除效果较差且有一定的波动, 工况 1 尤为明显; 分析认为与生物填料区的生物膜受到影响相关. Czaczyk 等^[25]和 Frølund 等^[26]学者认为胞外聚合物 (EPS) 作为生物膜形成的骨架, 对生物膜形成过程具有关键作用. 而一些学者认为较高的碳氮比可以产生更多的 EPS^[27,28]. 工况 2 和工况 3 提高碳氮比后, EPS 产生量的增加促进了生物膜的形成, 增强了生物填料区对 COD 的去除效果.

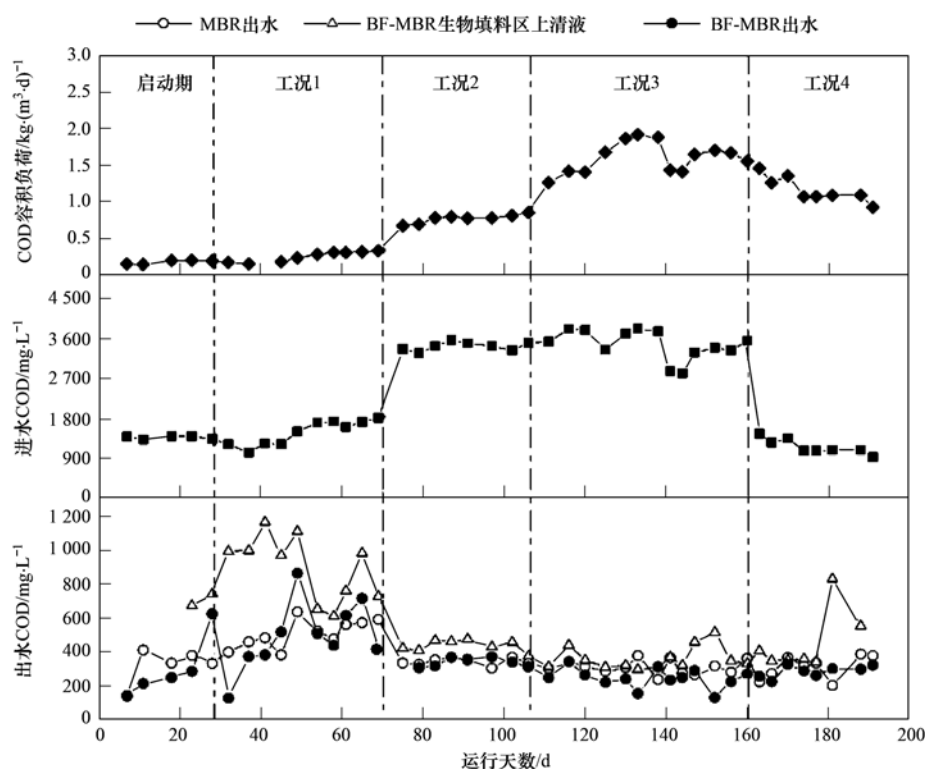


图3 MBR与BF-MBR的COD容积负荷和COD容积去除效果

Fig. 3 COD load and COD removal in MBR and BF-MBR

2.3 氮素去除特性

2.3.1 氨氮

两套反应器对氨氮去除效果如图4所示. 沼液中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度随时间波动很大. 启动期和工况1为3月至5月初, 降雨少, 温度低, 因此沼液中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$

浓度很高. 工况2为梅雨季节, 降雨较多, 由于雨水渗漏等原因, 沼液池的沼液 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度显著降低. 工况3的末期和工况4进入七八月炎夏, 猪饮水量和猪舍清洗用水量显著增加, 沼液中污染物浓度被稀释, 因此沼液中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度明显低于工况1和工

况3前期.

启动阶段,BF-MBR 和 MBR 出水均能保持在 $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下. 工况1 提高负荷后,两反应器中由于污泥浓度下降,污泥絮体解体,氨氮出水浓度高且波动大. 进入工况2 后,两反应器的出水氨氮浓度迅速降低,BF-MBR 更为明显,BF-MBR 出水氨氮浓度在 83 d 后降至 $(21 \pm 6.0) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,MBR 出水氨氮浓度在 97 d 后降至 $(21 \pm 7.4) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,稳定低于《畜禽养殖业污染物排放标准》(GB 18596-2001) 氨氮 $\leq 80 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的限值. BF-MBR 的出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度略低于 MBR. 其中,BF-MBR 生物填料区对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除的贡献率分别为 85.6% (工况2) 和 93.4% (工况3). 即绝大部分的氨氮在生物填料区就已经被去除,MBR 区仅起到了进一步提升和稳定水质的作用.

出水氨氮优质稳定的状况一直持续到工况3 结束. 进入工况4 后,两套反应器出水氨氮浓度重新出现升高趋势,177 d 之后两反应器氨氮出水逐步减小并趋于稳定. 污泥浓度快速下降又上升很可能对氨氮的去除造成这一影响.

本研究在工况2 和工况3 提高碳氮比后,反应器对氨氮的去除效果明显提高. 氨氮去除效果增强一方面与提高碳氮比后,污泥形状变好,硝化反硝化活

性增强有关;另一方面也受 pH 影响. 适宜的 pH 有利于促进硝化细菌的生长和提高硝化速率. MBR 与 BF-MBR 中 pH 变化如图5 所示. MBR 在工况1、工况2 前期和工况4 的 pH 较低,氨氮去除效果较差,波动较大;工况2 后期、工况3,出水氨氮浓度随着 pH 升高而快速下降至较低水平并保持稳定;BF-MBR 在工况2 和工况3 的 pH 较高,氨氮处理效果较好,而工况1 和工况4 pH 较低,氨氮处理效果较差.

