

doi: 10.3969/j.issn.2095-0411.2024.04.003

## 中试厌氧膜生物反应器处理养猪废水效能 与微生物群落演替

仲慧赟<sup>1</sup>, 葛玉龙<sup>2</sup>, 董良飞<sup>1</sup>

(1. 常州大学 城市建设学院, 江苏 常州 213164; 2. 常州大学 环境科学与工程学院, 江苏 常州 213164)

**摘要:** 采用中试规模外部浸没式厌氧膜生物反应器 (Anaerobic membrane bioreactor, AnMBR) 处理实际养猪废水, 考察了在不同水力停留时间 (Hydraulic retention time,  $t_{HR}$ ) 污泥质量浓度和沉降性能的变化以及对污染物的去除效果, 分析了细菌和古菌群落结构的变化。结果表明, 混合液悬浮固体 (MLSS) 质量浓度与混合液挥发性悬浮固体 (MLVSS) 质量浓度均呈现逐步上升趋势, MLVSS 与 MLSS 质量浓度的比值保持在 0.40~0.85。在  $t_{HR}$  为 5 d 时, 总化学需氧量去除率达  $80\% \pm 6\%$ , 溶解性化学需氧量占总化学需氧量去除率的 55%, AnMBR 对  $NH_4^+-N$  和总磷的去除效果不明显。古菌中甲烷囊菌在 AnMBR 启动调试期占优势, 甲烷丝菌和甲烷螺菌在运行稳定期占优势, 而调试运行期的优势菌种主要有草螺菌和嗜糖假单胞菌属, 总体而言, 运行稳定期的细菌总数和群落多样性均高于启动调试期。

**关键词:** 厌氧膜生物反应器; 养猪废水; 污染物去除; 微生物群落

中图分类号: X 703.1

文献标志码: A

文章编号: 2095-0411(2024)04-0016-11

## Performance of a pilot-scale anaerobic membrane bioreactor treating swine wastewater and the microbial community evolution

ZHONG Huiyun<sup>1</sup>, GE Yulong<sup>2</sup>, DONG Liangfei<sup>1</sup>

(1. School of Urban Construction, Changzhou University, Changzhou 213164, China; 2. School of Environmental Science and Engineering, Changzhou University, Changzhou 213164, China)

**Abstract:** A pilot-scale external submerged anaerobic membrane bioreactor (AnMBR) was used to treat actual swine wastewater, and the changes in sludge mass concentration and settling performance as well as its pollutant removal effect at different hydraulic retention times ( $t_{HR}$ ) were investigated, and the changes in the community structure of bacteria and archaea were analyzed. The result showed that the mass concentration of mixed liquor suspended solids  $\rho$  (MLSS) and the mass concentration of

收稿日期: 2024-01-07。

基金项目: 常州市领军型创新人才引进培育资助项目(CQ20210117)。

作者简介: 仲慧赟(1992—), 女, 山东德州人, 博士, 讲师。通信联系人: 董良飞(1972—), E-mail: dlf@cczu.edu.cn

引用本文: 仲慧赟, 葛玉龙, 董良飞. 中试厌氧膜生物反应器处理养猪废水效能与微生物群落演替[J]. 常州大学学报(自然科学版), 2024, 36(4): 16-26.

mixed liquor volatile suspended solids  $\rho(\text{MLVSS})$  showed a gradual increasing trend, and the ratio of  $\rho(\text{MLVSS})$  to  $\rho(\text{MLSS})$  kept at 0.40—0.85. When  $t_{\text{HR}}$  was 5 d, the removal rate of total chemical oxygen demand reached  $80\% \pm 6\%$ , and the dissolved chemical oxygen demand accounted for 55% of the total chemical oxygen demand removal rate; the removal of  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  and total phosphorus by AnMBR was not significant. Among the archaea, *methanobacterium* dominated in the AnMBR startup and commissioning phase, *methanosarcina* and *methanospirillum* dominated in the operation and stabilization phase, whereas the dominant species in the commissioning and operation phase mainly consisted of *clostridium* and *pseudomonas*. The total number of bacteria and the diversity of communities in the operation and stabilization phase were higher than those in the startup and commissioning phase.

**Key words:** anaerobic membrane bioreactor; swine wastewater; pollutants removal; microbial community

养猪废水是一类高质量浓度的有机废水,有着极高的化学需氧量(Chemical oxygen demand, COD)、氨氮和悬浮固体(Suspended solid, SS)质量浓度,这与养殖过程中产生的大量猪粪和猪尿相关<sup>[1]</sup>。研究表明,猪场排放废水中的 COD 为 11 000~28 000 mg/L,五日生化需氧量(Biochemical oxygen demand,  $\text{BOD}_5$ )为 3 000~13 000 mg/L,  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  质量浓度为 172~3 000 mg/L,总磷(TP)质量浓度为 20~140 mg/L<sup>[2]</sup>。此外,废水中还含有大量重金属、残留抗生素和病原菌等高风险污染物<sup>[3]</sup>。

使用传统厌氧工艺处理养猪废水中存在的消化污泥易流失、处理效率低等问题<sup>[4]</sup>。厌氧膜生物反应器(Anaerobic membrane bioreactor, AnMBR)是将传统厌氧消化工艺和膜分离技术结合形成的新型污水处理工艺,膜分离技术有效改善厌氧消化工艺中污泥流失问题,实现水力停留时间(Hydraulic retention time,  $t_{\text{HR}}$ )和污泥停留时间(Sludge retention time,  $t_{\text{SR}}$ )的解耦,提高了厌氧消化的效率和运行稳定性<sup>[5]</sup>。

研究表明,AnMBR将厌氧生物处理与膜分离技术进行耦合,既能够保证较高的污泥质量浓度,又可以实现高效率污染物降解,保证出水水质<sup>[6]</sup>。由于国内外对于采用AnMBR工艺处理猪场养殖废水的相关研究较少,且大多数为实验室小试研究,采用的废水与猪场实际废水有区别,因此AnMBR在处理养殖废水领域的应用缺乏参数、可借鉴的经验较少<sup>[2]</sup>。基于AnMBR的优势,研究搭建了中试规模外部浸没式AnMBR装置用以处理实际养猪废水,分析了不同 $t_{\text{HR}}$ 下AnMBR对养猪废水中污染物的去除效果,并在此基础上对AnMBR系统中的古菌和细菌菌落结构特征进行研究。

