

MIC 反应器处理抗生素发酵废液的研究

季康锋¹, 周栩乐¹, 任建军², 邹金特¹, 王家德¹

(1. 浙江工业大学环境学院 浙江省工业污染微生物控制技术重点实验室, 浙江 杭州 310032;

2. 浙江医药股份有限公司 昌海生物分公司, 浙江 绍兴 312000)

摘要: 采用逐步提高抗生素浓度和有机负荷(OLR)的方法,考察改进型内循环厌氧反应器(MIC反应器)对含万古霉素(VA)发酵废液的处理效果,并对微生物群落进行分析。结果表明,污泥经过驯化后,MIC反应器对VA发酵废液有较好的处理能力,当进水VA浓度为70 mg/L左右、水力停留时间(HRT)为4 d时,对MIC反应器运行没有抑制效应,此时COD去除率约为90%,VA去除率达到90%以上;当HRT为2 d、进水OLR为25 kgCOD/(m³·d)时,MIC反应器对VA发酵废液的COD去除负荷最大,为19.5 kg/(m³·d)。通过微生物多样性检测结果发现,细菌群落在门水平上的优势菌为 *Bacteroidetes* 和 *Firmicutes*。

关键词: 抗生素; 发酵废液; 改进型内循环厌氧反应器; 微生物多样性

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2020)03-0074-06

Treatment of Antibiotic Fermentation Waste Liquid by MIC Reactor

Ji Kang-feng¹, ZHOU Xu-le¹, REN Jian-jun², ZOU Jin-te¹, WANG Jia-de¹

(1. Zhejiang Province Key Laboratory of Microbial Control for Industrial Pollution Technology,

College of Environment, Zhejiang University of Technology, Hangzhou 310032, China; 2.

Changhai Biological Company, Zhejiang Medicine Co. Ltd., Shaoxing 312000, China)

Abstract: By gradually increasing antibiotics concentration and organic loading rate (OLR), the treatment efficiency of modified internal circulation anaerobic reactor (MIC reactor) on the vancomycin (VA)-containing antibiotic fermentation waste liquid was investigated, and the microbial community was analyzed. The MIC reactor had good performance for the treatment of VA-containing fermentation waste liquid after the domestication of the sludge. When the influent VA concentration was about 70 mg/L and hydraulic retention time (HRT) was 4 days, no inhibitory effect on the operation of the MIC reactor was observed. At this time, the COD removal rate was about 90% and the VA removal rate was over 90%. When HRT was 2 days and OLR was 25 kgCOD/(m³·d), the maximum COD removal loading of VA-containing fermentation waste liquid was achieved by the MIC reactor, which was 19.5 kg/(m³·d). The result of microbial diversity analysis showed that *Bacteroidetes* and *Firmicutes* were the dominant bacteria at the phylum level.

Key words: antibiotic; fermentation waste liquid; modified internal circulation anaerobic reactor; microbial diversity

在抗生素生产过程中会产生发酵废水和废液,其中抗生素发酵废液为抗生素产品分离提取(离子交换、萃取、吸附、结晶、沉淀等)后产生的,具有色度高、有机物浓度高和生物毒性物质多等特点。厌氧工艺是处理该类高浓度发酵废液(水)经济有效的方法,通过厌氧处理不仅可以有效降低污染物浓度,而且能回收生物质能源(沼气)^[1-2],从而减轻后续好氧处理的负荷。

迄今为止,关于厌氧处理抗生素发酵废水的研究主要集中于升流式厌氧污泥床(UASB反应器)。李再兴等^[3]采用UASB反应器处理阿维菌素废水,研究了水力停留时间(HRT)对COD去除率的影响,发现当HRT达到一定程度后(HRT为10~20 h),COD去除率基本保持不变。李宁等^[4]采用UASB反应器处理6-氨基青霉素酸废水,研究了进水 SO_4^{2-} 浓度对COD去除率的影响,发现当进水 SO_4^{2-} 浓度<1 500 mg/L、COD与 SO_4^{2-} 的比值 ≥ 6 时,反应器运行稳定且COD去除率>80%。刘玮^[5]采用UASB反应器处理含多种抗生素(硫氰酸红霉素、泰乐菌素、林可霉素和阿维菌素)的废水,研究了酸碱平衡关系对COD去除效果的影响,结果发现反应器的稳定运行需要维持pH值为弱碱性和较高的碱度($\geq 2\ 000$ mg/L)。