Benaliouche 等^[29]报道 pH 为 7.6 时活性污泥的硝化速率最高. 陈旭良等^[30]指出,生物硝化过程应控制 pH 范围在 6.5 ~ 8.5,但此过程中 pH 极易发生较大范围波动. Zeng 等^[31]报道进水中易降解有机氮在好氧或者厌氧条件下经氨化作用释放的碱度有利于维持系统碱度平衡. 本研究中 BF-MBR 与 MBR 在工况2 和工况3 中有机氮转化为无机氮的浓度分别为 (716 ± 276.8) 、 (680 ± 300.0) 和 (671 ± 328.8) 、 $(635 \pm 220.9) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,明显高于工况1 和工况3 的 (429 ± 233.0) 、 (577 ± 130.9) 和 (387 ± 193.3) 、 $(546 \pm 159.5) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,有机氮氨化生成的碱度促进了 pH 维持在较高水平.

2.3.2 TN

工况1~4 条件下,BF-MBR 对 TN 的去除率分别为 $23.5\% \pm 10.1\%$ 、 $30.8\% \pm 25.5\%$ 、 $40.3\% \pm$

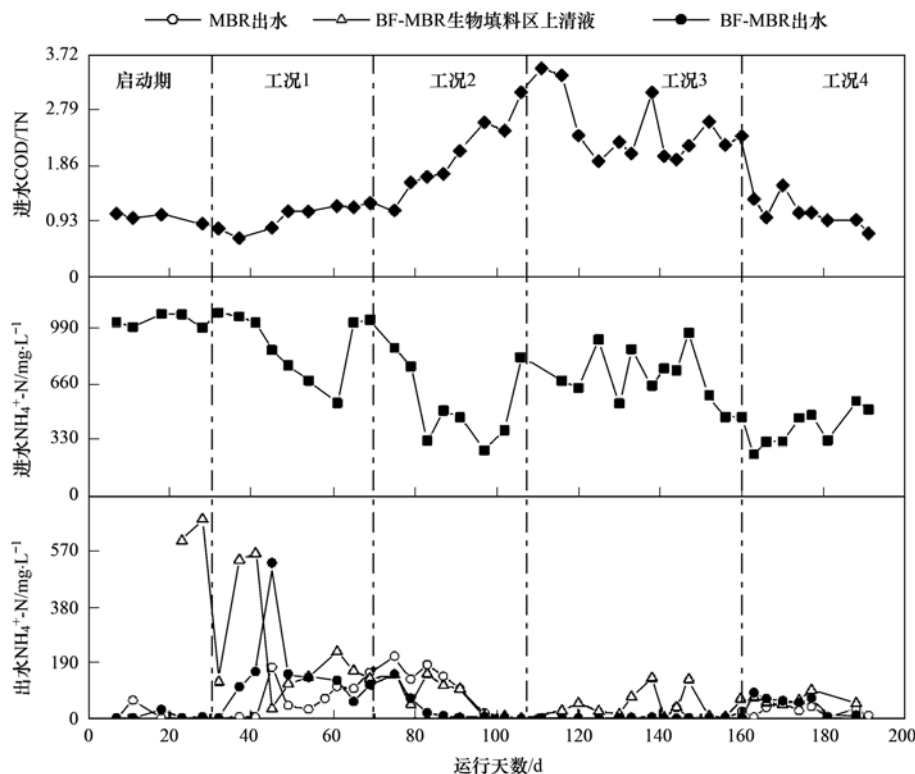


图4 MBR 与 BF-MBR 对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除

Fig. 4 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ removal in MBR and BF-MBR

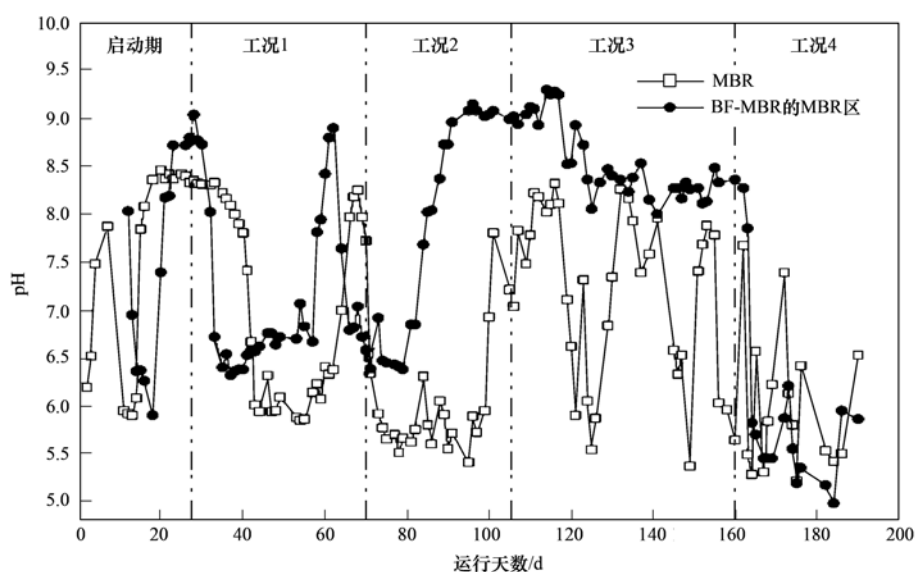


图5 BF-MBR 的 MBR 区与 MBR 中 pH 变化

Fig. 5 Variations of pH in MBR part of BF-MBR and in MBR

13.5%、27.8% ± 12.6%, 均优于 MBR 的 TN 去除效果 (8.5% ± 5.9%、13.5% ± 7.9%、21.3% ± 13.1%、21.4% ± 41.4%)。

