

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2024.19.017

高温高氨氮餐厨垃圾发酵废水组合处理技术研究

余舰波^{1,2}, 周炯¹, 黄洋洋³, 林程保³, 周颖¹, 周健¹

(1. 重庆大学 三峡库区生态环境教育部重点实验室, 重庆 400045; 2. 中国市政工程中南设计研究总院有限公司, 湖北 武汉 430000; 3. 中铁二院重庆勘察设计研究院有限责任公司, 重庆 400023)

摘要: 以餐厨垃圾发酵废水为处理对象,构建耐高氨氮的厌氧-好氧生物处理系统,并探究了厌氧(ASBR)-好氧(SBBR)-混凝组合工艺的处理效能。结果表明,接种城镇污水厂的脱水污泥,采用逐步提高氨氮浓度的方式,在温度为 $(50\pm 1)^{\circ}\text{C}$ 、进水氨氮浓度为 $3\,600\text{ mg/L}$ 的条件下,成功构建耐高氨氮和高温的厌氧生物处理系统,对COD的平均去除率可达到69.5%,系统中的优势水解酸化细菌主要为 *Lysinibacillus*、*Coprothermobacter*、*Sporosarcina* 等,优势产甲烷古菌为 *Methanothermobacter*。在ASBR系统的有机负荷(以COD计)为 $1.0\text{ kg}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ 、SBBR系统的DO浓度为 6 mg/L 、混凝单元中混凝剂 FeCl_3 的投加量为 200 mg/L 条件下,组合工艺对COD的总去除率可达到94.80%,其中,厌氧、好氧、混凝处理单元对系统去除COD的分担率分别为61.20%、26.93%、6.67%。三维荧光光谱分析结果表明,厌氧和好氧生物处理系统对易生物降解有机物的去除起主导作用,混凝单元对以腐殖酸为主的难降解有机物去除效能显著。

关键词: 餐厨垃圾发酵废水; 厌氧工艺; 好氧工艺; 混凝; 微生物菌群

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2024)19-0109-06

Combined Treatment Technology for High Temperature and High Ammonia Nitrogen Fermentation Wastewater from Food Waste

YU Jian-bo^{1,2}, ZHOU Jiong¹, HUANG Yang-yang³, LIN Cheng-bao³, ZHOU Ying¹, ZHOU Jian¹

(1. Key Laboratory of Three Gorges Reservoir Region's Eco-Environment <Ministry of Education>, Chongqing University, Chongqing 400045, China; 2. Central & Southern China Municipal Engineering Design and Research Institute Co. Ltd., Wuhan 430000, China; 3. CREEC <Chongqing> Survey, Design and Research Co. Ltd., Chongqing 400023, China)

Abstract: A biological anaerobic-aerobic treatment system with high ammonia nitrogen resistance was constructed for treating fermentation wastewater from food waste, and the treatment performance of the anaerobic (ASBR)-aerobic (SBBR)-coagulation process was investigated. By inoculating dewatered sludge from an urban sewage treatment plant, the anaerobic treatment system with high ammonia nitrogen and high temperature resistance was successfully established under the conditions of temperature of $(50\pm 1)^{\circ}\text{C}$ and influent ammonia nitrogen of $3\,600\text{ mg/L}$. The average COD removal efficiency could reach

基金项目: 重庆市技术创新与应用发展专项重点项目(cstc2019jscx-tjsbX0002)

通信作者: 周健 E-mail: zhoujiantt@126.com

69.5%. The dominant hydrolytic and acidifying bacteria in the system were *Lysinibacillus*, *Coprophthermobacter*, *Sporosarcina* etc., and the dominant methanogenic archaea was *Methanothermobacter*. Under the circumstances where the organic load (calculated as COD) of the ASBR amounted to 1.0 kg/(m³·d), the DO of the SBBR system was 6 mg/L, and the dosage of the coagulant FeCl₃ in the coagulation unit stood at 200 mg/L, the overall COD removal efficiency of the combined process could attain 94.80%. The proportions of COD removal in the anaerobic, aerobic, and coagulation treatment units were 61.20%, 26.93%, and 6.67% respectively. The analysis results of three-dimensional fluorescence spectra indicated that the anaerobic and aerobic treatment system exerted a leading role in the removal of readily biodegradable organic matters, and the coagulation unit exhibited a remarkable removal efficiency for the refractory organic matters dominated by humic acid.

