

任建军,朱李霞,尹冬敏,等.典型抗生素菌渣厌氧发酵性能和物料转化特性 [J]. 中国环境科学, 2025,45(3):1375-1384.

Ren J J, Zhu L X, Yin D M, et al. Methane production potential and material flow for anaerobic digestion of typical antibiotic fermentation residues [J]. China Environmental Science, 2025,45(3):1375-1384.

典型抗生素菌渣厌氧发酵性能和物料转化特性

任建军¹,朱李霞^{1,2},尹冬敏^{1*},毛洪刚^{1,2},呼和涛力¹,牛东泽¹,李春雨¹,唐睿¹,夏禧龙¹ (1.常州大学城乡矿山研究院,常州市生物质绿色安全高值利用技术重点实验室,江苏 常州 213164; 2.常州大学药学院、生物与食品工程学院,江苏 常州 213164)

摘要: 为探究抗生素菌渣(Antibiotic fermentation residue, AFR)作为单一底物厌氧资源化利用的可行性,以经过脱抗处理的红霉素菌渣(EFR),头孢菌素菌渣(CFR)和青霉素菌渣(PFR)3种典型的大宗 AFR 为原料,开展中温(35±1°C)条件下的产甲烷潜能和动力学试验,探究不同抗生素菌渣厌氧发酵的基本特性.通过原料组成,物料平衡及相关性分析等解析不同菌渣厌氧甲烷发酵的共性与特征.研究表明,EFR 具有最高的产甲烷潜能,约为 226mL/g VS,比 CFR 和 PFR 分别高 27.0%和 20.2%.不同菌渣在厌氧发酵中表现出明显的动力学特性和代谢活动差异,PFR 具有最大的产沼气速率为 13.2mL/(g VS·d).EFR 具有明显的两阶段特征,一级动力学常数 K_1 和 K_2 分别为 0.0336 和 0.2012d⁻¹.物料衡算验证了实验结果的可靠性,难溶性物质剩余量对厌氧系统的启动和稳定性具有重要影响.结合相关性分析,菌渣的 SCOD/TCOD、C/N、蛋白质及脂肪含量等指标是评估其在厌氧发酵中性能的重要参数,说明优化菌渣特性可提高发酵效率.经脱抗处理的抗生素菌渣可作为厌氧发酵的单一基质,为菌渣的资源化处理提供了新的方案.

关键词: 抗生素菌渣; 厌氧发酵; 产气动力学; 物料平衡; 相关性分析

中图分类号: X705 文献标识码: A 文章编号: 1000-6923(2025)03-1375-10

Methane production potential and material flow for anaerobic digestion of typical antibiotic fermentation residues. REN Jian-jun¹, ZHU Li-xia^{1,2}, YIN Dong-min^{1*}, MAO Hong-gang^{1,2}, HUHE Tao-li¹, NIU Dong-ze¹, LI Chun-yu¹, TANG Rui¹, XIA Xi-long¹ (1.Changzhou Key Laboratory of Biomass Green, Safe & High Value Utilization, Institute of Urban and Rural Mining, Changzhou University, Changzhou 213164, China; 2.School of Pharmacy & School of Biological and Food Engineering, Changzhou University, Changzhou 213164, China). *China Environmental Science*, 2025,45(3): 1375~1384

Abstract: To investigate the feasibility of anaerobic digestion of antibiotic fermentation residues (AFR) as sole substrates, several typical AFR, including erythromycin fermentation residue (EFR), cephalosporin fermentation residue (CFR), and penicillin fermentation residue (PFR) were chosen as raw materials for digestion in this study. Batch assays of methane production potential and kinetics experiments were conducted at mesophilic temperature (35±1°C) to explore the basic characteristics of anaerobic digestion of different AFR. Mass balance and correlations between basic characteristics of raw materials and digestion performance were compared and contrasted. Results showed that EFR had the highest methane production potential, approximately 226mL/g VS, which was 27.0% and 20.2% higher than CFR and PFR, respectively. Distinct kinetic characteristics and metabolic activity differences were exhibited by different antibiotic fermentation residues during anaerobic fermentation. The highest biogas production rate, which was 13.2mL/(g VS·d), was found in PFR. A clear two-stage characteristic was exhibited by EFR, with the first-order kinetic constants K_1 and K_2 being 0.0336 and 0.2012d⁻¹, respectively. Material balance verification confirmed the reliability of the experimental results, and the remaining insoluble substances significantly impact the startup and stability of the anaerobic system. Correlation analysis indicated that the parameters of SCOD/TCOD, C/N, protein, and fat content in the fermentation residues are important for assessing their performance in anaerobic fermentation, suggesting that optimizing the characteristics of the fermentation residues can improve fermentation efficiency. It was demonstrated that antibiotic fermentation residues treated with antibiotic removal can serve as a single substrate for anaerobic fermentation, providing a new solution for the resource utilization of fermentation residues.

Key words: antibiotic fermentation residues; anaerobic digestion; biogas production dynamics; mass balance; correlation analysis

收稿日期: 2024-08-20

基金项目: 常州市应用基础研究计划项目(CJ20235062);常州市领军型创新人才引进培育项目(CQ20230112);江苏省高等学校基础科学(自然科学)研究重大项目(23KJA610001);国家自然科学基金资助项目(32002210)

* 责任作者, 讲师, ydm1993@cczu.edu.cn

抗生素菌渣(AFR)是抗生素生产的主要副产物,主要由未被利用的底物,菌丝体和残留抗生素组成。据估计,每生产 1t 的抗生素,约产生 8~10t 的 AFR,由此,我国每年产生 AFR 可达数百万吨^[1-2]。目前,水热预处理(120~160°C,30~60min)是最为安全有效的降解 AFR 中残留抗生素的方法^[3-4],可避免抗生素和抗性基因的传播,但脱抗菌渣后续资源化利用问题还有待进一步研究^[5]。