相对于UASB反应器,内循环厌氧反应器(IC反应器)具有有机负荷高、抗冲击负荷能力强和占地面积小等特点,而改进型内循环厌氧反应器(MIC反应器)解决了传统IC反应器启动期因产气量少导致的内循环不足、污泥与废水污染物间传质强度差等缺陷,从而提高了处理效率并缩短了反应器启动时间^[6]。笔者使用的MIC反应器的特点为第一反应室与进水口混合区形成循环,采用MIC反应器先接种活性污泥,再以实际番茄发酵废液为基质培养活性污泥,考察万古霉素(VA)发酵废液的厌氧处理过程,探究进水COD负荷、HRT和抗生素浓度对MIC反应器处理该类抗生素发酵废液能力的影响,分析微生物群落结构的变化。

1 材料与方法

1.1 试验装置与流程

MIC反应器由有机玻璃加工而成,内径为0.15 m,高为2.5 m,反应器有效体积为20 L,如图1所示。废水通过进水泵从底部进入反应器,从反应器上部溢流水,沼气从顶部排出,在反应器中部设有

回流出口,通过回流泵循环废水,整个试验过程中循环液的流量控制在8 L/min,对应的上升流速为27.2 m/h,在反应器外壁设有保温夹套,通过恒温水浴装置将温度控制在 $(35 \pm 2)^\circ\text{C}$ 。

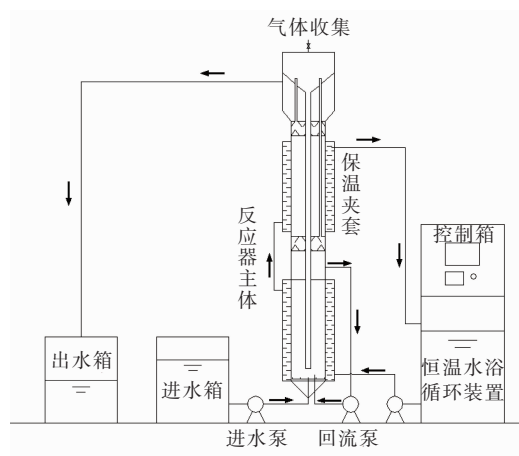


图1 MIC反应器示意

Fig.1 Schematic diagram of MIC reactor

1.2 接种污泥与试验用水

接种污泥取自杭州某城镇污水处理厂二沉池,MLVSS=9.43 g/L,MLVSS/MLSS=0.7,接种体积约为10 L。

试验用水取自绍兴某制药公司,共有两种废液,分别为番茄红素废液和VA发酵废液,两种废液的pH值分别为3.2~3.8、6.2~6.8,COD分别为30 000~40 000、45 000~65 000 mg/L,TN分别为1 200~1 300、1 500~1 600 mg/L, $\text{NH}_3\text{-N}$ 分别为140~160、1 300~1 600 mg/L,TP分别为280~300、160~170 mg/L, PO_4^{3-} 分别为80~120、120~170 mg/L, SO_4^{2-} 分别为7 000~8 000、300~500 mg/L,SS分别为3 700~5 000、12 000~14 000 mg/L,抗生素浓度分别为0、100~110 mg/L。

1.3 反应器的启动与运行

试验共进行216 d,第1~119天为阶段Ⅰ,该阶段以生物降解性较好的番茄红素废液^[7-8]为基质培养活性污泥,即通过逐步提高有机负荷(OLR)来完成污泥培养,该阶段HRT为4 d。第120~182天为阶段Ⅱ,该阶段以番茄红素废液和VA发酵废液的混合液作为进水,通过逐步提高VA发酵废液的比例,直到进水中不含番茄红素废液,该阶段保持HRT为4 d。第183~197天为阶段Ⅲ,该阶段逐步把HRT从4 d减少到2 d。第198~216天为阶段Ⅳ,该阶段保持HRT为2 d,观察反应器状况。具体

试验方案见表1,并且在试验过程中添加 Fe^{2+} 、 Zn^{2+} 、 Mn^{2+} 、 Co^{2+} 、 Ni^{2+} 和 Cu^{2+} 等微量元素^[9]。