Key words: fermentation wastewater from food waste; anaerobic process; aerobic process; coagulation; microbial community

随着我国城镇化进程的加快,餐厨垃圾作为城市生活垃圾的重要组成部分,正在以接近10%的年增长率增加^[1]。餐厨垃圾厌氧发酵处理过程会产生大量的餐厨垃圾发酵废水,该类废水具有温度高(50~60℃)、有机物浓度高(COD>6 000 mg/L)、氨氮浓度高(>2 000 mg/L)、色度高、可生化性差、水质成分复杂等特点^[2],处理难度较大,对水环境构成严重威胁。

现有餐厨垃圾发酵废水处理工艺主要有格栅-调节池-水解酸化-A/O-超滤、格栅-调节池-混凝-UASB-接触氧化-生物沸石吸附-MBR-Fenton氧化^[3]、格栅-调节池-混凝-A/O-反渗透膜^[4]等预处理-生物-膜组合工艺。餐厨垃圾发酵废水中的高浓度氨氮会对微生物活性产生抑制^[5],导致生物处理效能降低,成为高效生物处理的瓶颈。有研究发现,生物处理系统可通过氨适应性驯化来提高微生物对高浓度氨氮的耐受能力^[6],但相关研究主要集中在固体废物处理方面,对耐受高氨氮的废水生物系统的构建及效能提升研究鲜见报道。另外,餐厨垃圾发酵废水中含有腐殖酸、富里酸等难降解有机物,主要通过膜处理或高级氧化工艺单元来去除,由于废水中的高油脂、盐类极容易导致膜组件堵塞,故存在投资及处理成本高、运行管理复杂等问题。研发中、小型餐厨垃圾发酵废水非膜法处理工艺成为该废水高效低成本处理的关键。

鉴于此,笔者以经过预处理的餐厨垃圾发酵废水为处理对象,以满足《污水综合排放标准》(GB 8978—1996)三级排放标准为处理目标,研发厌氧-

好氧-混凝组合处理技术,重点探究耐高氨氮厌氧生物处理系统的构建,并利用16S rRNA高通量测序技术分析该厌氧生物系统中微生物菌群的演替规律;同时,在课题组前期研究的基础上,进一步考察厌氧-好氧-混凝组合系统对餐厨垃圾发酵废水的处理效能,并利用三维荧光光谱分析手段探究组合工艺对有机物的降解规律,以期餐厨垃圾发酵废水的高效低成本处理提供技术参考。

1 试验材料与方法

1.1 试验装置

厌氧反应器ASBR的有效容积为400 mL,密闭盖顶设有集气孔与进出水孔,反应器置于恒温培养箱中维持温度在(50±1)℃。好氧反应器SBBR的有效容积为400 mL,内设天然纤维填料,挂膜密度为50%,反应器亦置于恒温培养箱中维持温度在(50±1)℃,在反应器底部设置曝气砂头。

1.2 试验用水水质

试验用餐厨垃圾发酵废水取自重庆市某餐厨垃圾发酵工程中经格栅、调节池预处理后的生物池进水,具体水质如下:COD为(6 979.68±458.35) mg/L, BOD₅为(2 235.04±112.62) mg/L, BOD₅/COD为0.32,温度为(50±1)℃, pH为7.78±0.21。启动ASBR时进水氨氮为(1 950.1±88.6) mg/L,运行组合工艺时进水氨氮为(3 600±100) mg/L。

1.3 试验方法

1.3.1 生物系统的构建及效能研究

① 耐高氨氮的厌氧ASBR系统构建

ASBR系统接种城镇污水厂的脱水污泥(MLSS

为10 g/L),在水温为 $(50\pm 1)^{\circ}\text{C}$ 、有机负荷(以COD计)为 $1.0\text{ kg}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ 、氮初始负荷为 $0.13\text{ kg}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ 的条件下运行反应器,运行模式为:瞬时进水→厌氧反应3 d→瞬时出水。此后,通过5个阶段逐步提升氨氮浓度,阶段I~V的进水氨氮浓度分别为 $(1\,000\pm 70)$ 、 $1\,200\sim 1\,800$ 、 $1\,800\sim 3\,000$ 、 $3\,000\sim 4\,200$ 、 $4\,200\sim 3\,600\text{ mg/L}$ 。试验期间测定进出水COD、 NH_4^+-N 浓度,并对ASBR系统构建前后的污泥样品进行16S rRNA高通量测序分析,探究微生物菌群结构的变化情况。