## 1 材料与方法

### 1.1 试验进水与接种污泥

研究于河南省某养猪场进行,该场采用水冲粪工艺打扫圈舍,收集的废水在集水池中浸泡,导致悬浮颗粒物含量和有机污染物浓度均较高,总 COD 为 45.9 g/L,  $\text{BOD}_5$  为 9.6 g/L, SS 质量浓度高达 23.2 g/L。集水池中的废水含有明显的大颗粒杂质,并散发恶臭气味,表观颜色呈灰黑色,粪水混合液呈浆状。由于原水可生化性差,且废水中存在的大颗粒杂质易造成系统管路堵塞,因此为避免对系统造成破坏,选择厂区固液分离后经气浮沉淀预处理后的废水作为试验进水,并将现场厌氧罐污泥作为接种污泥进行研究,试验进水的 pH 为 7.2~8.2,接种污泥的 pH 为 7.1~7.6,基本性质见表 1。

表 1 试验进水与接种污泥的基本性质

Table 1 Basic properties of feeding wastewater and inoculated sludge

g/L

基本性质	试验进水质量浓度	接种污泥质量浓度
总化学需氧量	12.1~15.8	14.7~16.9
溶解性化学需氧量	5.1~7.6	—
五日生化需氧量	4.8~6.2	—
悬浮固体	1.8~3.4	18.1~20.2
挥发性悬浮固体	1.1~2.2	11.8~14.5
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	1.3~1.7	1.4~1.9
总氮	1.4~1.8	1.5~2.1
总磷	0.06~0.09	0.07~0.10

## 1.2 AnMBR 中试装置搭建与运行

研究使用的 AnMBR 中试装置主要由膜生物反应器（Membrane bio-reactor, MBR）池、厌氧反应器和控制系统三部分组成，基本结构和工艺流程如图 1 所示。厌氧反应器设置 pH 计、氧化还原电位（Oxidation-reduction potential, ORP）计、电加热器及温度传感器等。MBR 池采用聚四氟乙烯浸没式平板膜组件，膜面积为 5 m<sup>2</sup>，平均孔径为 0.2 μm，初始膜通量设定为 5 L/(m<sup>2</sup> · h)。通过设定控制系统内的温度程序控制厌氧反应器的温度在（37±2）℃，并利用液位联锁监控 MBR 池内的液位，控制产水泵的启停。

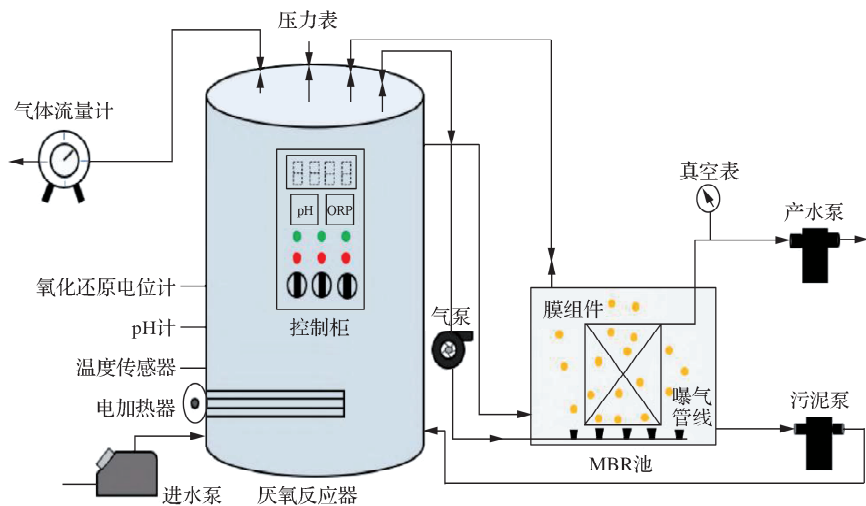


图 1 AnMBR 中试装置示意图

Fig.1 Configuration of the pilot-scale AnMBR system

厌氧反应器运行方式为连续进水，初始  $t_{HR}$  为 8 d，并逐步缩短  $t_{HR}$  为 5 d 和 3 d 以提高处理负荷。厌氧消化产生的一部分沼气由气泵（流量为 200~300 L/min）送入 MBR 膜组件底部的曝气管道，对膜表面进行冲刷，回曝后沼气经管线再回流至厌氧反应器，最终由湿式气体流量计排出。厌氧消化后的沼液进入 MBR 池，利用产水泵将沼液透过膜组件抽出，产水泵间歇运行，设定液位联锁控制产水泵启停。真空表安装于产水泵前以监测运行过程中的跨膜压差，MBR 池底部设置污泥管线，膜截留下来的污泥通过污泥泵回流或外排。

试验设定 AnMBR 的  $t_{SR}$  为 30 d，保持中温消化状态，且氧化还原电位小于 -350 mV。根据不同

的  $t_{HR}$ , 将装置的运行分为3个阶段: 前40 d为第1阶段(启动期), 接种现场厌氧罐污泥  $0.8 \text{ m}^3$ , 其对废水适应性良好, 可在  $0.5 \sim 1.88 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$  的低负荷下运行, 在此阶段, 进水量保持在  $125 \text{ L}/\text{d}$ ; 第41~100 d为第2阶段(负荷提升期), 即在系统达到运行稳定后, 逐步提升进水量至  $200 \text{ L}/\text{d}$ , 有机负荷上升至  $3 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ ; 第101~120 d为第3阶段(高负荷运行期), 废水处理量增加至  $340 \text{ L}/\text{d}$ , 即有机负荷提升至  $5 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ , 考察装置在高负荷下的运行性能。

### 1.3 水质分析测试方法

中试系统中的 pH 和氧化还原电位分别由 pH 计(雷磁 PHB-4 便携式 pH 计)和氧化还原电位计(研华 501 型在线氧化还原电位计)实时在线监测。定期从反应器中采样, 使用质量分析法测定混合液悬浮固体质量浓度  $\rho(\text{MLSS})$  和混合液挥发性悬浮固体质量浓度  $\rho(\text{MLVSS})$ 。定期从反应器进水和出水中采样, 测定 COD,  $\text{NH}_4^+-\text{N}$ , TP 等指标(Hach DR900 多参数检测仪), 其中 COD 采用高量程快速预制试剂测定,  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  和 TP 采用高量程标准预制试剂测定。将原始消化液的化学需氧量记为总 COD, 经  $0.45 \mu\text{m}$  滤膜过滤后的消化液化学需氧量记为溶解性化学需氧量(Sollluted chemical oxygen demand, SCOD)。