脱抗处理后的 AFR 干基组分中有机质含量占比 80%以上,主要包括多糖^[6]、粗蛋白、粗脂肪、粗纤维、钙和磷等^[7],是优质的生物质资源。传统工艺中常采用好氧堆肥的方式利用 AFR。尽管原始 AFR 中的大部分抗生素残留可以通过预处理过程去除,但并不能完全避免堆肥过程中 ARGs 丰度的增加^[8]。另一方面,AFR 含水率通常在 90%左右^[9],C/N 约为 4-8,用于堆肥时需要大量秸秆等辅料调节原料的含水率和 C/N^[10-11],这对于堆肥工艺的应用推广也形成了一定的地域限制。因此,开发新的 AFR 利用方式对于其资源化利用具有重要的现实意义。与好氧堆肥相比,厌氧发酵因其具有更低的温室气体排放量,更小的环境影响和较高的经济效益^[12]而被广泛应用于高含水有机固体废弃物的资源化利用^[13-14]。AFR 作为一种潜在的厌氧发酵原料,在减量化和资源化方面展现出巨大潜力。前人研究表明^[15],通过厌氧发酵可以从 EFR 中回收增值化学品,实现 EFR 处置和资源回收的双重好处。Yang 等^[16]通过研究头孢菌素菌渣的暗发酵产氢,展示了将废弃物转化为可再生能源的潜力。

在实际应用中仍面临一些挑战和局限。首先,AFR 中的有机质组成复杂,包括未完全利用的培养基、菌体代谢产物等,这些组分的生物降解性和转化率差异较大,从而影响了整体的发酵性

能^[13,17]。其次,AFR 中低 C/N 的特性导致发酵过程中产生的某些成分,会对厌氧发酵系统产生抑制作用^[18]。这些物质的积累不仅会抑制产甲烷菌的活动,还会影响整个厌氧发酵系统的稳定性与效率^[19-20]。再次,AFR 的来源多样性也增加了厌氧发酵工艺优化的复杂性。不同抗生素的生产过程不尽相同,可能导致 AFR 的化学成分和物理特性存在差异,即使是同一来源的 AFR,由于生产批次、所用原料、发酵条件等因素的不同,其特性也可能有所不同。这种差异性要求厌氧发酵工艺必须具有适应性和灵活性,以应对不同 AFR 的特性^[21]。针对以上挑战,进行不同 AFR 厌氧发酵性能的深入研究显得尤为关键。这不仅有助于揭示不同 AFR 的有机质组成特性,评估其在厌氧发酵过程中的转化效率,还能探索潜在的抑制或促进因素,为优化厌氧发酵工艺,提高处理效率提供科学依据。

本文选取水热脱抗处理的红霉素菌渣(EFR),头孢菌素菌渣(CFR)和青霉素菌渣(PFR)3 种典型的大宗 AFR 为原料,分别开展中温条件下的厌氧消化批次试验,通过监测反应过程中的各项参数,利用修正的 Gompertz 模型和一级动力学模型进行产甲烷动力学分析,研究中温条件下 3 种 AFR 的产甲烷潜能和产气动力学特征。通过物料衡算与四阶段动力学计算,解析 3 种 AFR 厌氧发酵物料转化特征。同时,采用相关性分析和主成分分析研究不同 AFR 基本理化指标与物料转化之间的相关关系,探究不同 AFR 厌氧资源化利用的普适性规律,为抗生素菌渣的生物资源化处理提供理论和数据支撑。

1 材料与方法

1.1 发酵原料和接种污泥

表 1 原料和接种污泥的基本理化特性

Table 1 Basic characteristics of substrates and inoculum

参数	单位	EFR	CFR	PFR	接种污泥
TS	g/L, w.w.	132±2.0	120±2.0	113±1.0	28.8±0.1
VS	g/L, w.w.	103±2.0	110±2.0	105±1.0	13.6±0.2
VS/TS	%, w.w.	77.95±0.03	92.21±0.37	93.22±0.09	-
SS	g/L, w.w.	76.1±4.2	73.2±5.8	61.8±2.8	22.8±1.2
VSS	g/L, w.w.	57.4±2.8	69.2±5.5	59.7±2.8	12.3±1.3
pH	g/L, w.w.	5.86±0.01	4.24±0.01	6.12±0.01	8.62±0.01
TCOD	g/L, w.w.	106.4±2.3	113.5±7.1	110.2±3.4	15.3±0.4
SCOD	g/L, w.w.	33.7±0.4	31.5±1.1	52.0±0.3	2.5±0.2

续表 1

参数	单位	EFR	CFR	PFR	接种污泥
SCOD/TCOD	%, w.w.	31.65±1.07	27.81±1.49	47.19±1.64	-
氨氮	mg/L, w.w.	21.6±1.4	162.6±1.1	143.2±0.8	54.0±0.2
乳酸	g/L, w.w.	0.31±0.02	0.21±0.01	0.31±0.01	-
乙酸	g/L, w.w.	1.47±0.04	0.30±0.01	1.59±0.02	0.05±0.01
丙酸	g/L, w.w.	0.56±0.01	0.08±0.01	0.68±0.01	-
异丁酸	g/L, w.w.	0.51±0.01	-	-	-
正丁酸	g/L, w.w.	2.69±0.02	0.33±0.01	1.88±0.01	-
异戊酸	g/L, w.w.	1.01±0.01	0.56±0.01	0.47±0.01	0.02±0.01
VFA	g/L, w.w.	6.56±0.09	1.47±0.01	4.93±0.03	0.07±0.10
C	%, d.w.	42.71±0.21	45.45±0.24	43.73±0.22	-
H	%, d.w.	5.77±0.03	6.88±0.04	6.43±0.03	-
O	%, d.w.	44.48±0.13	38.15±0.14	39.12±0.12	-
N	%, d.w.	5.68±0.02	8.00±0.06	9.88±0.04	-
C/N	-	7.52±0.05	6.88±0.04	4.43±0.02	-
蛋白质	g/L, w.w.	0.25±0.05	2.05±0.21	0.87±0.17	-
脂肪	g/L, w.w.	1.07±0.03	0.79±0.04	0.46±0.02	-
碳水化合物	g/L, w.w.	1.23±0.12	0.97±0.01	0.92±0.01	-