② 好氧SBBR系统构建

在温度为 $(50\pm 1)^{\circ}\text{C}$ 条件下,接种城镇污水厂的脱水污泥(MLSS为10 g/L),采用平行试验,利用在线溶解氧仪控制好氧SBBR反应器的DO浓度分别为 (4 ± 0.5) 、 (5 ± 0.5) 、 $(6\pm 0.5)\text{ mg/L}$,考察DO浓度对好氧SBBR系统构建的影响。反应器运行模式为:瞬时进水→好氧反应24 h→瞬时出水。

1.3.2 厌氧-好氧-混凝组合工艺处理效能研究

在温度为 $(50\pm 1)^{\circ}\text{C}$ 、ASBR的有机负荷(以COD计)为 $1.0\text{ kg}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ 、SBBR的DO浓度为6 mg/L、混凝系统投加200 mg/L混凝剂 FeCl_3 的条件下运行厌氧(ASBR)-好氧(SBBR)-混凝组合工艺,测定进出水水质,考察组合工艺的处理效能;同时测定各工艺单元进出水的三维荧光光谱,分析有机物的降解规律。

1.4 测试项目与方法

COD、 NH_4^+-N 浓度分别采用重铬酸钾消解-紫外吸收法、纳氏试剂分光光度法测定,DO浓度采用在线溶解氧仪测定。有机物的三维荧光光谱采用Hitachi F-7000荧光光度计测定,参照Chen等^[7]的方法进行分析。

采集接种污泥及构建成功后的厌氧处理系统污泥样品,送至上海美吉生物技术有限公司,采用Illumina MiSeq平台进行16S rRNA测序分析。

2 结果与讨论

2.1 厌氧生物处理系统的构建

逐步提升ASBR系统的进水氨氮浓度,运行210 d后,系统对COD的去除效果基本稳定,ASBR在不同阶段的COD和氨氮浓度变化情况如图1所示。可知,随着进水氨氮浓度的阶梯式提升,ASBR对COD的去除效果呈现先下降后上升的趋势。在

阶段I,由于进水中的高浓度氨氮在启动初期对ASBR系统中微生物存在抑制作用,反应器对COD的平均去除率仅为22.65%;在阶段II,随着进水氨氮浓度的提升,COD去除率甚至下降至15.02%;但在阶段III,随着进水氨氮浓度的进一步提升,系统对氨氮的耐受能力逐渐增强,表现为COD去除率开始升高;运行至阶段IV,当进水氨氮浓度升至3 600 mg/L时,COD平均去除率达到68.4%,此后当氨氮浓度继续增至4 200 mg/L时,COD去除率开始下降,故在阶段V将进水氨氮浓度逐步降至3 600 mg/L。系统稳定运行期间,COD平均去除率稳定在69.5%左右。上述试验结果表明,餐厨垃圾发酵废水厌氧生物处理系统构建成功,可耐受的氨氮浓度阈值为3 600 mg/L。同时,厌氧生物处理系统在阶段I~IV对氨氮的平均去除率分别为6.95%、5.15%、3.31%、3.14%,去除率较低,氨氮主要通过生物合成及挥发被去除。

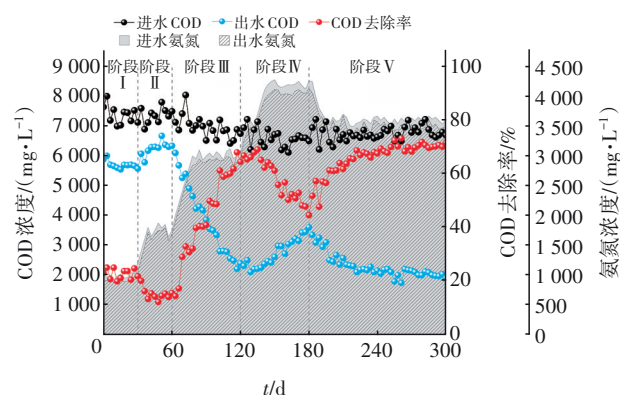


图1 ASBR系统进出水COD、 NH_4^+-N 浓度变化

Fig.1 Variation of COD and NH_4^+-N concentrations in influent and effluent of ASBR