为了解溶解性有机物(Dissolved organic matter, DOM)在 AnMBR 中的去除效果, 采用三维荧光光谱法表征猪场废水处理过程中的 DOM。分别将 AnMBR 进水以及水力停留时间为 3, 5, 8 d 时的出水取样静置 1 h, 取上清液通过  $0.45 \mu\text{m}$  微滤膜抽滤后得到分析样品, 利用三维荧光光谱法进行测定。在测量期间, 激发波长从 220 nm 增加到 400 nm, 对于每个激发波长的检测范围均从 250 nm 增加到 550 nm, 最终得到三维激发-发射矩阵(3D-EEM)荧光图谱。

### 1.4 微生物群落结构分析

研究对 AnMBR 运行稳定期间的消化液和启动调试期接种的厌氧消化液进行了采集, 测定其中细菌和古菌的群落结构, 对比分析前后微生物群落和优势菌种的变化。将消化液在室温下离心, 沉淀物于  $-20^\circ\text{C}$  保存。使用 DNA 提取试剂盒对沉淀中的 DNA 进行提取, 并利用 NanoDrop One 检测 DNA 纯度和质量浓度, 采用 16S rRNA 基因进行引物聚合酶链式反应(Polymerase chain reaction, PCR)扩增及纯化, 使用 Illumina Miseq 高通量测序仪进行高通量测序, 试验中的测序文库由上海生工生物工程股份有限公司建立完成。

## 2 结果与讨论

### 2.1 污泥质量浓度和沉降性能变化

$\rho(\text{MLVSS})/\rho(\text{MLSS})$  的值表示固体物质中微生物质量浓度的高低, 可间接指代污泥活性。若  $\rho(\text{MLVSS})/\rho(\text{MLSS}) > 0.85$ , 则表明系统内微生物质量浓度过高, 会导致污泥的沉降性较差, 容易随着厌氧出水流失; 若  $\rho(\text{MLVSS})/\rho(\text{MLSS}) < 0.40$ , 则表明系统内微生物质量浓度低, 活性较差, 不利于污染物的去除和降解<sup>[7]</sup>。

AnMBR 中  $\rho(\text{MLSS})$ ,  $\rho(\text{MLVSS})$ ,  $\rho(\text{MLVSS})/\rho(\text{MLSS})$  的变化趋势如图 2(a) 所示。从图 2(a) 中可以看出, 试验前期(前 40 d)  $\rho(\text{MLVSS})/\rho(\text{MLSS})$  波动较大, 但总体呈上升趋势,  $\rho(\text{MLSS})$  和  $\rho(\text{MLVSS})$  分别处于  $6\,300 \sim 7\,800 \text{ mg}/\text{L}$  和  $3\,220 \sim 4\,310 \text{ mg}/\text{L}$ 。这主要是由于接种初期污泥还不能适应环境, 加上进水负荷低, 导致微生物活性较差。在负荷提升阶段, 随着水力停留时间不断缩短, 进水量增大, 废水中颗粒污染物多, 造成  $\rho(\text{MLSS})$  增长速率大于  $\rho(\text{MLVSS})$ ,  $\rho(\text{MLVSS})/$

$\rho(\text{MLSS})$  的值有所降低。在系统运行至后期稳定阶段, 由于微生物对环境已适应, 可以充分利用反应器内的有机污染物进行增殖, 使  $\rho(\text{MLVSS})$  显著升高。文中反应器内的  $\rho(\text{MLSS})$  与  $\rho(\text{MLVSS})$  均呈现逐步上升趋势, 且  $\rho(\text{MLVSS})/\rho(\text{MLSS})$  的值始终保持在 0.40~0.85, 说明 AnMBR 消化液内微生物质量浓度在不断增加, 且厌氧污泥能够保持较高的活性和稳定性。

反应器中污泥体积指数 (Sludge volume index, SVI) 变化如图 2 (b) 所示。反应器内的厌氧污泥经过调试驯化, 在各阶段运行稳定后污泥体积指数均有所增长。启动调试末期的污泥体积指数与接种污泥期相比, 增长了 11.6%, 负荷提升末期与启动调试期相比提升了 8.3%, 稳定运行期比负荷提升期提高了 11.5%。各阶段污泥体积指数分别为 43.17, 48.28, 52.36, 58.25 mL/g。在接种污泥期和启动调试期污泥体积指数较低, 而经过驯化稳定后逐渐上升, 说明其污泥性能有所提高, 松散程度和凝聚沉降性能处于较适宜的状态。

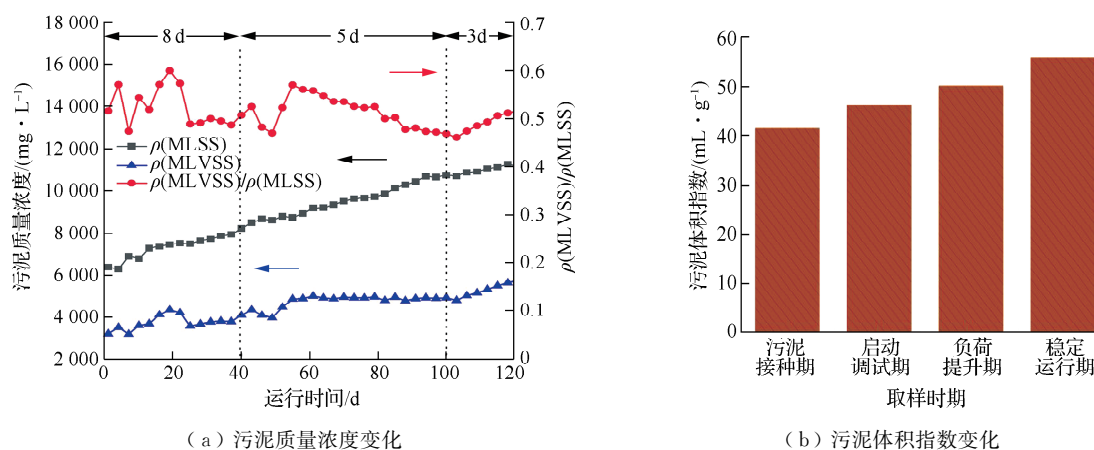


图 2 厌氧消化过程污泥质量浓度和污泥体积指数变化

Fig.2 Sludge Mass concentration and sludge volume index in anaerobic digestion stage