尽管本研究使用的是好氧反应器, 但反应器仍然对 TN 具有一定的去除效果。这可能与反应器内因曝气不均匀而存在一定的缺氧区域有关。另外, 根据缺氧微环境理论, 曝气不对称和溶解氧从污泥絮体表面扩散至内核受到不同程度的限制, 溶解氧分布不均匀, 絮体外层好氧硝化菌占优势, 主要进行硝化反应, 内层异养反硝化菌占优势, 主要进行反硝化反应, 传统硝化反硝化得以发生, 因此也会表现出对 TN 具有一定的去除效果^[1,15]。

与 MBR 相比, BF-MBR 取得了更好的 TN 去除效果, 这与文献[15,24]的报道相同。这可能要归因于 BF-MBR 生物膜上发生的同步硝化反硝化过程。BF-MBR 生物填料上附着生长的生物膜厚度约为 1.2 ~ 1.6 mm, 阻碍了溶解氧的均匀扩散, 外层生物膜处于好氧状态, 发生硝化反应, 而内层生物膜处于缺氧/厌氧状态, 同步发生反硝化反应, 从而大大加强了系统对 TN 的去除。生物填料区对 TN 的去除贡献率在工况 1 ~ 4 分别为 69.5%、72.2%、67.4%、63.5%, 可进一步证明生物膜发生的同步硝化反硝化对 TN 去除有重要贡献。

与极低碳氮比的工况 1 和工况 4 相比, 进水碳氮比较高的工况 2、3 取得了更好的 TN 去除效果。这是因为, 提高碳氮比后, 污泥生长, 生物膜增厚, 污泥絮体缺氧区扩大; 另一方面反硝化菌脱氮可利用

的有机物增加, 反硝化能力增强。Yang 等^[15]等发现将进水碳氮比从 8.9 提高至 14.7 和 21.7 时, TN 平均去除率从 13.4% 分别提高至 40.0% 和 62.3%。王丽等^[32]将 HRT 保持为 1 h, 进水碳氮比从 2.6 提高至 3.5 和 4.4 时, TN 平均去除率从 62.9% 提高至 76.2% 和 86.3%。Matěju 等^[33]指出, 为满足反硝化的需求, 碳氮比至少为 4.2, 而 Obaja 等^[34]则进一步提出反硝化碳氮比需求为 6 ~ 8。本研究即使是工况 2 和工况 3, 进水碳氮比也仍然属于很低水平, 如能有效提高进水沼液碳氮比, 则 BF-MBR 对 TN 的去除率有望进一步增加。

2.3.3 亚硝态氮积累

在低碳氮比条件下, 反应器内很容易出现 NO_2^- -N 积累。MBR 在工况 2 和 3 中基本实现了完全硝化, 反应器内 NO_2^- -N 浓度很低; 但在工况 1 和 4 中, NO_2^- -N 浓度显著升高, 分别为 $(85.3 \pm 141.5) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $(89.5 \pm 126.6) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。与 MBR 反应器不同的是, BF-MBR 在各工况下 NO_2^- -N 浓度均较高, 工况 1 ~ 4 下生物填料区 NO_2^- -N 浓度分别为 (386.1 ± 301.7) 、 (312.8 ± 149.6) 、 (232.8 ± 78.9) 和 $(181.8 \pm 142.4) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 而 MBR 区 NO_2^- -N 浓度分别为 (645.6 ± 133.5) 、 (222.7 ± 290.1) 、 (9.7 ± 28.7) 和 $(19.5 \pm 39.7) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。除工况 1 外, BF-MBR 的 MBR 区经过进一步硝化作用, 使 NO_2^- -N 浓度较生物填料区有了大幅度降低; 但是除工况 3 和工况 4 外, BF-MBR 的 MBR 区 NO_2^- -N

浓度仍显著高于 MBR.

提高进水碳氮比似乎有利于减少亚硝态氮的积累. Im 等^[35]使用短程硝化反应器对比研究了养猪废水与养猪沼液诱导实现亚硝化的过程. 结果表明,养猪沼液比养猪废水诱导实现亚硝化更有效,是因为养猪沼液中含有比养猪废水中更少的有机物,进一步分析认为含有少量易降解有机物的养猪废水易于诱导实现亚硝化.

高浓度的游离氨(FA)和游离亚硝酸(FNA)可能是抑制氨氧化菌(AOB)和亚硝酸盐氧化菌(NO₂⁻-N)活性,从而导致 NO₂⁻-N 在反应器中积累的原因; NO₂⁻-N 的积累有助于实现短程硝化^[36]. Anthonisen 等^[18]认为 FA 对 AOB 和 NOB 的抑制浓度分别为 10 ~ 150 mg·L⁻¹ 和 0.1 ~ 1 mg·L⁻¹, FNA 对硝化菌的抑制浓度为 0.22 ~ 2.8 mg·L⁻¹.