注: 数值为平均值±标准偏差;w.w.:Wet weight,湿基;d.w.:Dry weight,干基;TS:Total solids,总固形物含量;VS:Volatile solids,可挥发性总固形物含量;SS:Suspended solids,悬浮固形物;VSS:Volatile suspended solids,可挥发性悬浮固形物;TCOD:Total Chemical Oxygen Demand,总化学需氧量;SCOD:Soluble Chemical Oxygen Demand,溶解性化学需氧量;VFA:Volatile fatty acids,挥发性脂肪酸;C/N:碳氮比;-表示未获得数据。

AFR 原料均取自中国西北某抗生素原料药生产厂,EFR 和 CFR 为将新鲜菌渣板框过滤后加热至 160℃,保持 60min 去除抗生素和抗性基因后所得,PFR 为 120℃,60min 脱抗处理所得,其抗生素残留浓度均达到检测线以下(<1ng/mL)。为方便保存和运输,将脱抗菌渣进行喷雾干燥.EFR,CFR 和 PFR 干粉的总固体含量(TS)分别为 983,969 和 983g/kg,挥发性固形物(VS)含量分别为对应 TS 的 78%,92%和 93%,表明 3 种菌渣中的有机质含量均较高,是优质的生物质资源.本实验所用接种污泥取自实验室长期连续稳定运行的 70L 中温(35℃)全混式反应器,取回后置于恒温摇床培养箱中活化一周备用.发酵原料和接种污泥基本性质见表 1.

1.2 实验设计

设置 3 个不同发酵原料的实验组,每组有 3 个平行试验.将 VS 浓度约为 100g/L 的 EFR,CFR,PFR 溶液分别与接种污泥按照 3:1(1g VS 的 AFR 和 0.33g VS 污泥)的比例混合加入 120mL 血清瓶中,混匀后加入去离子水至 100mL,上部空间通入氮气 30s 吹出空气,创造严格的厌氧环境,迅速用橡胶塞密封瓶口,用封口钳将铝盖扣紧,所有血清瓶编号后置于水浴锅中,保持(35±1)℃恒温进行发酵.在发酵

过程中定期测定产气量和气体组分,至单次产气量少于累积产气量的 5%时结束试验,共进行了 54d.实验结束后测发酵液的氨氮,VFA,总化学需氧量(TCOD),可溶性化学需氧量(SCOD)等理化指标.以不加任何 AFR 底物、只添加接种污泥和水的血清瓶为空白对照.

1.3 检测项目及方法

TS,VS,悬浮固形物(SS),可挥发性悬浮固形物(VSS)的测定采用重量分析法^[22-23];发酵液的 pH 值采用台式 pH 计(Mettler Toledo,上海)测定;3 种 AFR 中 C、H、O、N 等元素采用元素分析仪(PerkinElmer,美国)测定;NH₄⁺-N 采用苯酚-次氯酸钠光度法测定,使用紫外分光光度计(Shimadzu,日本)测定吸光度值;采用重铬酸钾法测定 COD 浓度.碳水化合物和脂肪的测试与分析方法参考前人的研究^[24].发酵过程中所产沼气体积用玻璃针筒注射器计量,并转为标准状态下(标准大气压,0℃)的体积.沼气成分(N₂,CH₄,CO₂,H₂)采用气相色谱仪(磐诺仪器,常州)测定.VFA 各组分(乙酸、丙酸、异丁酸、丁酸、异戊酸、戊酸和己酸)浓度由高效液相色谱仪(ThermoFisher Scientific,美国)测定.

1.4 计算与分析

将发酵过程中不同 AFR 的产气数据进行模型

拟合,累积沼气产量可以用修正的 Gompertz 模型,如式(1)所示:

$$P = P_0 e^{-e^{-\frac{R_{\max} \cdot e^{-(\lambda-t)}}{d}}}$$
 (1)

式中: P 为 t 时刻的累积气体产量, mL/g VS; P_0 为最大甲烷产能潜能, mL/g VS; R_{\max} 为最大产甲烷速率, mL/(g VS·d); λ 为迟滞期, d; t 为实验持续的时间, d; e 为自然常数, $e \approx 2.7183$.

甲烷发酵的产气速率采用一级动力学模型进行拟合, 如式(2)所示:

$$\ln\left[\frac{C_{s_0}}{C_s}\right] = k \cdot t$$
 (2)

式中: C_{s_0} 是最大产气量, mL/g VS; C_s 为最大产气量减去 t 时刻的累积产气量, mL/g VS; k 为速率常数, d^{-1} ; t 是产气时间, d.

采用 Origin2021 非线性拟合获得厌氧发酵累积沼气和甲烷产量曲线动力学参数, 线性拟合获得一级动力学参数.

四阶段转化率是基于 COD 的转化率以及接种物的添加量来评估水解, 酸化, 乙酸化和甲烷化代谢活动的参数^[25-26], 如式(3)所示:

$$\text{Activity} = -\frac{1}{\rho(\text{VSS})} \cdot \frac{d\rho(\text{COD})}{dt} (\text{g COD/g VSS} \cdot \text{d})$$
 (3)

式中:VSS 是每个反应器中添加的接种物含量, g/L; COD 是发酵结束时血清瓶中 SCOD, VFA, 乙酸残留或生成甲烷的量, g.