## 2.2 化学需氧量去除效果

AnMBR 运行过程中总 COD 和 SCOD 的变化如图 3 所示,  $t_{\text{HR}}$  分别为 8, 5, 3 d。厌氧反应器进水和出水的总 COD 分别为  $(13\,700 \pm 2\,180)$  mg/L 和  $(7\,240 \pm 1\,420)$  mg/L, 平均去除率为 47.2%, 去除率最高可达 63.4%。与其他养殖场废水厌氧生物处理工艺研究报道相比, 研究中厌氧反应器对总 COD 的去除率相对较低, 如升流式厌氧污泥床反应器在容积负荷为  $0.3 \sim 0.5 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ , COD 去除率可达 77%~84%<sup>[8]</sup>, 可能是由于废水中悬浮固体质量浓度较高, 而附着在悬浮物中的颗粒态有机物大多是惰性的, 延长消化时间也无法增加其水解性, 因此导致研究中总 COD 去除率不高<sup>[9-10]</sup>。厌氧反应器出水中的总 COD 在 MBR 池中进一步去除, 膜产水总 COD 为  $(2\,895 \pm 945)$  mg/L, MBR 池可拦截并去除进水中的悬浮固体, 总 COD 的平均去除率为 60.0%, 整个 AnMBR 系统对总 COD 的总去除率平均为 78.9%, 则 MBR 池对总 COD 去除率占总去除率的  $37\% \pm 9\%$ 。其他研究也表明 AnMBR

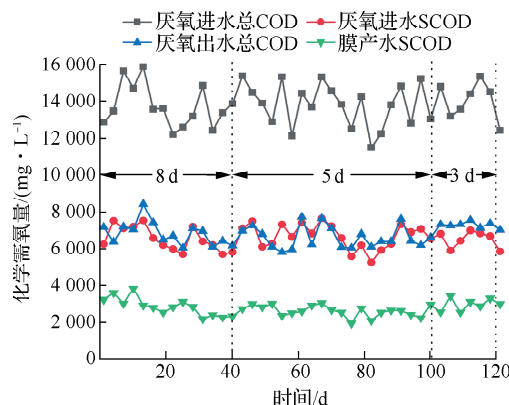


图 3 AnMBR 系统进出水中总 COD 和 SCOD

Fig.3 Total COD and SCOD of the influent and effluent in AnMBR

可有效提升厌氧池的总 COD 去除效果,使总去除率达 80% 以上<sup>[11-12]</sup>。

厌氧反应器进水的 SCOD 为  $(6\,680 \pm 980)$  mg/L, 平均占总 COD 的 48.8%。系统运行期间,膜产水 SCOD 为  $(2\,895 \pm 945)$  mg/L, 与总 COD 基本相等,证明 MBR 池有效过滤了水中的悬浮物。整个 AnMBR 系统的 SCOD 总去除率约占总 COD 总去除率的 55%, 表明系统去除的主要是 SCOD, 而对由 SS 产生的惰性 COD 去除较少。

研究中处理的废水来自猪场水冲粪和水泡粪,原水中悬浮颗粒物质量浓度高,而猪场现存前端预处理工艺未实现有效的固液分离。而微生物可高效降解溶解有机物,对固态悬浮颗粒物中的有机物利用率较低,过高的固体颗粒物质量浓度甚至抑制微生物生长代谢<sup>[13]</sup>。当前该猪场采用厌氧消化工艺,研究表明 AnMBR 工艺可有效提高其 COD 去除率(约 35%)。同时建议养殖场采用干清粪方式,并强化固液分离预处理,从而有效减少水中颗粒态污染物质量浓度,进而提高厌氧处理效果。

### 2.3 溶解性有机物去除效果

为了解溶解性有机物(DOM)在 AnMBR 中的去除效果,采用三维荧光光谱法表征猪场废水处理过程中的 DOM,检测结果如图 4 所示。由图 4 可知,在进水中有两个明显的特征峰,A 峰(激发波长为 330~365 nm,发射波长为 400~490 nm)、B 峰(激发波长为 370~400 nm,发射波长为 360~390 nm)。一般认为类富里酸的荧光特征峰的激发波长为 310~360 nm,发射波长为 370~450 nm,它是木质素和蛋白质的降解产物,属于难生物降解的腐植酸类物质<sup>[10, 14]</sup>。