表1 试验运行方案

Tab.1 Operation scheme of experiment

项 目	运行时间/d	VA 浓度/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	进水 COD 浓度/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	OLR/($\text{kgCOD} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$)
阶段 I	1 ~ 119	0	3 000 ~ 32 000	0.75 ~ 8.21
阶段 II	120 ~ 182	0 ~ 74	30 000 ~ 40 000	7.5 ~ 10
阶段 III	183 ~ 197	64 ~ 77	30 000 ~ 40 000	10 ~ 13.3
阶段 IV	198 ~ 216	66 ~ 77	30 000 ~ 53 000	15 ~ 26.5

1.4 分析项目及方法

COD 采用快速消解法测定; TN 、 $\text{NH}_3 - \text{N}$ 、 TP 、 PO_4^{3-} 采用《水和废水监测分析方法》(第4版)进行测定; SO_4^{2-} 、 MLSS 、 MLVSS 、 SS 采用重量法测定; 废水中 VA 浓度采用 Waters e2695 液相色谱仪进行定量分析^[10]。

挥发性脂肪酸(VFA)通过 Agilent 6890A 气相色谱仪进行测定,采用毛细管色谱柱 HP-INNOWax ($30 \text{ m} \times 0.32 \text{ mm} \times 0.5 \mu\text{m}$)。程序升温:初始温度为 100°C ,停留 2 min,以 $10^\circ\text{C}/\text{min}$ 速率升至 190°C ,保持 5 min;分流比为 20:1;进样口温度为 250°C ;FID 检测器的温度为 230°C 。气体流速:氢气流量为 $40 \text{ mL}/\text{min}$,空气流量为 $450 \text{ mL}/\text{min}$,氮气流量为 $45 \text{ mL}/\text{min}$;进样量为 $1 \mu\text{L}$ 。

1.5 微生物群落结构分析

污泥样品共3组,样品1为接种污泥,样品2取自反应器运行第119天的污泥,样品3取自反应器运行第182天的污泥,对3组样品进行微生物多样性检测。根据 E. Z. N. A.® soil 试剂盒(Omega Bio-tek, Norcross, GA, U. S.)说明书进行总 DNA 抽提, DNA 浓度和纯度利用 NanoDrop2000 进行检测,利用 1% 的琼脂糖凝胶电泳检测 DNA 提取质量;用 338F (5'-ACTCCTACGGGAGGCAGCAG-3') 和 806R (5'-GGACTACHVGGGTWTCTAAT-3') 引物对 V3-V4 可变区进行 PCR 扩增,扩增程序: 95°C 预变性 3 min, 35 个循环(95°C 变性 30 s, 55°C 退火 30 s, 72°C 延伸 30 s),最后在 72°C 下延伸 10 min (PCR 仪:ABI GeneAmp® 9700 型)。PCR 反应体积为 $20 \mu\text{L}$,产物用 2% 琼脂糖凝胶进行电泳检测,切胶回收 PCR 产物并进行定量,制备 PE 文库并用 Miseq PE300 (Illumina) 进行测序。原始测序序列使用 Trimmomatic 软件质控,使用 FLASH 软件进行拼

接,使用 UPARSE 软件进行 OTU 聚类,利用 RDP classifier 进行物种分类注释。

2 结果与讨论

2.1 MIC 反应器的运行效果

装置启动后,MIC 反应器中 COD 去除率和 OLR 随时间的变化如图2所示。在第1~24天通过出水回流使活性污泥适应番茄发酵废水,此时 OLR 为 $0.75 \sim 1.2 \text{ kgCOD}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$,COD 去除率较低;在第25~119天,每次提高进水负荷之后,COD 去除率都有轻微的下降,此阶段结束时 OLR 为 $8.82 \text{ kgCOD}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$,COD 去除率为 91.47%,此时 $\text{VFA} < 200 \text{ mg}/\text{L}$,高 COD 去除率和低 VFA 含量表明厌氧污泥已经适应了番茄发酵液。

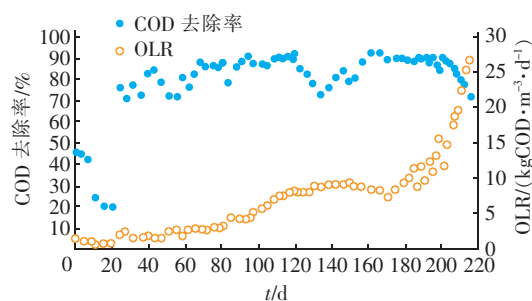


图2 COD 去除率与 OLR 的变化

Fig.2 Variation of COD removal rate and OLR

阶段 II 开始时,在进水中加入 VA 发酵废液并逐步提高 VA 浓度,这期间保持 OLR 在 $7.5 \sim 10 \text{ kgCOD}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 之间,COD 去除率先下降后上升,该阶段结束时进水中不含番茄发酵废液,此时 COD 去除率稳定在 90% 左右,并且 $\text{VFA} < 300 \text{ mg}/\text{L}$ (见图3),高 COD 去除率和低 VFA 含量表明厌氧污泥已经适应了 VA 发酵废液。