Vadivelu 等^[37]则认为 FA 对 NOB 的抑制浓度为 6 mg·L⁻¹, FNA 对 AOB 和 NOB 的抑制浓度分别为 0.4 mg·L⁻¹ 和 0.02 mg·L⁻¹. 本研究根据反应器中 NH₄⁺-N、NO₂⁻-N 浓度和 pH 计算得到工况 1 ~ 4 下 MBR 与 BF-MBR 中的 FA 与 FNA 浓度,如表 3 所示. MBR 中,工况 1 下较高的 FA 和 FNA 浓度抑制了硝化菌,实现了 NO₂⁻-N 的积累;工况 2、3 相比于工况 1, FA 和 FNA 均大幅下降,MBR 基本实现了完全硝化;工况 4 下虽然 FA 较低,但较高的 FNA 很可能对 AOB 和 NOB 产生了抑制,出水 NO₂⁻-N 明显升高. BF-MBR 中 NO₂⁻-N 的积累很可能由高浓度的 FA 造成,并随着 FA 浓度的降低,抑制程度减轻, NO₂⁻-N 浓度明显降低;而 BF-MBR 的 MBR 区出现的 NO₂⁻-N 积累可能要归因于高浓度的 FA 和 FNA 的联合抑制作用.

表 3 MBR 和 BF-MBR 中 FA 与 FNA 含量/mg·L⁻¹
Table 3 FA and FNA contents in MBR and BF-MBR/mg·L⁻¹

工况	MBR		BF-MBR			
	FA	FNA	FA(生物填料区)	FNA(生物填料区)	FA(MBR 区)	FNA(MBR 区)
工况 1	1.24 ± 2.95	0.053 ± 0.081	51.19 ± 68.98	0.018 ± 0.042	5.54 ± 12.72	0.213 ± 0.178
工况 2	0.07 ± 0.09	0.006 ± 0.008	16.90 ± 18.19	0.005 ± 0.009	1.48 ± 1.41	0.158 ± 0.239
工况 3	0.16 ± 0.20	0.000 ± 0.000	8.66 ± 8.11	0.004 ± 0.005	0.93 ± 0.76	0.000 ± 0.000
工况 4	0.04 ± 0.04	0.041 ± 0.065	2.68 ± 3.10	0.013 ± 0.010	0.56 ± 1.44	0.021 ± 0.035

2.4 TP 去除特性

工况 1 ~ 4 下 BF-MBR 对 TP 的去除率分别为 16.0% ± 13.6%、53.0% ± 14.5%、55.1% ± 20.3% 和 17.0% ± 18.5%, MBR 的相应 TP 去除率为 0.2% ± 0.04%、36.1% ± 20.3%、27.5% ± 16.6% 和 17.1% ± 11.0%, BF-MBR 在各工况下的 TP 去除率略高于 MBR.

总磷的去除通常有两种途径:一种是磷作为微生物生长必需的营养物质被微生物同化去除,另一种可归因于聚磷菌的生物除磷作用. 本文中两套装置均在好氧条件下运行. BF-MBR 悬浮污泥浓度与 MBR 接近,悬浮污泥同化作用引起的除磷效率应该与 MBR 差不多;但是 BF-MBR 生物膜内形成的缺氧/厌氧条件强化了聚磷菌对 TP 的生物去除^[11, 14, 24],致使各工况下 BF-MBR 对 TP 的去除率显著高于 MBR,这种差距在工况 2 ~ 3 下尤为明显.

2.5 外加碱耗分析

pH 不仅直接影响硝化细菌的生长和代谢,而且会通过影响游离氨(FA)的浓度而影响硝化基质和产物的有效性和毒性,从而制约硝化性能^[30]. 本研

究使用的养猪沼液中氨氮浓度高,硝化过程中会消耗大量碱度,从而降低水中 pH. 为了将反应器运行 pH 控制在 6.0 ~ 8.5 之间,运行期间每天都需要向两反应器中投加小苏打补充体系碱度的消耗,结果如表 4 所示. 工况 1 ~ 4, BF-MBR 与 MBR 的进出水 pH 相近,但 BF-MBR 的 NaHCO₃ 添加量比 MBR 分别减少了 0.5 g·L⁻¹ 和 1.2 g·L⁻¹. 工况 2, 两反应器进水 pH 相近且小苏打的投加量相同, BF-MBR 出水 pH 远高于 MBR. 工况 3 随着装置运行稳定,将 BF-MBR 的小苏打投加量进一步减小, BF-MBR 出水 pH 远高于 MBR, 显示小苏打添加量还可以进一步削减.