2 结果与讨论

2.1 产气速率与产气潜能

在实验过程中测得的甲烷含量如图 1 所示, 沼气和甲烷含量越高, 其品质越高^[27-28]. 随着厌氧发酵运行时间的增加, 甲烷含量呈现明显的上升趋势. 在发酵第一周的甲烷含量仅为 15%~20%, 除了由于试验初期上部空间充满 N_2 外, 还因为厌氧微生物需要适应系统环境, 水解酸化细菌的生长繁殖速度较产甲烷菌快, 使得 CO_2 浓度先升高后下降^[29]. 随着发酵的进行, 产酸菌会产生乙酸, 随后产甲烷菌逐渐占优势, 转化利用产酸菌产生的 VFA, 从而使得甲烷含量逐渐升高. 发酵进行至第 5 周后, 甲烷含量趋于稳定, 3 种 AFR 均保持在 80% 左右, 表明厌氧系统处于

稳定状态. 这与 Liao 等^[28]报道的采用甘蓝废弃物进行厌氧发酵得到的甲烷含量峰值相近(78.1%), 且高于牛粪与玉米秸秆厌氧共消化达到的甲烷峰值组分(50%~70%)^[30], 这表明 3 种菌渣均能通过厌氧发酵产生高质量的沼气.

在中温(35℃)条件下, EFR, CFR 和 PFR 的厌氧产气潜能与日产气速率如图 2 所示. PFR 具有最大的产气峰值, 为 22.2 mL/(g VS·d), 最高的产沼气速率 R_{\max} 达到 13.2 mL/(g VS·d), 比 EFR 和 CFR 分别高出 71.4% 和 36.1%. 可能是因为 PFR 具有较高的 SCOD/TCOD(47.2%), 为厌氧发酵初期微生物的快速增殖提供了易于降解的溶解性有机质(低聚糖、可溶性单糖等), 从而促进了产甲烷菌的活性表达^[15, 19]. 相反, CFR 的 SCOD/TCOD 较低, 仅为 27.8%, 意味着其底物中包含较多难溶性物质, 这可能是造成 CFR 较低的生物降解率和产气速率的直接原因. 与 CFR 和 PFR 相比, EFR 产气迟滞期(λ)最长, 为 6.6d, 整个发酵过程中没有明显的产气高峰, 日产气量相对稳定, 在 8.3~11.0 mL/(g VS·d), 呈现了间歇性的厌氧发酵特性. 这是由于厌氧发酵过程开始时可溶性有机物的可利用性不同造成的^[31].

对 EFR、CFR 和 PFR 3 种菌渣在中温条件下厌氧发酵产气进行修正的 Gompertz 模型拟合(表 2), 相关系数 R^2 在 0.988~0.996 之间, 表明拟合效果较好. 根据模型计算结果, 3 种 AFR 产沼气潜能分别为 376, 292, 320 mL/g VS, 对应的产甲烷潜能分别是 226, 178, 188 mL/g VS, 甲烷产量占总产气量的平均比例均为 60% 左右. 结果表明, 尽管 EFR 的产气速率相对较低, 但其产气持续时间较长, 使得 EFR 的累积沼气和甲烷产量最高, 比 CFR 和 PFR 分别高出 28.8% 和 17.5%, 表明 EFR 具有较好的持续产气能力, 需要适当延长厌氧发酵处理周期.

综上所述, 随着发酵时间的延长, 甲烷含量显著增加并最终稳定在 80% 左右, 证明了这 3 种 AFR 均能产生高质量的沼气. 3 种 AFR 的累积甲烷产量与牛粪(178 mL/g VS)^[32], 猪粪(161.3 mL/g VS)^[33] 及秸秆(221 mL/g VS)^[34] 等有机质产甲烷量相近, 且高于柑橘渣和茶渣共混的甲烷产量(143 mL/g VS), 表明 3 种 AFR 均具有良好的产甲烷潜能. 此外, 底物中溶解性有机物的可利用性对厌氧发酵过程中物料转化效率具有重要影响.

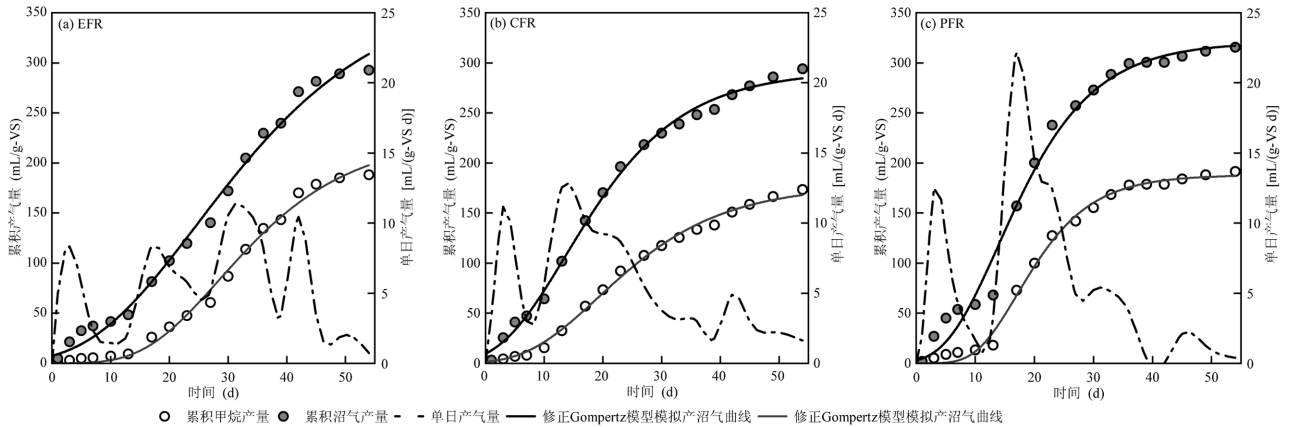


图 1 不同抗生素菌渣厌氧甲烷发酵气体组分的变化

Fig.1 Changes in biogas composition during anaerobic digestion process of different AFR