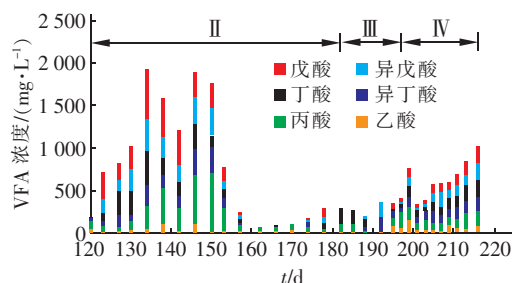


图3 在 120 ~ 216 d MIC 反应器出水 VFA 的变化

Fig.3 Variation of effluent VFA of MIC reactor from 120 d to 216 d

在阶段 III 逐步提高 OLR,COD 去除率呈缓慢下

降趋势,VFA呈上升趋势,该阶段结束时,COD去除率在85%左右,VFA为755 mg/L。在阶段Ⅳ中逐步把OLR从15 kgCOD/(m³·d)提高到26.5 kgCOD/(m³·d),COD去除率呈下降趋势,VFA呈上升趋势,在OLR为26.5 kgCOD/(m³·d)时,COD去除率为71%,VFA在1 000 mg/L左右,表明MIC反应器在高负荷下运行对COD也有较高的去除率。

2.2 进水负荷的影响

当HRT分别为2、3、4 d,并以VA发酵废液为进水时,分析不同进水COD负荷对COD去除负荷和去除率的影响,结果如图4所示。可知,当进水COD负荷为7.5~26.5 kg/(m³·d)时,COD去除负荷随进水负荷的增加呈现先上升后下降的趋势,当进水COD负荷为25 kg/(m³·d)时,COD去除率为78%,MIC反应器对该废液的最大COD去除负荷达到19.5 kg/(m³·d)。当HRT为4 d时,进水COD负荷从7.5 kg/(m³·d)提高到9.49 kg/(m³·d),COD去除率变化较小并维持在90%左右。当HRT为3 d时,进水COD负荷从10 kg/(m³·d)逐步提高到13.3 kg/(m³·d),COD去除率从90.4%下降到84.1%。当HRT为2 d时,随着进水COD负荷从15 kg/(m³·d)提高到25 kg/(m³·d)时,COD去除率一直下降,而COD去除负荷基本呈上升趋势,在进水COD负荷为26.5 kg/(m³·d)条件下,COD去除率下降到71%,COD去除负荷下降到18.82 kg/(m³·d)。

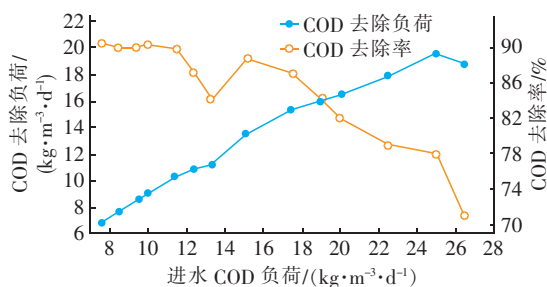


图4 进水COD负荷对COD去除负荷和去除率的影响

Fig.4 Effect of influent COD loading on COD removal loading and removal rate

2.3 停留时间的影响

控制进水COD浓度分别在30 000和40 000 mg/L左右,以VA发酵废液为进水,考察不同HRT对COD去除率和去除负荷的影响,结果如图5所示。可以看出,在进水COD浓度为30 000 mg/L的

条件下,当HRT从2 d延长到3 d时,COD去除率从88.76%上升到90.3%;当HRT≥3 d时,COD去除率基本没有变化。在进水COD为40 000 mg/L的条件下,随着HRT的延长,COD去除率从82%上升到89.06%。因此,对于不同进水COD浓度,通过调整HRT值,COD去除率可以维持基本不变,较低进水COD浓度更容易在较短的HRT条件下达到高COD去除率,这与李再兴等^[3]的研究结果一致。此外,当进水COD浓度为30 000~40 000 mg/L时,COD去除负荷随着HRT的缩短呈现上升的趋势。