另外,对ASBR系统构建前后的生物样品进行16S rRNA高通量测序分析,结果如图2所示。可知,ASBR系统中的优势细菌属主要有Lysinibacillus(27.52%)、Coprothermobacter(16.75%)、Sporosarcina(10.88%)等,这些细菌均已被证实与蛋白质降解或者碳水化合物利用相关^[8-9],这表明系统筛选出了可耐受高氨氮的水解酸化菌。另外,ASBR系统中的优势产甲烷古菌由Methanosarcina(63.35%)演变为Methanothermobacter(73.22%)。有关研究表明,在低氨氮高浓度有机废水的厌氧生物系统中,产甲烷古菌主要以嗜乙酸产甲烷菌Methanoseata或混合营养型古菌Methanosarcina为主^[10],本研究中优势古

菌 *Methanothermobacter* 为嗜氢产甲烷古菌,是一种嗜热、对高温和高氨氮有更强耐受性的古菌^[11],并且其与水解酸化菌协同作用,实现了在高氨氮环境下对有机物的高效去除。

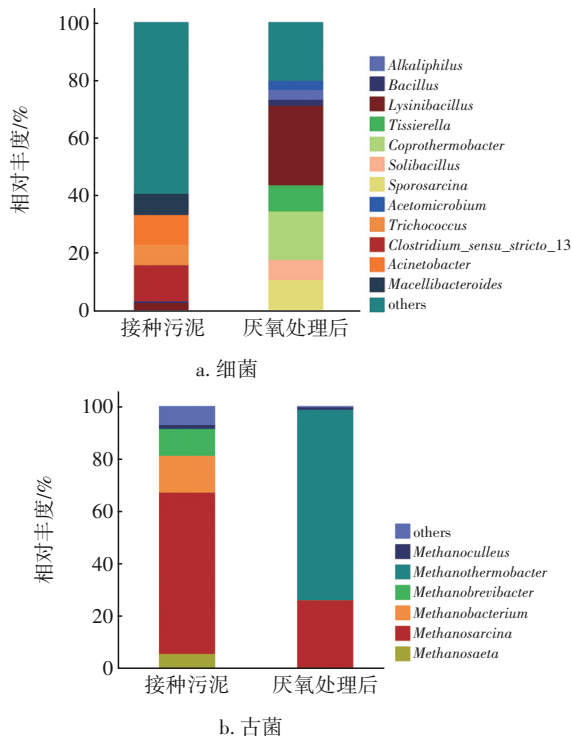


图2 ASBR系统构建前后的微生物菌群变化

Fig.2 Variation of microbial community before and after construction of ASBR system

2.2 DO浓度对好氧生物系统构建的影响

不同DO浓度下SBBR反应器中COD浓度的变化情况如图3所示。

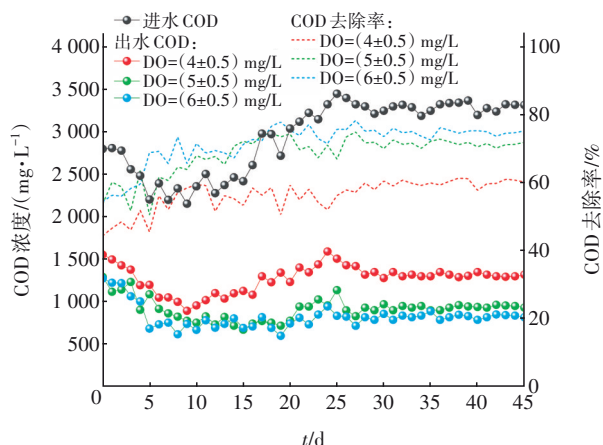


图3 不同DO浓度下SBBR系统中COD浓度的变化

Fig.3 Variation of COD concentration in SBBR at different DO concentrations

由图3可知,DO浓度对SBBR反应器去除COD

效能的影响显著。当DO浓度分别为 (4 ± 0.5) 、 (5 ± 0.5) 、 (6 ± 0.5) mg/L时,SBBR系统对COD的平均去除率分别为54.08%、65.94%和69.08%。分析认为,在 (50 ± 1) °C高温下,嗜热菌的生存需要较高的能量支撑^[12],DO浓度越高,嗜热菌的氧化还原电位就越高,获得的能量越充足,故在DO浓度为 (6 ± 0.5) mg/L的条件下有机物去除效果更好。