BF-MBR 节省碱剂与生物膜有关. 与进水相比, BF-MBR 生物膜区的 pH 工况 1 稍低, 工况 2、3 均高出 0.2 ~ 0.4, 表明生物膜内因营造了缺氧环境、促进了反硝化作用而生成一定的碱度. 提高碳氮比后生物膜厚度增加, 节省碱耗更明显. 工况 4 恢复碳氮比至工况 1 水平后, 两反应器 NaHCO₃ 添加量明显升高, 但出水 pH 却明显下降, 这一方面与进水沼液 pH 较低有关, 另一方面也是由于进水碳

表 4 MBR 与 BF-MBR 中出水 pH 和外加小苏打消耗量
Table 4 Effluent pH and baking soda consumption in MBR and BF-MBR

工况	运行条件	进水 pH	出水 pH	NaHCO ₃ 投加量/g·L ⁻¹
工况 1	MBR	8.4 ± 0.14	7.1 ± 0.98	2.5 ± 0.33
	BF-MBR(生物填料区)	8.4 ± 0.28	8.3 ± 0.70	2.0 ± 0.06
	BF-MBR(MBR 区)		7.1 ± 0.81	
工况 2	MBR	8.2 ± 0.24	6.2 ± 0.60	2.0 ± 0.07
	BF-MBR(生物填料区)	8.2 ± 0.23	8.4 ± 0.55	2.0 ± 0.00
	BF-MBR(MBR 区)		7.9 ± 1.12	
工况 3	MBR	8.0 ± 0.22	7.3 ± 0.91	1.5 ± 0.22
	BF-MBR(生物填料区)	8.0 ± 0.32	8.4 ± 0.34	1.0 ± 0.37
	BF-MBR(MBR 区)		8.6 ± 0.39	
工况 4	MBR	7.7 ± 0.08	6.0 ± 0.72	3.7 ± 0.69
	BF-MBR(生物填料区)	7.7 ± 0.10	7.4 ± 0.58	2.5 ± 0.88
	BF-MBR(MBR 区)		5.9 ± 0.88	

氮比和污泥浓度大幅降低,显著影响了系统反硝化效果,从而导致产生的碱度明显减少所致.

3 结论

(1)与 MBR 相比,BF-MBR 对 COD 和NH₄⁺-N 的去除率接近,对 TN 和 TP 的去除率显著升高,外加 NaHCO₃ 消耗量大幅降低.

(2)碳氮比对两反应器运行效果和稳定性影响很大. 进水 COD/TN 为 1.0 ± 0.2 时污泥性状差,污染物去除率低,出水水质差且波动大. 进水 COD/TN 提高为 2.3 ± 0.4 左右时,各污染物的去除效果显著增强,出水 COD 和氨氮浓度均满足甚至优于《畜禽养殖业污染物排放标准》(GB 18596-2001). 另外,两反应器运行稳定时,COD 与氨氮容积负荷最高可达 1.91 kg·(m³·d)⁻¹和 0.48 kg·(m³·d)⁻¹.

参考文献:

[1] 冯亮,赵明,周礼杰,等. 化学絮凝预处理对 A/O-MBR 处理养猪沼液的影响[J]. 工业水处理, 2013, **33**(2): 16-19.

[2] Sui Q W, Liu C, Dong H M, *et al.* Effect of ammonium nitrogen concentration on the ammonia-oxidizing bacteria community in a membrane bioreactor for the treatment of anaerobically digested swine wastewater[J]. Journal of Bioscience and Bioengineering, 2014, **118**(3): 277-283.

[3] Quan X J, Ye C Y, Xiong Y Q, *et al.* Simultaneous removal of ammonia, P and COD from anaerobically digested piggery wastewater using an integrated process of chemical precipitation and air stripping[J]. Journal of Hazardous Materials, 2010, **178**(1-3): 326-332.

[4] Huang H M, Xu C L, Zhang W. Removal of nutrients from piggery wastewater using struvite precipitation and pyrogenation technology[J]. Bioresource Technology, 2011, **102**(3): 2523-2528.

[5] 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.

[6] 卫丹,万梅,刘锐,等. 嘉兴市规模化养猪场沼液水质调查研究[J]. 环境科学, 2014, **35**(7): 2650-2655.

[7] Prado N, Ochoa J, Amrane A. Zero Nuisance Piggeries: Long-term performance of MBR (membrane bioreactor) for dilute swine wastewater treatment using submerged membrane bioreactor in semi-industrial scale[J]. Water Research, 2009, **43**(6): 1549-1558.

[8] Capodici M, Di Bella G, Di Trapani D, *et al.* Pilot scale experiment with MBR operated in intermittent aeration condition: Analysis of biological performance [J]. Bioresource Technology, 2015, **177**: 398-405.

[9] 李彬,王志伟,安莹,等. 膜-生物反应器处理高盐废水膜面污染物特性研究[J]. 环境科学, 2014, **35**(2): 643-650.

[10] Kornboonraksa T, Lee H S, Lee S H, *et al.* Application of chemical precipitation and membrane bioreactor hybrid process for piggery wastewater treatment [J]. Bioresource Technology, 2009, **100**(6): 1963-1968.

[11] 张威,任玉芬,蒋胜韬,等. 浸没式 MBR 技术在养猪场废水处理中的应用[J]. 环境工程学报, 2009, **3**(11): 2005-2008.

[12] Liu Q, Wang X C, Liu Y J, *et al.* Performance of a hybrid membrane bioreactor in municipal wastewater treatment [J]. Desalination, 2010, **258**(1): 143-147.

[13] Wang X C, Hu Y S, Liu Q. Influence of activated sludge characteristics on membrane fouling in a hybrid membrane bioreactor[J]. Desalination and Water Treatment, 2012, **42**(1-3): 30-36.

[14] Khan S J, Ilyas S, Javid S, *et al.* Performance of suspended and attached growth MBR systems in treating high strength synthetic wastewater[J]. Bioresource Technology, 2011, **102**(9): 5331-5336.