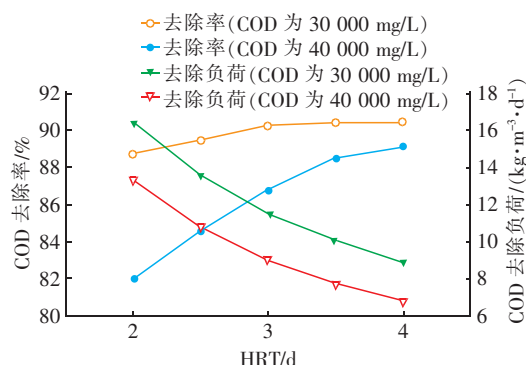


图5 水力停留时间对COD去除负荷和去除率的影响

Fig.5 Effect of HRT on COD removal loading and removal rate

2.4 抗生素浓度的影响

加入VA发酵废液以后,反应器进出水VA浓度的变化如图6所示。可以看出,从第120天到第134天,反应器进水中VA浓度为10.8~11.87 mg/L,VA去除率<40%,COD去除率逐渐从91.47%下降到72%,说明VA对厌氧微生物的活性具有抑制作用。在随后几天,COD和VA去除率开始升高,表明厌氧微生物对抗生素逐渐适应。之后每当提高进水VA浓度时,会出现COD去除率先降低然后逐渐恢复的现象。随着厌氧发酵过程的进行,厌氧微生物逐渐适应了废水中的抗生素。在第182天结束时,进水OLR为10 kgCOD/(m³·d),COD去除率为89.06%,VA去除率>90%,表明厌氧微生物经过驯化后能够对具有生物毒性的物质(如抗生素)产生抗性和去除能力。Meng等^[11]采用膨胀颗粒污泥床反应器处理含阿莫西林(AMX)的抗生素废水,结果表明厌氧污泥能够逐渐适应AMX,其COD去除率可达84.7%,AMX去除率达70%~80%,这与本研究的结果类似。

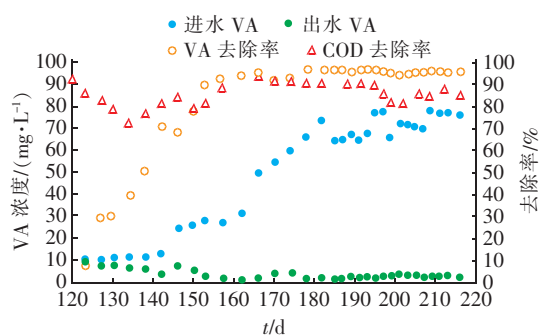


图6 MIC反应器对VA和COD的去除效果

Fig. 6 Removal effect of VA and COD by MIC reactor

2.5 微生物群落结构的变化

图7为不同时间段微生物菌群中细菌在门水平上的群落结构组成情况。

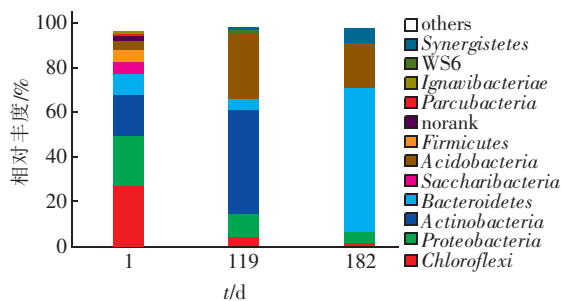


图7 细菌在门水平上的群落结构组成

Fig. 7 Composition of bacterial community structure at phylum level

由图7可知,第1天污泥(接种污泥)的优势菌群(相对丰度>5%)有 *Chloroflexi* (27.1%)、*Proteobacteria* (22.5%)、*Actinobacteria* (18.5%)、*Bacteroidetes* (9.3%)、*Saccharibacteria* (5.8%) 和 *Acidobacteria* (5.3%)。除了优势菌群以外,接种污泥还含有 *Firmicutes*、*Ignavibacteriae* 等相对丰度较低的微生物,这与城市污水厂活性污泥中微生物种类较多的结果一致^[12-13]。在厌氧条件下,接种污泥经过119 d的培养,物种多样性减少,群落中优势菌群发生了变化。细菌在门水平上的优势菌群有 *Actinobacteria* (47.1%)、*Firmicutes* (29.1%) 和 *Proteobacteria* (10.4%),这几种菌是主要的水解酸化菌,参与复杂有机物的降解,如 *Actinobacteria* 的作用主要为降解碳氢化合物和蛋白质等物质^[14]。处理过番茄红素废液的厌氧污泥经过63 d驯化,细菌群落在门水平上的菌群中 *Actinobacteria* 的相对丰度降至1%以下,这与VA对该类菌具有良好的抑制作用有关^[15],其主要菌群有 *Bacteroidetes* (64.9%)、