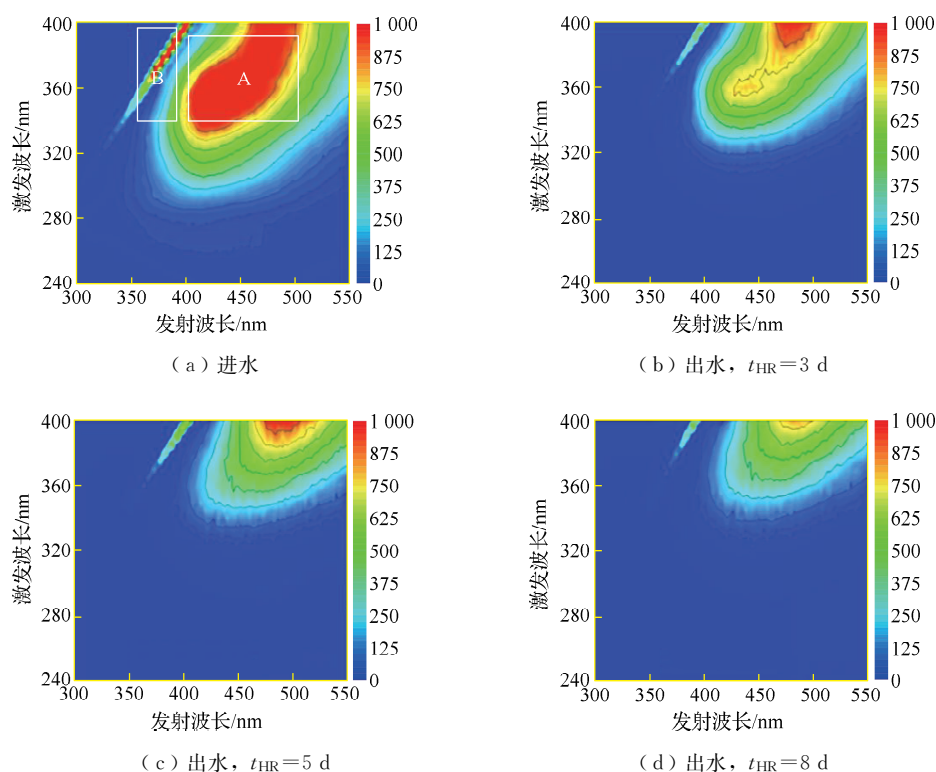


图 4 AnMBR 进出水 DOM 三维荧光光谱图

Fig.4 Three-dimensional fluorescence spectra of the DOM in the influent and effluent in AnMBR

随着  $t_{HR}$  的延长, A, B 两峰荧光强度呈现明显减弱, AnMBR 对类富里酸 DOM 有很好的去除效果。图 4 中未出现类蛋白物质的特征峰,这与处理的水样有关系,由于现场条件限制,养猪废水的原水中含有大量颗粒态杂质,中试装置无法直接取用,故采用黑膜池上清液产水作为试验用水,在黑膜池内发生的厌氧消化将蛋白类物质降解。研究表明在养猪废水的处理过程中,随着厌氧消化反应的进



行,类富里酸的荧光区域强度明显降低,这与养猪废水中有机污染物经厌氧微生物降解、转化等作用有关<sup>[10]</sup>。

## 2.4 氮磷去除效果

如图 5 (a) 所示, AnMBR 进水中  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  质量浓度高达  $1\,300\sim 1\,660\text{ mg/L}$ 。经过厌氧消化后其质量浓度为  $1\,310\sim 1\,760\text{ mg/L}$ , 表明厌氧消化对  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  的去除效果不明显。厌氧产水经膜分离处理后, 废水中  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  的质量浓度下降到  $1\,200\sim 1\,620\text{ mg/L}$ , 去除率为  $7.0\%\sim 12.8\%$ 。在厌氧消化过程中,  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  去除率普遍不高, 其他相关研究也报道了类似的结果。DAI 等<sup>[15]</sup> 研究表明 AnMBR 对  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  的去除率约为  $13\%$ , 对总氮(TN)的去除率约为  $10\%$ 。闫林涛等<sup>[16]</sup> 表明采用 AnMBR 处理高质量浓度有机废水的研究发现进出水氨氮质量浓度相差不大, 其对氨氮基本无去除效果。由于部分氮源可能被微生物代谢利用并固定在污泥中, 同时 MBR 池中膜过滤可截留颗粒性氮源, 因此 AnMBR 系统表现出一定的  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  和 TN 去除效果, 在中温条件下, 高质量浓度  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  也可在弱碱环境中以气体的方式逸散<sup>[17]</sup>。此外, 厌氧消化的效果受游离氨质量浓度影响, 采用厌氧处理养猪废水, 当游离氨质量浓度为  $(180\pm 40)\text{ mg/L}$  时, COD 去除受到抑制, 去除率低于  $20\%$ <sup>[18]</sup>, 当游离氨质量浓度高于  $50\text{ mg/L}$  时会抑制厌氧消化<sup>[19]</sup>。参考相关公式<sup>[20-21]</sup> 换算后, 研究中进水的游离氨质量浓度为  $68.4\sim 83.6\text{ mg/L}$  ( $>50\text{ mg/L}$ ), 影响厌氧反应器中的化学需氧量去除效果。

附着在消化污泥上的磷可通过 MBR 池中膜的拦截作用去除<sup>[22]</sup>。图 5 (b) 反映了 AnMBR 进出水 TP 的变化。由于厌氧阶段为释磷过程, 因此厌氧消化阶段对 TP 几乎无去除效果, 与图 5 (b) 中所示结果一致。AnMBR 进水中 TP 质量浓度为  $(81.5\pm 16.5)\text{ mg/L}$ , 膜产水中 TP 质量浓度为  $(76.5\pm 14.5)\text{ mg/L}$ , 平均去除率约为  $6.1\%$ 。经 AnMBR 中试系统处理后的猪场废水中氮磷质量浓度仍较高, 农田灌溉水质标准 (GB 5084—2005) 未对养殖废水用作农田灌溉时的氮磷质量浓度作出要求, 因此出水可用于灌溉。随着  $t_{\text{HR}}$  缩短, AnMBR 出水中化学需氧量和氮磷质量浓度并未有明显波动, 表明该系统具有较稳定的去除效能。

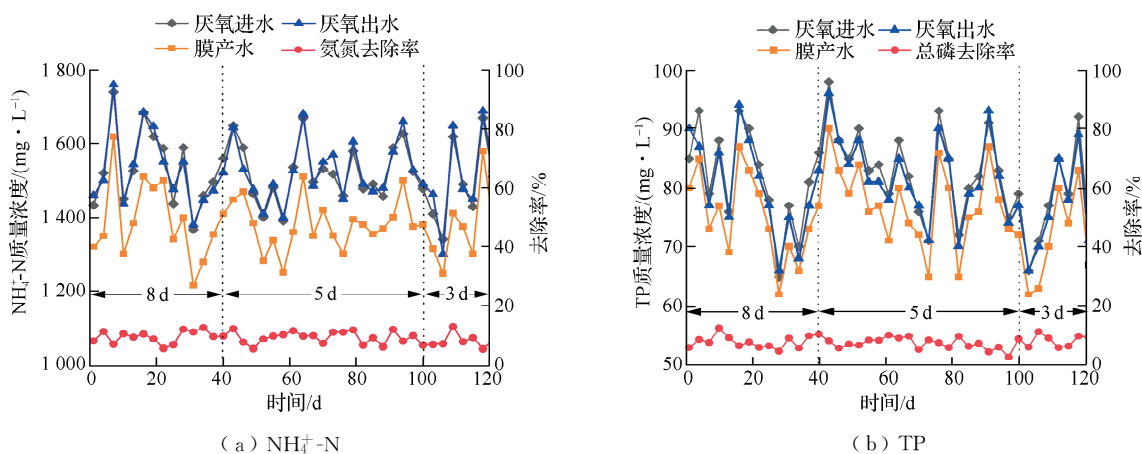


图 5 进出水中  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  和 TP 的质量浓度及去除率

Fig.5 Mass concentration and removal efficiency of  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  and TP