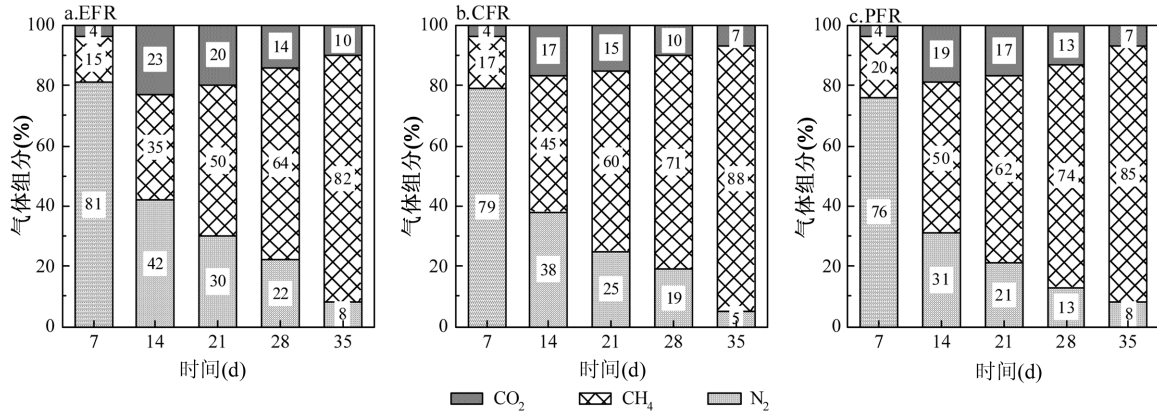


图 2 不同抗生素菌渣产气潜能和日产气速率

Fig.2 Biogas production potential and daily yield rates of different AFR

表 2 不同抗生素厌氧发酵产气潜能及修正的 Gompertz 模型拟合参数汇总

Table 2 Summary of biogas production potential and their kinetics using modified Gompertz model of different AFR

参数(单位)	EFR		CFR		PFR	
	累积沼气	累积甲烷	累积沼气	累积甲烷	累积沼气	累积甲烷
实际产气量(mL/g VS)	293±17	188±18	294±25	174±20	316±11	192±7
P_m (mL/g VS)	376±23	226±12	292±5	178±4	320±8	188±3
R_{max} [mL/(g VS·d)]	7.7±0.3	6.6±0.4	9.7±0.4	5.4±0.2	13.2±1.0	9.9±0.6
λ (d)	6.6±0.8	15.8±0.8	2.5±0.5	7.0±0.6	4.9±0.8	10.1±0.6
R^2	0.992	0.992	0.996	0.995	0.988	0.994

2.2 一级动力学模型

目前,生物质甲烷发酵的动力学研究通常采用一级动力学方程进行表征^[35-36],图 3 是 3 种 AFR 产气的一级动力学模型,表 3 列出了相关的动力学参数.由表 3 可知, R^2 在 0.902~0.973,线性拟和效果良好,表明发酵底物向甲烷转化的过程基本符合一级动力学模型.图 3a 显示,除产气迟滞期外,EFR 发酵的动力学常数 K_1 和 K_2 分别为 0.0336 和 0.2012d⁻¹,表现出明显的慢速产气期和快速产气期,具有明显的两阶

段特征.CFR 和 PFR 的发酵过程基本符合一级动力学特征,其动力学常数 K 分别为 0.0647 和 0.1052d⁻¹,产气速率优于 EFR 的慢速产气期,但比其快速产气期慢.EFR 中温发酵约在第 33d 进入快速产气期,快速产气速率是慢速产气期的 6 倍左右,与鸡粪厌氧发酵一致^[36].EFR 和鸡粪一样,EFR 中的有机质不易降解,水解过程受到抑制^[25].水解过程被认为是厌氧发酵过程中的限速步骤^[19].随着发酵的进行,产酸菌释放胞外酶,这些酶分解团聚体中的有机物,促进水

解^[37],提高底物的可利用性,增强发酵效率^[19].另一方面,EFR 在中温条件下的 K_2 显著高于鸡粪发酵的 $0.1392d^{-1}$,和餐厨垃圾单独发酵的 $0.1896d^{-1}$.表明 EFR 可作为厌氧发酵的优质原料.

总体而言,CFR 和 PFR 表现出较快的产气速率,且产气周期较 EFR 短.不同 AFR 厌氧发酵研究表明,PFR 表现出较快的产气速率,EFR 则具有明显的延迟产气特性.