2.3 厌氧-好氧-混凝组合工艺的处理效能

厌氧-好氧-混凝组合处理系统运行稳定后,在餐厨垃圾发酵废水COD浓度为 $(6\ 979.68\pm 458.35)$ mg/L的条件下,ASBR、SBBR、混凝工艺单元出水COD浓度分别为 $(2\ 708.33\pm 394.96)$ 、 (828.89 ± 94.06) 、 (424.32 ± 23.76) mg/L,最终出水浓度满足《污水综合排放标准》(GB 8978—1996)的三级标准要求。组合工艺对COD的总去除率为94.80%,其中ASBR、SBBR、混凝工艺单元在COD去除过程中的分担率分别为61.20%、26.93%、6.67%。可以看出,厌氧生物处理工艺单元对COD的去除起主导作用;而混凝单元在投加 FeCl_3 混凝剂后,对好氧SBBR出水中的COD削减率为48.85%。有研究表明, Fe^{3+} 可通过氧化还原反应氧化有机物^[13],同时生成 $\text{Fe}(\text{OH})_3$ 等胶体物质及 $[\text{Fe}_2(\text{OH})_2]^{4+}$ 、 $[\text{Fe}_3(\text{OH})_4]^{5+}$ 、 $[\text{Fe}_5(\text{OH})_8]^{7+}$ 和 $[\text{Fe}_7(\text{OH})_{11}]^{10+}$ 等大分子络合物来吸附、凝聚去除水中的部分有机污染物^[14]。此外,厌氧、好氧、混凝各单元进水 BOD_5/COD 值分别为0.32、0.25和0.12,废水可生化性沿程逐渐降低,厌氧和好氧生物处理单元主要削减可生物降解的有机物,而混凝处理单元主要去除难降解有机物。

组合工艺进水的三维荧光光谱如图4所示,荧光区域积分法(FRI)量化分析结果如图5所示。由图4可知,进水的三维荧光光谱在区域II(酪氨酸类蛋白质)与区域IV(溶解性微生物代谢产物)处出现荧光峰,在区域III(富里酸)和区域V(腐殖酸)也有较高的荧光强度,表明餐厨垃圾发酵废水中含有富里酸、腐殖酸等难生物降解有机物。课题组采用SPME-GC/MS检测该废水中的典型难降解有机物,检出(-)-4-萘品醇、 α -松油醇、4-甲基苯酚、桉叶油醇、2-丙基苯酚、吡啶等,主要为食用香精的组成部分。经厌氧、好氧、混凝单元处理后,溶解性有机物(DOM)的总荧光强度相对于进水被显著削弱。其中,ASBR、SBBR、混凝各处理单元出水的DOM总荧光强度分别比进水降低了42.57%、66.59%和

72.45%。

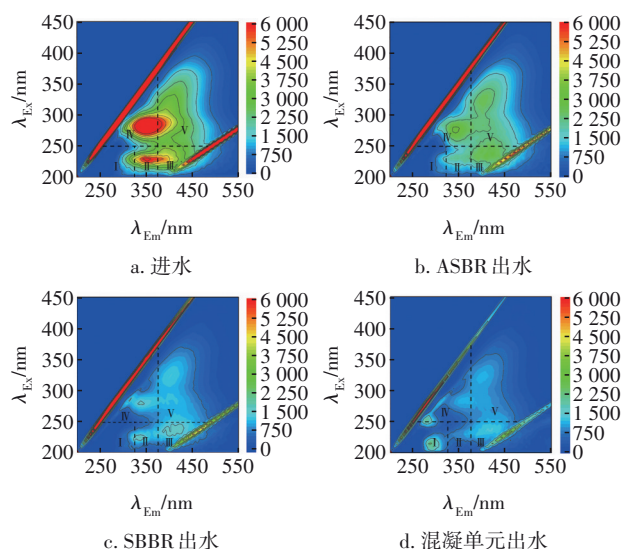


图4 ASBR-SBBR-混凝组合工艺进水的三维荧光光谱

Fig.4 Three-dimensional fluorescence spectra of influent and effluent in ASBR-SBBR-coagulation combined process