[15] Yang S, Yang F L, Fu Z M, *et al.* Comparison between a moving bed membrane bioreactor and a conventional membrane

- bioreactor on organic carbon and nitrogen removal [J]. *Bioresource Technology*, 2009, **100**(8): 2369-2374.
- [16] Ngo H H, Nguyen M C, Sangvikar N G, *et al.* Simple approaches towards the design of an attached-growth sponge bioreactor (AGSB) for wastewater treatment and reuse [J]. *Water Science and Technology*, 2006, **54** (11-12): 191-197.
- [17] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法[M]. (第四版). 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [18] 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] Yamamoto K, Hiasa M, Mahmood T, *et al.* Direct solid-liquid separation using hollow fiber membrane in an activated sludge aeration tank[J]. *Water Science and Technology*, 1989, **21**(4-5): 43-54.
- [20] Rosenberger S, Krüger U, Witzig R, *et al.* Performance of a bioreactor with submerged membranes for aerobic treatment of municipal waste water[J]. *Water Research*, 2002, **36**(2): 413-420.
- [21] 侯红娟, 王洪洋, 周琪. 进水 COD 浓度及 C/N 值对脱氮效果的影响[J]. *中国给水排水*, 2005, **21**(12): 19-23.
- [22] Choi C, Lee J, Lee K, *et al.* The effects on operation conditions of sludge retention time and carbon/nitrogen ratio in an intermittently aerated membrane bioreactor (IAMBR) [J]. *Bioresource Technology*, 2008, **99**(13): 5397-5401.
- [23] 米闯, 谢丽, 周琪, 等. 膜生物反应器中污泥膨胀与生物泡沫的形成与控制研究进展[J]. *水处理技术*, 2011, **37**(6): 1-5.
- [24] Rodríguez-Hernández L, Esteban-García A L, Tejero I. Comparison between a fixed bed hybrid membrane bioreactor and a conventional membrane bioreactor for municipal wastewater treatment: A pilot-scale study [J]. *Bioresource Technology*, 2014, **152**: 212-219.
- [25] Czaczyk K, Myszk K. Biosynthesis of extracellular polymeric substances (EPS) and its role in microbial biofilm formation[J]. *Polish Journal of Environmental Studies*, 2007, **16**(6): 799-806.
- [26] Frølund B, Palmgren R, Keiding K, *et al.* Extraction of extracellular polymers from activated sludge using a cation exchange resin [J]. *Water Research*, 1996, **30**(8): 1749-1758.
- [27] Feng S P, Zhang N N, Liu H C, *et al.* The effect of COD/N ratio on process performance and membrane fouling in a submerged bioreactor[J]. *Desalination*, 2012, **285**: 232-238.
- [28] Miqueleto A P, Dolosic C C, Pozzi E, *et al.* Influence of carbon sources and C/N ratio on EPS production in anaerobic sequencing batch biofilm reactors for wastewater treatment [J]. *Bioresource Technology*, 2010, **101**(4): 1324-1330.
- [29] Benaliouche H, Abdessemed D, Nezzal G. The effects of operation conditions of carbon/nitrogen ratio and pH on nitrogen removal in intermittently aerated membrane bioreactor (IAMBR) [J]. *Desalination and Water Treatment*, 2013, **51**(4-6): 1057-1062.
- [30] 陈旭良, 郑平, 金仁村, 等. pH 和碱度对生物硝化影响的探讨[J]. *浙江大学学报(农业与生命科学版)*, 2005, **31**(6): 755-759.
- [31] Zeng Y, de Guardia A, Daumoin M, *et al.* Characterizing the transformation and transfer of nitrogen during the aerobic treatment of organic wastes and digestates [J]. *Waste Management*, 2012, **32**(12): 2239-2247.
- [32] 王丽, 彭永臻, 马娟, 等. 碳氮比及 HRTS 对交替缺氧/好氧 CAST 去除营养物的影响[J]. *环境科学*, 2010, **31**(10): 2370-2375.
- [33] Matějů V, Čížinská S, Krejčí J, *et al.* Biological water denitrification—A review [J]. *Enzyme and Microbial Technology*, 1992, **14**(3): 170-183.
- [34] Obaja D, Macé S, Costa J, *et al.* Nitrification, denitrification and biological phosphorus removal in piggery wastewater using a sequencing batch reactor[J]. *Bioresource Technology*, 2003, **87**(1): 103-111.
- [35] Im J, Gil K. Effect of anaerobic digestion on the high rate of nitrification, treating piggery wastewater [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2011, **23**(11): 1787-1793.
- [36] 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.
- [37] 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.