## 2.5 微生物群落结构演替分析

研究对 AnMBR 运行稳定期的消化液和启动调试期接种的厌氧消化液进行了采集, 分别标记为样品 1 和样品 2。通过对两组消化液中古菌和细菌进行高通量测序, 研究微生物多样性、菌落组成及丰

富度差异等信息,对比分析前后微生物群落和优势菌种的变化,从而进一步处理猪场养殖废水中主要的功能微生物。

2.5.1 古菌群落结构及多样性分析

古菌是一类能够在极端环境下生存,具有独特生物化学组成的微生物,环境中常见的古菌主要包括产甲烷古菌、硫酸盐还原古菌、嗜盐古菌以及嗜热古菌等<sup>[23]</sup>。在污水处理中厌氧生化过程的产甲烷菌是起主要作用的古菌,研究主要从门水平和属水平研究 AnMBR 反应器启动和运行期间古菌的种类、丰度以及其功能菌群。

基于操作分类单位分类法,利用 Alpha 多样性分析方法对样品中的物种多样性进行分析,包括 Shannon 指数、Chao 指数、Ace 指数、Simpson 指数、Shannoneven 指数等。通常采用 Ace 指数和 Chao 指数来反映微生物种类丰度,而微生物多样性则较多采用 Shannon 指数和 Simpson 指数反映,Shannoneven 指数是反映物种个体数目在群落中分配均匀程度的指数,是指一个群落或生境中全部物种个体数目的分配状况<sup>[24]</sup>,以此来对不同运行阶段下微生物群落结构进行分析。样品 1 和样品 2 的古菌多样性指数见表 2。

表 2 古菌多样性指数  
Table 2 Microbial community diversity index of the Archaea

样品	序列片段数量	操作分类单位	Shannon 指数	Chao 指数	Ace 指数	Simpson 指数	Shannoneven 指数	覆盖度
样品 1	56 975	48	2.10	48.0	48.29	0.21	0.54	1.0
样品 2	63 742		2.51		48.00	0.10	0.65	

由表 2 可以看出,Ace 指数和 Chao 指数变化不明显,表明样品中微生物种类丰富度区别不是很大,但从 Shannon 指数和 Simpson 指数的变化可以看出微生物多样性在下降。在 AnMBR 工艺中的古菌主要属于产甲烷菌,而产甲烷菌对环境要求比较严格,启动调试前期接种的消化污泥在原系统中生存比较稳定,生物多样性丰富;随着新系统的调试运行,生存环境逐渐稳定,不同类型产甲烷菌在驯化过程中的适应能力不一样,形成的优势菌种也有所区别,造成多样性下降。

属水平古菌群落组成如图 6 所示,可以看出在 AnMBR 运行稳定时占主导优势的古菌主要有甲烷丝菌属 (*Methanothrix*)、甲烷螺菌属 (*Methanospirillum*)、甲烷短杆菌属 (*Methanobrevibacter*)、甲烷球菌属 (*Methanomassiliicoccus*),而调试运行过程接种的消化污泥来自传统厌氧反应器,其中占主导优势的主要有甲烷囊菌属 (*Methanoculleus*)、甲烷丝菌属 (*Methanothrix*)、甲烷螺菌属 (*Methanospirillum*)、甲烷球菌属 (*Methanomassiliicoccus*)。研究表明甲烷丝菌属常存在于颗粒污泥中,说明 AnMBR 反应器适合高有机负荷的环境。对于氢型产甲烷菌来说,AnMBR 中的甲烷螺菌属和甲烷短杆菌属相对丰度要高于传统厌氧工艺,而传统厌氧工艺中甲烷囊菌属与甲烷球菌属相对丰度要高于 AnMBR,造成这种区别的主要原因是厌氧消化温度存在差异,AnMBR 在中温 (35~40℃) 条件

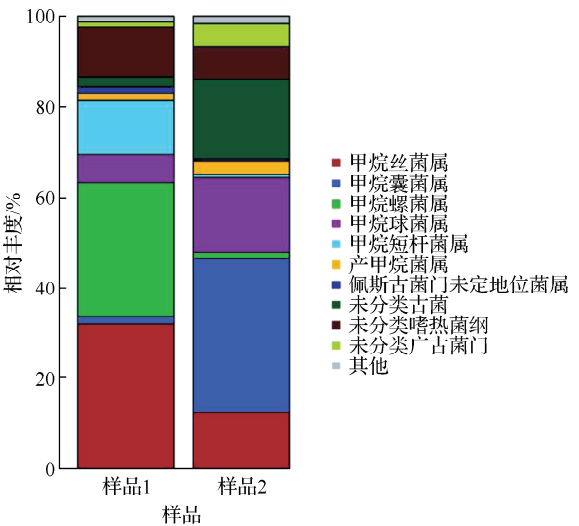


图 6 属水平古菌群落组成  
Fig.6 Archaea community structure on genus level

于 AnMBR,造成这种区别的主要原因是厌氧消化温度存在差异,AnMBR 在中温 (35~40℃) 条件



下进行，传统厌氧消化在常温下进行。

2.5.2 细菌测序结果及多样性分析

厌氧工艺中除含有古菌外还含有大量细菌。细菌是一类单细胞原核微生物，具有结构简单、微小个体、没有真正细胞核的特点，在自然界中分布广泛，参与大自然中物质循环<sup>[25]</sup>，是污水处理的主要功能菌群。研究主要从门水平和属水平对 AnMBR 消化液中细菌的群落组成、变化以及其功能菌群进行研究。由于样品 2 来自传统厌氧反应器，故检测结果可反映 AnMBR 与传统厌氧反应器中细菌种类的区别。