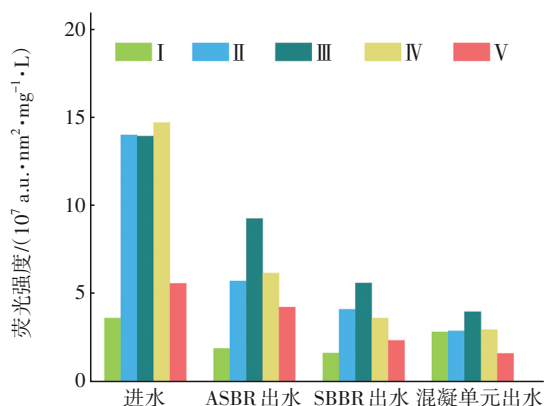


图5 三维荧光光谱各区域荧光强度分布

Fig.5 Distribution of fluorescence intensity in different regions of three-dimensional fluorescence spectra

由图5可知,经组合工艺处理后,各区域荧光强度也均显著下降。其中,ASBR出水在区域I、II、III、IV、V的荧光强度相比进水分别下降了41.99%、52.14%、30.56%、53.03%、21.15%,表明ASBR对进水中色氨酸类蛋白质(区域I)、酪氨酸类蛋白质(区域II)和溶解性微生物代谢产物(区域IV)的降解效果较好,其中,区域IV(以可生物降解性较好的溶解性微生物代谢产物为主)的荧光强度降幅最大,区域V(以可生物降解性较差的腐殖酸为主)的荧光强度降幅最小。经SBBR处理后,各区域的荧光强度进一步被削弱,出水在区域I、II、

III、IV、V的荧光强度相比ASBR出水分别下降了22.38%、38.51%、42.15%、47.76%、46.59%,表明SBBR对溶解性微生物代谢产物(区域IV)的去除效果最好,对富里酸(区域III)和腐殖酸(区域V)等难降解物质也有较强的去除能力。再经混凝单元处理后,区域II~V的荧光强度相比SBBR出水分别下降了29.85%、29.23%、17.73%、31.49%,区域V(以较难降解的腐殖酸为主)的荧光强度进一步被削弱,表明混凝处理单元对腐殖酸类难降解有机物的去除效果显著。

此外,组合工艺的出水氨氮平均浓度为2 254.93 mg/L,总去除率为37.36%,其中厌氧、好氧、混凝单元对去除氨氮的分担率分别为3.26%、33.54%、0.56%,好氧工艺单元主要通过高温下的曝气吹脱去除一部分氨氮。

3 结论

① 采用逐步提升氨氮浓度的方式,餐厨垃圾发酵废水耐高氨氮厌氧生物处理系统构建成功,在温度为 $(50\pm 1)^\circ\text{C}$ 、有机负荷为 $1.0\text{ kg}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ 、氨氮浓度为 $3\ 600\text{ mg/L}$ 的条件下,对COD的去除率可达到69.5%。厌氧生物系统的优势水解酸化细菌主要有 *Lysinibacillus*、*Coprothermobacter*、*Sporosarcina* 等,优势产甲烷古菌主要为 *Methanothermobacter*(嗜氢产甲烷古菌)。

② DO浓度对餐厨垃圾发酵废水好氧生物处理系统的构建及运行效能影响显著。当DO浓度分别为 (4 ± 0.5) 、 (5 ± 0.5) 和 $(6\pm 0.5)\text{ mg/L}$ 时,系统对COD的去除率分别为54.08%、65.94%和69.08%,最佳DO浓度为 $(6\pm 0.5)\text{ mg/L}$ 。

③ 厌氧-好氧-混凝组合工艺对餐厨垃圾发酵废水中COD的总去除率可达到94.80%,出水浓度满足《污水综合排放标准》(GB 8978—1996)的三级标准,厌氧、好氧、混凝处理单元对去除COD的分担率分别为61.20%、26.93%、6.67%,各单元进水 BOD_5/COD 分别为0.32、0.25、0.12,厌氧和好氧生物单元对可生物降解有机物的去除起主导作用,混凝单元则主要承担对腐殖酸、富里酸等难降解有机物的去除作用。

参考文献:

- [1] 许曼娟. 餐厨垃圾-污泥共发酵过程VFAs的产生及降解特性研究[D]. 西安:西安建筑科技大学, 2018.