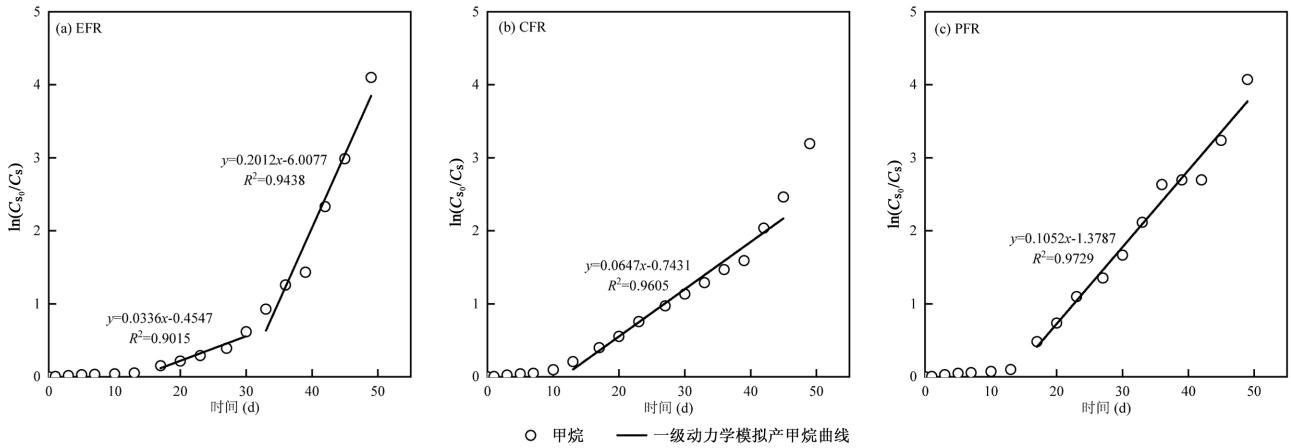


图 3 不同抗生素菌渣厌氧发酵的一级动力学模型拟合曲线

Fig.3 Fitted curves of biogas production of different AFR using first order model

表 3 一级动力学模型参数

Table 3 Kinetics of biogas production using first order model

基质	一级动力学常数 $K(d^{-1})$	R^2
EFR	0.0336	0.9015
EFR	0.2012	0.9438
CFR	0.0647	0.9605
PFR	0.1025	0.9729

2.3 物料平衡与物料转化

以进料 TCOD 量为 100%,通过计算 COD 转化为 CH_4 ,VFA,除 VFA 的水解部分,以及反应结束时未降解物质的 COD 值,确定系统的转化效率.试验中检出的 VFA 有乙酸,丙酸,丁酸,戊酸和己酸,根据对应的 COD 换算系数,计算出 VFA 在整个发酵液中的 COD 占比.以标准状态为基准,1g COD 可产生 350mL 甲烷.鉴于气体的体积受温度影响较大,采用克拉伯龙方程式^[24]对实验产生的 CH_4 进行归一化处理,以便更准确地评估甲烷产量.

图 4 为 3 种 AFR 在厌氧发酵过程中物料比例和转化情况,表 4 是发酵过程中的水解、酸化、乙酸化和甲烷化四阶段的微生物活性.EFR、CFR 和 PFR 原料中的未降解有机质占比分别为 68.5%、72.4%和 53.0%(图 4).到发酵结束时,剩余未降解有机质与初始 TCOD 的比值分别降低至 20.0%,39.1%和 29.4%,即 3 种 AFR 的水解转化率分别为 48.5%、

33.3%和 23.6%.从表 4 可以看出, EFR, CFR 和 PFR 的水解活性分别为 596,470 和 630mg-COD/(g VSS·d),均显著高于中温条件下鸡粪的水解活性(234mg COD/(g VSS·d))^[38],表明中温条件下,AFR 具有较好的水解特性.另一方面,不同 AFR 之间,PFR 的水解活性显著高于 EFR 和 CFR,但其总脂肪和总碳水含量较低(0.46 和 0.92g/L,表 1),且其剩余未降解有机质中高分子量有机质含量可能较多,难以被发酵菌利用,导致不溶性有机质水解率相对较低^[39].其次,CFR 较低的水解活性值,可能是由于其 SCOD/TCOD(27.8%)较低、基质中有机物以难降解或化学稳定性高的形式存在^[40-41].

与水解活性相似,3 种 AFR 的酸化活性中, PFR>EFR>CFR, 分别为 518,468,442mg COD/(g VSS·d),分别占水解活性的 82.2%,78.5%和 94.0%.VFA 是 AFR 在产酸菌作用下水解产生的低分子量含碳中间产物的主要成分^[19],也可以通过发酵工艺参数调节成为厌氧发酵的主产物.酸化活性与水解活性相近,说明在厌氧发酵过程中 AFR 中水解产生的可溶性物质,有大部分可以直接用于产生 VFA,对于 AFR 厌氧发酵过程的高效转化具有重要意义^[42].而乙酸化活性与酸化活性的相近表明 AFR 厌氧发酵中以 VFA 为终产物的发酵中,乙酸可成为 VFA 中

的主要组分。

在甲烷化过程中,3 种 AFR 经厌氧发酵后,分别消耗 0.54,0.50,0.55g COD 转化为甲烷,EFR, CFR 和 PFR 的甲烷转化率分别为 52.0%,47.9%和 51.7% (图 4),表明在本研究约 50%的有机质可转化为甲烷,高于采用鸡粪和仙人掌的混合物厌氧发酵达到的 TCOD 去除率(43%)^[43].表明 AFR 作为厌氧发酵的原料,均具有良好的产甲烷潜能.相应的,三种 AFR 的产甲烷活性与乙酸化活性完全一致,表明在

厌氧发酵系统中产生的乙酸能够被及时转化为甲烷^[44].同样的,在发酵结束时.系统中的 VFA 均能够被产甲烷菌利用.据此推测,提高酸化和乙酸化转化率是提高甲烷转化的关键.另一方面,在批式实验中,AFR 含有难降解的有机成分,在理想条件下也不易被完全降解.因此,在连续厌氧发酵实验中,合理调节有机负荷^[45-46]和水力停留时间^[47]对于避免有机质积聚、维持系统稳定和提高发酵效率是必要的^[34,48].