Firmicutes (20.7%) 和 *Synergistetes* (6.1%),其中 *Bacteroidetes* 为占主导地位的优势菌。相关研究发现,厌氧处理含抗生素废水时,细菌菌群中的优势菌多为 *Bacteroidetes* 和 *Firmicutes*^[16-18],这与本研究获得的结果一致,其原因为部分敏感菌失活而抗性菌逐步生长繁殖。*Bacteroidetes* 细菌对VA具有较好的抗性,能够利用蛋白胨和葡萄糖产生乙酸、琥珀酸、甲酸等物质^[19],因此能在厌氧条件下大量繁殖。

3 结论

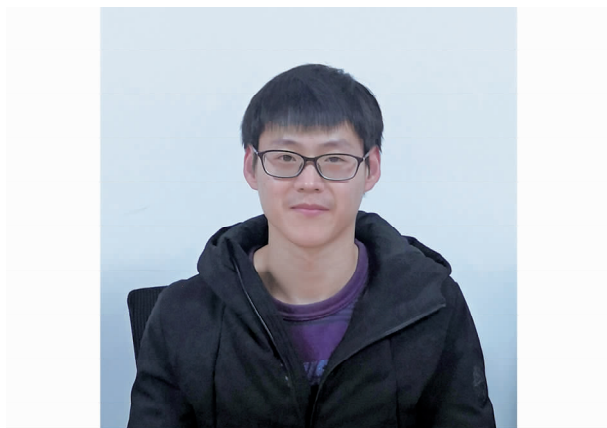
① 厌氧污泥经过驯化后,MIC反应器对VA发酵废液具有较好的处理能力。当HRT为4 d、VA浓度为0~77 mg/L时,对MIC反应器的处理效果没有抑制效应,此时COD去除率可达90%左右,VA去除率可达90%以上;MIC反应器对VA发酵废液的最大COD去除负荷为19.5 kg/(m³·d),此时HRT为2 d,进水有机负荷为25 kgCOD/(m³·d),COD去除率为78%。虽然MIC反应器能够去除VA发酵废液中大部分的有机污染物,但出水COD浓度仍然较高,需要后续处理才能达到排放要求。

② 微生物群落结构显示,微生物群落结构会随着基质的改变而改变,活性污泥经过培养后,细菌物种多样性减少,细菌群落在门水平上的优势菌为 *Actinobacteria*、*Firmicutes* 和 *Proteobacteria*;当处理VA发酵废液时,细菌群落在门水平上的优势菌为 *Bacteroidetes* 和 *Firmicutes*。

参考文献:

- [1] Cetecioglu Z, Ince B, Gros M, et al. Biodegradation and reversible inhibitory impact of sulfamethoxazole on the utilization of volatile fatty acids during anaerobic treatment of pharmaceutical industry wastewater[J]. Sci Total Environ, 2015, 536: 667-674.
 - [2] Ji J Y, Xing Y J, Ma Z T, et al. Toxicity assessment of anaerobic digestion intermediates and antibiotics in pharmaceutical wastewater by luminescent bacterium[J]. J Hazard Mater, 2013, 246/247: 319-323.
 - [3] 李再兴,杨景亮,罗人明,等. UASB处理阿维菌素废水的研究[J]. 重庆环境科学, 2002, 24(2): 49-51, 55.
- Li Zaixing, Yang Jingliang, Luo Renming, et al. Study on avermectin wastewater treatment by UASB [J]. Chongqing Environmental Science, 2002, 24(2): 49-51, 55 (in Chinese).