表 3 反映了样本细菌多样性指数。在 Alpha 多样性分析中可以看出，在用来估计微生物物种总数的 Chao 指数和 Ace 指数上，样品 1 的 Chao 指数和 Ace 指数均大于样品 2 的 Chao 指数和 Ace 指数。而用来估算微生物多样性的 Shannon 指数和 Simpson 指数，样品 1 的 Shannon 指数>样品 2 的 Shannon 指数，样品 1 的 Simpson 指数<样品 2 的 Simpson 指数。Shannon 指数值越大，说明群落多样性越高，Simpson 指数值越大，说明群落多样性越低，因此在 AnMBR 运行稳定期，不管是细菌总数还是菌落多样性均多于启动调试期，也说明了 AnMBR 的细菌种类数要多于传统厌氧反应器，所以其耐负荷能力、降解污染物效率均要优于传统厌氧反应器。

门水平和属水平的细菌群落组成如图 7 所示。图 7（a）为细菌在门水平上的群落组成，在 AnMBR 的启动期间，样品 2 中细菌门的物种和相对丰度差异较大，主要的物种是单一的，而稳定阶段细菌门的差异很小，且优势菌种门类多。两组样品中共同的优势菌门为变形菌门（*Proteobacteria*），

表 3 细菌多样性指数

Table 3 Microbial community diversity index of the bacteria

样品	序列片段 数量	操作分类 单位	Shannon 指数	Chao 指数	Ace 指数	Simpson 指数	Shannoneven 指数	覆盖度
样品 1	22 277	249	4.27	253.2	250.96	0.03	0.77	1.0
样品 2	51 549	103	1.80	103.0	0.00	0.45	0.39	

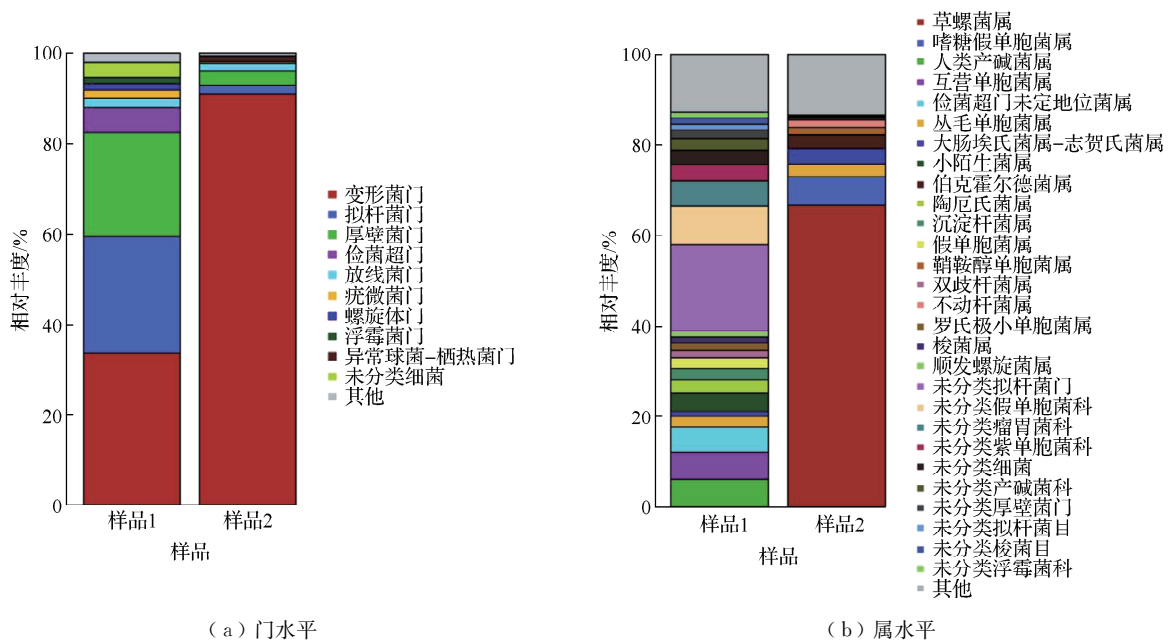


图 7 门水平和属水平的细菌群落组成

Fig.7 Bacteria community structure in phylum and genus level

是污水生化处理中常见的优势菌种<sup>[26]</sup>。而 AnMBR 中还有两类优势菌门,分别是拟杆菌门 (*Bacteroidetes*) 和厚壁菌门 (*Firmicutes*)。变形菌门是 MBR 系统中的主要优势菌种,能够有效降解废水中的有机物,而厚壁菌门和拟杆菌门能够降解复杂有机物<sup>[27-28]</sup>,结果表明系统中富集了降解有机物的细菌,与图 3 中化学需氧量的降解趋势相符。

图 7 (b) 为样品中细菌群落结构在属水平上的组成。两组样品在属分类的水平上差距较大。其中 AnMBR 运行稳定阶段的优势菌种主要有互营单胞菌属 (*Syntrophomonas*), 调试运行阶段接种污泥样品中的优势菌种主要有草螺菌属 (*Herbaspirillum*)、嗜糖假单胞菌属 (*Pelomonas*)。有研究表明,互营单胞菌属在以丁酸为碳源的厌氧消化反应器中对氯四环素具有耐受性,不影响丁酸的降解率,也不会造成代谢产物的积累,从而影响甲烷的产量。草螺菌属是一类嗜用有机酸且耐性强的微需氧固氮菌,可利用多种碳源,如己糖、戊糖、葡聚糖等作为基质,属于芽单胞菌门,其丰度会随着厌氧反应器运行稳定性的增加而降低,反映了在属水平上,细菌群落结构仍然以降解有机物的功能菌为优势细菌,表明系统的主要功能为化学需氧量降解,与 2.2 中结果一致。

### 3 结 论

1) 采用外部浸没式 AnMBR 处理猪场养殖废水,反应器内的  $\rho(\text{MLSS})$  与  $\rho(\text{MLVSS})$  均呈现逐步上升趋势,  $\rho(\text{MLVSS})/\rho(\text{MLSS})$  的值始终保持在 0.40~0.85, 且厌氧污泥能够保持较高的活性和稳定性。

2) AnMBR 对 COD 和 DOM 的去除效果良好,抗冲击负荷能力强。在  $t_{\text{HR}}$  为 5 d 时,厌氧消化对总 COD 去除率最高可达 61.2%。经膜拦截后,总 COD 去除率达  $80\% \pm 6\%$ , SCOD 去除效果明显,占总 COD 去除率的 55%。废水中的 DOM 主要具有类富里酸的荧光特征,经过处理后的特征峰强度有所减弱,并且随着  $t_{\text{HR}}$  的延长减弱趋势更加明显。