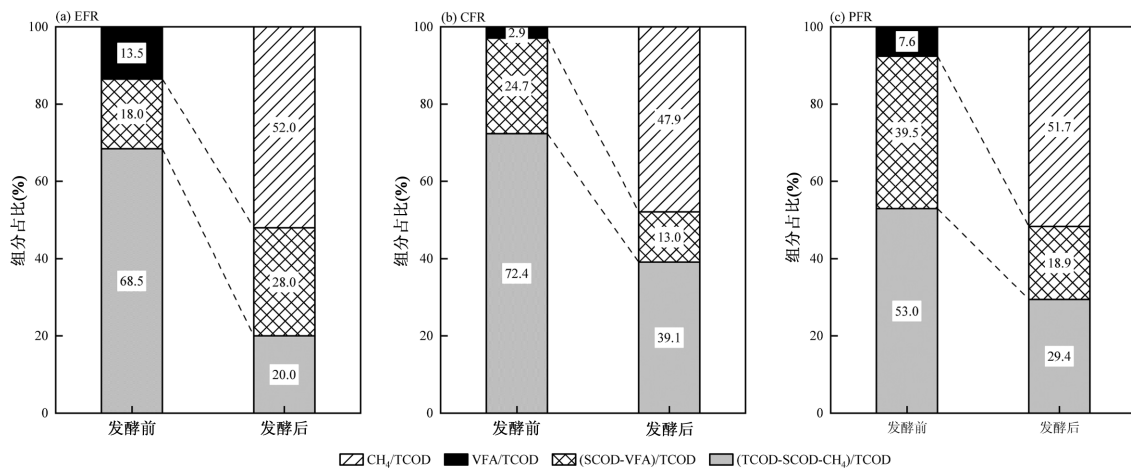


图 4 不同抗生素菌渣厌氧发酵前后基于 COD 的物料衡算

Fig.4 Mass balanced based on COD of different AFR before and after anaerobic digestion

表 4 三种菌渣厌氧发酵的水解、酸化、乙酸化和甲烷化活性

Table 4 Hydrolytic, acidogenic, acetogenic and methanogenic activities of different AFR

基质	水解 [mg COD/(g VSS·d)]	酸化 [mg COD/(g VSS·d)]	乙酸化 [mg COD/(g VSS·d)]	甲烷化 [mg COD/(g VSS·d)]
EFR	596±19	468±1	444±23	444±23
CFR	470±6	442±8	375±2	375±2
PFR	630±28	518±1	476±32	476±32

2.4 厌氧消化影响因素的相关性分析

图 5 以 AFR 特性为出发点,对单一 AFR 进行厌氧发酵过程中多个变量之间的关系进行分析和可视化,旨在确定其对发酵过程的影响.图 5a 选择选取 SCOD/TCOD、C/N 及 VFA 浓度等因子,进行主成分分析.分析结果显示,两个主成分因子(PCA1+PCA2)的贡献率达到了 97.3%,表明这些因子成功捕捉了影响发酵过程中的主要变量.图 5(a)揭示了三种 AFR 在主成分空间中的分布情况,研究发现,这些样本在 PCA 得分图中分布在 3 个不同的象限,表明样本间存在显著差异性^[49],这为进一步的相关性分析提供了基础.

图 5(b)为 Pearson 组间相关系数的热图,分析了

三种 AFR 的基础理化指标与其产气潜能及代谢活性之间的相关性.首先,AFR 的 SCOD/TCOD 与产气量、最大产沼气速率(R_{max})及代谢活性呈正相关.在本研究中,AFR 的 SCOD/TCOD 和 VS/TS 均处于适中范围,分别为 25%~50%和 75%~95%,表明 AFR 具有较好的生物可生化性^[50].其中,PFR 的 SCOD/TCOD 值最高,对应的 R_{max} 也最高(13.2mL/(g-VS·d)),表示原料中易于生物降解的有机物比例越高,可显著提高厌氧发酵速率和效率^[51],这也是采用电离辐射^[52]、水热处理^[15,40]等多种预处理手段提高原料中 SCOD 占比可提高有机质总体转化率的原因.具体而言,本研究中脂肪含量(0.4~1.1g/L)与产气量和

R_{\max} 呈负相关.其中 EFR 的脂肪含量(1.07g/L)最高,其厌氧发酵具有阶段性的特征,且产气速率较低,可能是由于漂浮疏水性脂质的积累,包裹并吸附到微生物表面,抑制了微生物的代谢活动^[53].另一方面,在较低 C/N(4~8)的范围内,蛋白质含量与水解活性呈负相关,具体表现在 CFR 的蛋白质含量最高,为 2.05g/L,显著高于 EFR(0.25g/L)和 PFR(0.87g/L),水解活性和产气量最低.据报道,基质中蛋白质含量越高越不易于水解,例如蛋肉类高蛋白基质餐厨垃圾的水解速度不足 0.10g/(g·d),产甲烷潜能相应较低^[54].值得注意的是,本研究中 AFR 的氨氮和蛋白质含量

与产气迟滞期(λ)呈负相关,与其他研究一致,蛋白质含量高的底物具有较短的 λ ^[55].与原料中碳水化合物与产甲烷结果相关性不强这一结果不同的是,原料中的 VFA 浓度(1.0~7.0g/L)与 λ 呈正相关,这可能与 VFA 中的组分直接相关.相对于 CFR 和 PFR,EFR 中含有较高浓度的异戊酸(1.01g/L),在短链脂肪酸中,异戊酸降解速率最慢,阻碍了厌氧发酵的进行^[56].这些发现对于有机废弃物,尤其是低 C/N 或含有细胞结构不易水解的 AFR^[57]、市政污泥类^[58]有机质的厌氧资源化利用过程中选择合适的工艺条件具有重要的指导意义.