CONTENTS

Estimation of PM _{2.5} Concentration over the Yangtze Delta Using Remote Sensing: Analysis of Spatial and Temporal Variations	XU Jian-hui, JIANG Hong (3119)
Seasonal and Spatial Variations of Carbon Fractions in PM _{2.5} in Ningbo and the Estimation of Secondary Organic Carbon	DU Bo-han, HUANG Xiao-feng, HE Ling-yan, <i>et al.</i> (3128)
Concentrations of Acidic Gases, Ammonia and Related Water-Soluble Ions in PM _{2.5} and Gas-Particle Partitioning in Qingdao	ZHOU Jia-jia, SHI Jin-hui, LI Li-ping, <i>et al.</i> (3135)
Concentration and Particle Size Distribution of Microbiological Aerosol During Haze Days in Beijing	HU Ling-fei, ZHANG Ke, WANG Hong-bao, <i>et al.</i> (3144)
Air Quality Characteristics in Beijing During Spring Festival in 2015	CHENG Nian-liang, CHEN Tian, ZHANG Da-wei, <i>et al.</i> (3150)
Chemical Loss of Volatile Organic Compounds and Its Impact on the Formation of Ozone in Shanghai	WANG Hong-li (3159)
Removal of Waste Gas Containing Mixed Chlorinated Hydrocarbons by the Biotrickling Filter	CHEN Dong-zhi, MIAO Xiao-ping, OUYANG Du-juan, <i>et al.</i> (3168)
A Three Band Chlorophyll-a Concentration Estimation Model Based on GOCI Imagery	GUO Yu-long, LI Yun-mei, LI Yuan, <i>et al.</i> (3175)
Temporal and Spatial Distribution Characteristics of Dissolved Organic Matter and Influencing Factors in Lake Chaohu	YE Lin-lin, WU Xiao-dong, LIU Bo, <i>et al.</i> (3186)
Spectral Characteristic of Dissolved Organic Matter in Xiaohe River, Hebei	YU Min-da, ZHANG Hui, HE Xiao-song, <i>et al.</i> (3194)
Spatial Variation of Ammonia-N, Nitrate-N and Nitrite-N in Groundwater of Dongshan Island	WU Hai-yan, FU Shi-feng, CAI Xiao-qiong, <i>et al.</i> (3203)
Sources, Migration and Conversion of Dissolved Alkanes, Dissolved Fatty Acids in a Karst Underground River Water, in Chongqing Area	LIANG Zuo-bing, SUN Yu-chuan, WANG Zun-bo, <i>et al.</i> (3212)
Influence of Sulfuric Acid to Karst Hydrochemical and $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ in the Upper and Middle Reaches of the Wujiang River	HUANG Qi-bo, QIN Xiao-qun, LIU Peng-yu, <i>et al.</i> (3220)
Hydrochemical Characteristic and Reasoning Analysis in Siyi Town, Langzhong City	ZHANG Yan, WU Yong, YANG Jun, <i>et al.</i> (3230)
Seasonal Variation on Nutrient Limitation for Phytoplankton Growth in a Coastal River-Reservoir System, Southeast China	CHEN Cong-cong, RAO La, HUANG Jin-liang, <i>et al.</i> (3238)
Physiological Effect of <i>Vallisneria natans</i> Under Different Concentrations of Nitrogen, Phosphorus and Chloramphenicol	HU Zhen-zhen, CUI Yi-bin, LI Mei, <i>et al.</i> (3248)
Effects of Algicidal Substance on <i>Phaeocystis globosa</i> and Its Fatty Acids by the Simulation Experiment	YANG Qiu-chan, ZHAO Ling, YIN Ping-he, <i>et al.</i> (3255)
Agricultural Non-Point Source Pollutants Removal by Enhanced Riverbank Interception Facilities Under Different Operating Conditions	LI Huai-zheng, CHEN Ke-li, WEI Zhong, <i>et al.</i> (3262)
Speciation Distribution and Risk Assessment of Heavy Metals in Typical Material Roof Dusts	LI Dun-zhu, GUAN Yun-tao, LIU An, <i>et al.</i> (3269)
Formation of Disinfection By-Products During Chlor(am)ination of Danjiangkou Reservoir Water and Comparison of Disinfection Processes	ZHANG Min-sheng, XU Bin, ZHANG Tian-yang, <i>et al.</i> (3278)
Effects of Interaction of Ozonation and Coagulation on Coagulation Results	LIU Hai-long, GUO Xue-feng, WANG Min-hui, <i>et al.</i> (3285)
Effects of Anions on Bromate Formation During Ozonation of Bromide-Containing Water	WU Yue, WU Chun-de, LIU Li-gang, <i>et al.</i> (3292)
XAS Analysis upon Dissolved Species of Orpiment in Anoxic Environment	WANG Ying, XU Li-ying, WANG Shao-feng, <i>et al.</i> (3298)
AOX Pollution in Wastewater Treatment Process of Dyeing and Dyestuff Chemical Industries	SHEN Yang-yang, LIU Rui, XU Can-can, <i>et al.</i> (3304)
Fate of ARB and ARGs During Wastewater Treatment Process of Spiramycin Production	QIN Cai-xia, TONG Juan, SHEN Pei-hong, <i>et al.</i> (3311)
A Comparative Study on Two Membrane Bioreactors for the Treatment of Digested Piggery Wastewater	SHUI Yong, Kawagishi Tomoki, SONG Xiao-yan, <i>et al.</i> (3319)
Analysis of Microbial Community in the Membrane Bio-Reactor (MBR) Rural Sewage Treatment System	KONG Xiao, CUI Bing-jian, JIN De-cai, <i>et al.</i> (3329)
Start-up Characteristics of Four-zone Integrated Reactor for Nitrogen Removal in Winter and Analysis of Nitrobacteria Community	ZHANG Yan, SUN Feng-xia, XIE Hang-ji, <i>et al.</i> (3339)