- [4] 李宁,戴庆武,王军,等. 升流式厌氧污泥床处理抗生素制药废水[J]. 化工环保,2010,30(4):319-322.
Li Ning, Dai Qingwu, Wang Jun, *et al.* Treatment of antibiotic production wastewater by UASB [J]. Environmental Protection of Chemical Industry, 2010, 30(4):319-322 (in Chinese).
- [5] 刘玮. 2级厌氧反应器处理发酵类抗生素废水[J]. 水处理技术,2018,44(7):78-82.
Liu Wei. Treatment of fermentation antibiotic wastewater by two-stage anaerobic reactor[J]. Technology of Water Treatment, 2018, 44(7):78-82 (in Chinese).
- [6] Wang J D, Yan J J, Xu W J. Treatment of dyeing wastewater by MIC anaerobic reactor[J]. Biochem Eng J, 2015, 101:179-184.
- [7] Allison B J, Cádiz J C, Karuna N, *et al.* The effect of ionic liquid pretreatment on the bioconversion of tomato processing waste to fermentable sugars and biogas[J]. Appl Biochem Biotechnol, 2016, 179(7):1227-1247.
- [8] Allison B J, Simmons C W. Valorization of tomato pomace by sequential lycopene extraction and anaerobic digestion[J]. Biomass and Bioenergy, 2017, 105:331-341.
- [9] Cetecioglu Z, Ince B, Gros M, *et al.* Biodegradation and reversible inhibitory impact of sulfamethoxazole on the utilization of volatile fatty acids during anaerobic treatment of pharmaceutical industry wastewater[J]. Sci Total Environ, 2015, 536:667-674.
- [10] 覃兴昆,程道海. 反相高效液相色谱法测定万古霉素血药浓度方法改进[J]. 中国药业,2015,24(15):4-5.
Qin Xingkun, Cheng Daohai. Development of a modified RP-HPLC method for the determination of vancomycin concentration in human plasma [J]. China Pharmaceuticals, 2015, 24(15):4-5 (in Chinese).
- [11] Meng L W, Li X K, Wang K, *et al.* Influence of the amoxicillin concentration on organics removal and microbial community structure in an anaerobic EGSB reactor treating with antibiotic wastewater[J]. Chem Eng J, 2015, 274:94-101.
- [12] Gao P, Xu W, Sontag P, *et al.* Correlating microbial community compositions with environmental factors in activated sludge from four full-scale municipal wastewater treatment plants in Shanghai, China [J]. Appl Microbiol Biotechnol, 2016, 100(10):4663-4673.
- [13] Ji B, Yang K, Zhu L, *et al.* Aerobic denitrification: A review of important advances of the last 30 years[J]. Biotechnol Bioprocess Eng, 2015, 20(4):643-651.
- [14] 邱孜博,汪荣,张杨,等. 红球菌及其生物降解作用研究进展[J]. 食品科学,2016,37(7):254-258.
Qiu Zibo, Wang Rong, Zhang Yang, *et al.* Recent progress in studies of *Rhodococcus* and its application in biodegradation [J]. Food Science, 2016, 37(7):254-258 (in Chinese).
- [15] Fontanals D, Larruza A, Sanfeliu I. Direct identification of *Ruminococcus gnavus* by matrix-assisted laser desorption/ionization time-of-flight mass spectrometry (MALDI-TOF MS) on a positive anaerobic blood culture bottle [J]. Anaerobe, 2018. DOI: 10.1016/j.anaerobe.2018.07.009.
- [16] Yang Q X, Ren S W, Niu T Q, *et al.* Distribution of antibiotic-resistant bacteria in chicken manure and manure-fertilized vegetables [J]. Environ Sci Pollut Res, 2014, 21(2):1231-1241.
- [17] Deng Y, Zhang Y, Gao Y, *et al.* Microbial community compositional analysis for series reactors treating high level antibiotic wastewater [J]. Environ Sci Technol, 2012, 46(2):795-801.
- [18] Qiu G L, Song Y H, Zeng P H, *et al.* Characterization of bacterial communities in hybrid upflow anaerobic sludge blanket (UASB)-membrane bioreactor (MBR) process for berberine antibiotic wastewater treatment [J]. Bioresour Technol, 2013, 142:52-62.
- [19] Niestepski S, Harnisz M, Korzeniewska E, *et al.* The emergence of antimicrobial resistance in environmental strains of the *Bacteroides fragilis* group [J]. Environ Int, 2019, 124:408-409.



作者简介:季康锋(1994-),男,浙江温州人,硕士研究生,主要研究方向为工业废水污染控制。

E-mail:772103506@qq.com

收稿日期:2019-08-23