3) 系统对  $\text{NH}_4^+-\text{N}$ , TP 的去除效果不明显,主要是因为系统始终处于厌氧环境,不满足氮磷去除过程中所需的有氧环境,但富含氮磷的营养肥水适合还田。

4) 在 AnMBR 运行稳定期中,古菌中甲烷丝菌和甲烷螺菌占优势,而在启动调试期的样品中甲烷囊菌占优势。AnMBR 运行稳定期的细菌总数和群落多样性均多于启动调试期,说明 AnMBR 的细菌种类数要多于传统厌氧反应器。

### 参考文献:

- [1] 陈广银,董金竹,吴佩,等. 不同贮存方式对猪粪水理化特性的影响[J]. 华南农业大学学报, 2022, 43(4): 38-46.
- [2] 张慧风,王雅茜. 规模化养猪场废水处理分析及污染治理对策[J]. 中国资源综合利用, 2021, 39(4): 183-185.
- [3] CHENG D L, NGO H H, GUO W S, et al. Bioprocessing for elimination antibiotics and hormones from swine wastewater[J]. Science of the Total Environment, 2018, 621: 1664-1682.
- [4] 董良飞,周凯迪. 新型厌氧膜生物反应器城市污泥消化研究[J]. 常州大学学报(自然科学版), 2018, 30(1): 1-8.
- [5] 乔文广,史会莹. 厌氧膜生物反应器污水处理技术的研究现状与发展前景[J]. 环境与发展, 2019, 31(7): 85-87.
- [6] 葛玉龙,刘会东,周强,等. 中试厌氧膜生物反应器处理养猪废水[J]. 环境工程学报, 2022, 16(10): 3460-3468.
- [7] 王潇,肖小兰,许之扬,等. AnMBR 对高浓度餐厨废水的处理效能[J]. 环境工程学报, 2022, 16(11): 3728-3738.
- [8] 王亮,规模化猪场养殖废水高效脱氮除磷技术探究[D]. 杭州: 浙江大学, 2013.
- [9] 韩伟铖,颜成,周立祥. 规模化猪场废水常规生化处理的效果及原因剖析[J]. 农业环境科学学报, 2017, 36(5): 989-995.
- [10] 邵一奇,王电站,颜成,等. 厌氧消化对猪场废水中溶解性和颗粒态有机物的组成与性质的影响[J]. 南京农业大

- 学学报, 2019, 42(4): 713-720.
- [11] LEE S M, JUNG J Y, CHUNG Y C. Novel method for enhancing permeate flux of submerged membrane system in two-phase anaerobic reactor[J]. *Water Research*, 2001, 35(2): 471-477.
- [12] JIANG M M, WESTERHOLM M, QIAO W, et al. High rate anaerobic digestion of swine wastewater in an anaerobic membrane bioreactor[J]. *Energy*, 2020, 193: 116783.
- [13] 金鹏康, 刘柯君, 王先宝. 慢速可生物降解有机物的转化特性及利用[J]. *环境工程学报*, 2016, 10(5): 2168-2174.
- [14] ZHU B Q, PENNELL S A, RYAN D K. Characterizing the interaction between uranyl ion and soil fulvic acid using parallel factor analysis and a two-site fluorescence quenching model[J]. *Microchemical Journal*, 2014, 115: 51-57.
- [15] DAI W C, XU X C, LIU B, et al. Toward energy-neutral wastewater treatment: a membrane combined process of anaerobic digestion and nitrification-anammox for biogas recovery and nitrogen removal[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2015, 279: 725-734.
- [16] 闫林涛, 黄振兴, 肖小兰, 等. 厌氧膜生物反应器处理高浓度有机废水的中试研究[J]. *食品与生物技术学报*, 2015, 34(12): 1248-1255.
- [17] 田林, 吴冰, 戴晓虎, 等. 中温厌氧膜生物反应器处理高浓度有机废水的启动特性研究[J]. *中国科技信息*, 2016, 15(1): 20-22.
- [18] 唐崇俭, 郑平, 金仁村, 等. 猪场废水厌氧生物处理 FAN 抑制及其调控对策的研究[J]. *高校化学工程学报*, 2008, 22(4): 697-702.
- [19] SOSSA K, ALARCÓN M, ASPÉ E, et al. Effect of ammonia on the methanogenic activity of methylaminotrophic methane producing archaea enriched biofilm[J]. *Anaerobe*, 2004, 10(1): 13-18.
- [20] 刘博. MBR 脱氮效果比较研究[J]. *常州大学学报(自然科学版)*, 2014, 26(4): 72-75.
- [21] NIU Q G, HOJO T, QIAO W, et al. Characterization of methanogenesis, acidogenesis and hydrolysis in thermophilic methane fermentation of chicken manure[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2014, 244: 587-596.
- [22] 宁建凤, 陈家欢, 李盟军, 等. 规模化猪场新建厌氧发酵系统对废水氮、磷养分的处理效应[J]. *广东农业科学*, 2015, 42(23): 5-11.
- [23] 卢瑶. IC 厌氧反应器运行过程微生物群落演替及功能的研究[D]. 南昌: 南昌大学, 2018.
- [24] OUYANG E M, LU Y, OUYANG J T, et al. Bacterial community analysis of anoxic/aeration (A/O) system in a combined process for gibberellin wastewater treatment[J]. *PLoS One*, 2017, 12(10): e0186743.
- [25] 赵兴青, 成艳, 孙秀云, 等. 碳酸盐矿化菌固结重金属离子  $\text{Cu}^{2+}$  的研究[J]. *常州大学学报(自然科学版)*, 2018, 30(1): 15-21.
- [26] 周娅. 改良型厌氧颗粒污泥膨胀床反应器处理造纸废水的试验研究[D]. 郑州: 郑州大学, 2020.
- [27] 罗玲. 膜生物反应器(MBR)处理钨冶炼废水效能及膜污染特性研究[D]. 赣州: 江西理工大学, 2021.
- [28] 焦新萌. 基于微生物群体感应的 MBR 处理含盐生活污水效能及膜污染变化和控制研究[D]. 济南: 济南大学, 2021.

(责任编辑:周安迪)