Achievement of Sulfate-Reducing Anaerobic Ammonium Oxidation Reactor Started with Nitrate-Reducing Anaerobic Ammonium Oxidation	LIU Zheng-chuan, YUAN Lin-jiang, ZHOU Guo-biao, <i>et al.</i> (3345)
Effect of Increasing Organic Loading Rate on the Formation and Stabilization Process of Aerobic Granular Sludge	LIU Xiao-peng, WANG Jian-fang, QIAN Fei-yue, <i>et al.</i> (3352)
Nitrogen Loss Through Different Ways in Cropland Under Conventional Fertilization: An <i>In-situ</i> Study of Summer Maize Season in the Middle and Lower Reaches of the Yangtze River	SANG Meng-meng, FAN Hui, JIANG Shan-shan, <i>et al.</i> (3358)
Effects of Water and Nitrogenous Fertilizer Coupling on CH ₄ and N ₂ O Emission from Double-Season Rice Paddy Field	FU Zhi-qiang, LONG Pan, LIU Yi-yi, <i>et al.</i> (3365)
Characteristics of N ₂ , N ₂ O, NO, CO ₂ and CH ₄ Emissions in Anaerobic Condition from Sandy Loam Paddy Soil	CAO Na, WANG Rui, LIAO Ting-ting, <i>et al.</i> (3373)
Characteristics of Soil Respiration along Eroded Sloping Land with Different SOC Background on the Hilly Loess Plateau	CHEN Gai, XU Ming-xiang, ZHANG Ya-feng, <i>et al.</i> (3383)
Effect of Biochar on Soil Greenhouse Gas Emissions in Semi-arid Region	GUO Yan-liang, WANG Dan-dan, ZHENG Ji-yong, <i>et al.</i> (3393)
Characteristics and Coupling Relationship of Soil Carbon and Nitrogen Transformation During <i>In-situ</i> Mineralization Cultivation in Forestlands in the Mountain Area of Southern Ningxia	NI Yin-xia, HUANG Yi-mei, NIU Dan, <i>et al.</i> (3401)
Nitrogen Fraction Distributions and Impacts on Soil Nitrogen Mineralization in Different Vegetation Restorations of Karst Rocky Desertification	HU Ning, MA Zhi-min, LAN Jia-cheng, <i>et al.</i> (3411)
Distribution and Dynamics of Cropland Soil Organic Carbon in Jiangnan Plain: A Case Study of Qianjiang City	WANG Yu-zhu, XIAO He-ai, ZHOU Ping, <i>et al.</i> (3422)
Impact of Land Utilization Pattern on Distributing Characters of Labile Organic Carbon in Soil Aggregates in Jinyun Mountain	LI Rui, JIANG Chang-sheng, HAO Qing-ju (3429)
Magnetic Responses of Heavy Metals in Street Dust of Typical Mine-Based City, Northwest China	NIE Yan, WANG Xin, WANG Bo, <i>et al.</i> (3438)
Distribution Characteristics of Heavy Metals in Environmental Samples Around Electroplating Factories and the Health Risk Assessment	GUO Peng-ran, LEI Yong-qian, ZHOU Qiao-li, <i>et al.</i> (3447)
Homologues Levels and Distribution Pattern of Polychlorinated Biphenyls in Typical Capacitor Contaminated Soil	LIU Jie, LI Xiao-dong, ZHAO Zhong-hua, <i>et al.</i> (3457)
Adsorption and Desorption Characteristics of Endosulfan in Purple Soil	ZHAO Yan, ZHENG Guo-can, ZHU Heng, <i>et al.</i> (3464)
Influence of <i>Mirabilis jalapa</i> Linn. Growth on the Microbial Community and Petroleum Hydrocarbon Degradation in Petroleum Contaminated Saline-alkali Soil	JIAO Hai-hua, CUI Bing-jian, WU Shang-hua, <i>et al.</i> (3471)
Al ³⁺ Absorption and Assimilation by Four Ectomycorrhizal Fungi	WANG Ming-xia, YUAN Ling, HUANG Jian-guo, <i>et al.</i> (3479)
Contamination of Organophosphorus Pesticides Residue in Fresh Vegetables and Related Health Risk Assessment in Changchun, China	YU Rui, LIU Jing-shuang, WANG Qi-cun, <i>et al.</i> (3486)
Community Structure and Succession of Methanogens in Beishenshu Landfill, Beijing	SONG Li-na, WANG Lei, XIA Meng-jing, <i>et al.</i> (3493)
Fertility and Environmental Impacts of Urban Scattered Human Feces Used as Organic Granular Fertilizer for Leaf Vegetables	LÜ Wen-zhou, QIAO Yu-xiang, YU Ning, <i>et al.</i> (3501)
Degradation of PCDD/Fs by the Mixture of V ₂ O ₅ -WO ₃ /TiO ₂ Catalyst and Activated Carbon	REN Yong, JI Sha-sha, YU Ming-feng, <i>et al.</i> (3508)
Energy Conservation and Emissions Reduction Benefits Analysis for Battery Electric Buses Based on Travel Services	LIN Xiao-dan, TIAN Liang, LÜ Bin, <i>et al.</i> (3515)
Definition and Control Indicators of Volatile Organic Compounds in China	JIANG Mei, ZOU Lan, LI Xiao-qian, <i>et al.</i> (3522)
Influence of Dissimilatory Iron Reduction on the Speciation and Bioavailability of Heavy Metals in Soil	SI You-bin, WANG Juan (3533)

《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)

2015年9月15日 第36卷 第9期

ENVIRONMENTAL SCIENCE

(Monthly Started in 1976)

Vol. 36 No. 9 Sep. 15, 2015

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