- XU Manjuan. Study on the Production and Degradation Characteristics of VFAs in Co-digestion Process of Food Waste and Sludge [D]. Xi'an: Xi'an University of Architecture and Technology, 2018 (in Chinese).
- [2] CHUKA-OGWUDE D, OGBONNA J, MOHEIMANI N R. A review on microalgal culture to treat anaerobic digestate food waste effluent[J]. *Algal Research*, 2020, 47: 101841.
- [3] 郑炜, 杨兴兴, 万梅, 等. MBR组合工艺处理餐厨垃圾发酵废液的运行特性[J]. *水处理技术*, 2018, 44(3): 118-120, 128.
- ZHENG Wei, YANG Xingxing, WAN Mei, *et al.* Operation characteristics of kitchen waste fermentation wastewater treatment by MBR combination process [J]. *Technology of Water Treatment*, 2018, 44(3): 118-120, 128 (in Chinese).
- [4] 李梦琪, 陈吕军. 混凝-A³-MBR处理餐厨垃圾发酵废液运行条件优化与特性[J]. *环境工程学报*, 2017, 11(1): 63-70.
- LI Mengqi, CHEN Lüjun. Optimization operating conditions and characteristic of treatment for kitchen waste fermentation wastewater by coalugation-A³-MBR process [J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2017, 11(1): 63-70 (in Chinese).
- [5] YENIGÜN O, DEMIREL B. Ammonia inhibition in anaerobic digestion: a review[J]. *Process Biochemistry*, 2013, 48(5/6): 901-911.
- [6] GAO S M, ZHAO M X, CHEN Y, *et al.* Tolerance response to in situ ammonia stress in a pilot-scale anaerobic digestion reactor for alleviating ammonia inhibition [J]. *Bioresource Technology*, 2015, 198: 372-379.
- [7] CHEN W, WESTERHOFF P, LEENHEER J A, *et al.* Fluorescence excitation-emission matrix regional integration to quantify spectra for dissolved organic matter [J]. *Environmental Science & Technology*, 2003, 37(24): 5701-5710.
- [8] MAHDY A, WANDERA S M, BI S J, *et al.* Response of the microbial community to the methanogenic performance of biologically hydrolyzed sewage sludge with variable hydraulic retention times [J]. *Bioresource Technology*, 2019, 288: 121581.
- [9] GUO Z C, ZHOU A J, YANG C X, *et al.* Enhanced short chain fatty acids production from waste activated sludge conditioning with typical agricultural residues: carbon source composition regulates community functions [J]. *Biotechnology for Biofuels*, 2015, 8: 192.
- [10] MPOFU A B, OYEKOLA O O, WELZ P J. Anaerobic treatment of tannery wastewater in the context of a circular bioeconomy for developing countries [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2021, 296: 126490.
- [11] DEMIREL B, SCHERER P. The roles of acetotrophic and hydrogenotrophic methanogens during anaerobic conversion of biomass to methane: a review[J]. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 2008, 7: 173-190.
- [12] TANG Z Y, LIN Z Y, WANG Y M, *et al.* Coupling of thermophilic biofilm-based systems and ozonation for enhanced organics removal from high-temperature pulping wastewater: performance, microbial communities, and pollutant transformations [J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 714: 136802.
- [13] 李杨. 铁强化厌氧水解酸化微生物种间氢传递及其调控[D]. 大连: 大连理工大学, 2017.
- LI Yang. Enhancement of Microbial Interspecies Hydrogen Transfer during Anaerobic Hydrolysis Acidification with Fe and Its Adjustment Mechanism [D]. Dalian: Dalian University of Technology, 2017 (in Chinese).
- [14] ZHAO Z S, ZHANG Y B, LI Y, *et al.* Comparing the mechanisms of ZVI and Fe₃O₄ for promoting waste-activated sludge digestion [J]. *Water Research*, 2018, 144: 126-133.

作者简介: 余舰波(1997-), 女, 重庆人, 硕士研究生, 研究方向为水污染控制。

E-mail: 1012138213@qq.com

收稿日期: 2024-03-18

修回日期: 2024-05-25

(编辑: 刘贵春)