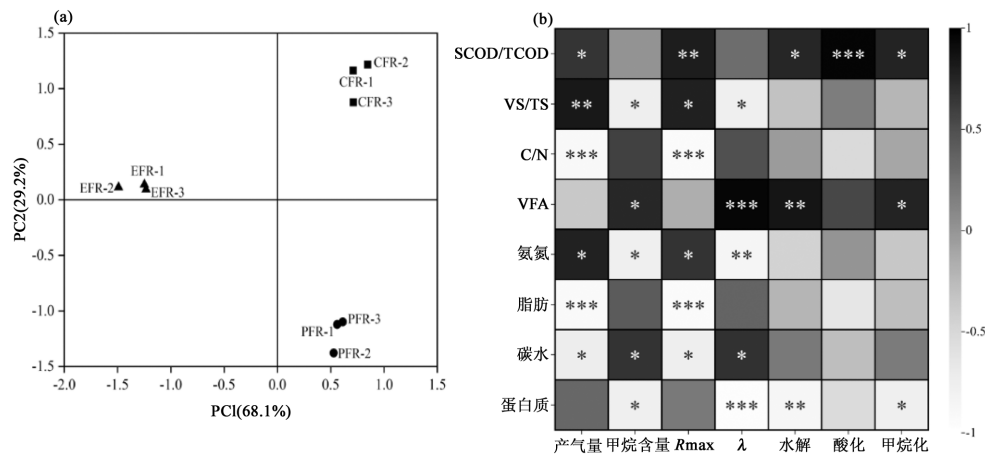


图5 原料基本理化特性与发酵性能之间的主成分分析(a)与 Pearson 相关性分析(b)

Fig.5 Principal component analysis (a) and Pearson correlations (b) between material characteristics and digestion performance

*表示较著相关性 $P \leq 0.05$, **表示相关性 $P \leq 0.01$, ***表示相关性 $P \leq 0.001$

3 结论

3.1 采用修正 Gompertz 方程对 EFR,CFR 和 PFR 的累积产甲烷曲线进行拟合,成功模拟了三种 AFR 的厌氧发酵产甲烷过程,拟合值分别为 226,178,188mL/g VS. λ 分别是 15.8,7.0,10.1d.3 种 AFR 的甲烷产量占总产气量的比例均约为 60%,且均能产生高质量的沼气,表明这 3 种 AFR 均具有较好的产甲烷潜能.

3.2 EFR 中温厌氧发酵呈现明显的两阶段特征,产气期的动力学常数 K 分别为 $0.0336d^{-1}$ 和 $0.2012d^{-1}$,尽管产甲烷速率较慢,但产气稳定且持久,实际甲烷产量达到理论甲烷潜力的 83.2%.CFR 和 PFR 的动力学常数 K 分别为 $0.0647d^{-1}$ 和 $0.1052d^{-1}$,能在短时间内能产生大量的沼气,其预测与实际产气量相符.

3.3 通过物料平衡揭示了难溶性物质的剩余量对厌氧系统的启动和稳定性有显著影响.采用 AFR 作

为厌氧发酵的单一基质时,应强调优化 AFR 的 SCOD/TCOD,VS/TS 及 C/N 等理化指标的重要性,以及调整蛋白质含量和减少不利于产气的物质(如脂肪)对提升发酵性能的影响.

参考文献:

- [1] 鲍大利.青霉素菌渣厌氧消化技术研究 [D]. 合肥:合肥工业大学, 2022.
Bao D L. Study on anaerobic digestion of penicillin Residue [D]. Hefei: Hefei University of Technology, 2022.
- [2] Cai C, Li L, Hua Y, et al. Ferroferric oxide promotes metabolism in Anaerolineae other than microbial syntrophy in anaerobic methanogenesis of antibiotic fermentation residue [J]. Science of the Total Environment, 2021,758:143601.
- [3] Han Z, Feng H, Luan X, et al. Three-year consecutive field application of erythromycin fermentation residue following hydrothermal treatment: cumulative effect on soil antibiotic resistance genes [J]. Engineering, 2022,15:78-88.
- [4] Awad M, Tian Z, Han Z, et al. Application of the hydrothermally treated oxytetracycline fermentation residue in agriculture:

- concentrations of antibiotic and resistance genes in soil and plant [J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2022,22(4):1095-1104.
- [5] 周启星,王 辉,欧阳少虎.基于碳中和新技术的美丽中国建设 [J]. *中国环境科学*, 2024,44(4):1777-1787.
Zhou Q X, Wang H, Ouyang S H. Beautiful China construction based on carbon neutralization new technology [J]. *China Environmental Science*, 2024,44(4):1777-1787.
- [6] Shen Y, Zhuan R, Chu L, et al. Inactivation of antibiotic resistance genes in antibiotic fermentation residues by ionizing radiation: Exploring the development of recycling economy in antibiotic pharmaceutical factory [J]. *Waste Management*, 2019,84:141-146.
- [7] 陈丙彤,关海滨,张 越,等.抗生素菌渣无害化处理技术综合探究 [J]. *现代化工*, 2023,43(1):31-36.
Chen B T, Guan H B, Zhang Y, et al. Review on harmless treatment technology for antibiotic residue [J]. *Modern Chemical Industry*, 2023,43(1):31-36.
- [8] Feng M, Liu Y, Yang L, et al. Antibiotics and antibiotic resistance gene dynamics in the composting of antibiotic fermentation waste—A review [J]. *Bioresource Technology*, 2023,390:129861.
- [9] Jiang M, Song S, Liu H, et al. Responses of methane production, microbial community and antibiotic resistance genes to the mixing ratio of gentamicin mycelial residues and wheat straw in anaerobic co-digestion process [J]. *Science of the Total Environment*, 2022,806:150488.
- [10] Liao H, Zhao Q, Cui P, et al. Efficient reduction of antibiotic residues and associated resistance genes in tylosin antibiotic fermentation waste using hyperthermophilic composting [J]. *Environment International*, 2019,133:105203.
- [11] Ren S, Guo X, Lu A, et al. Effects of co-composting of lincomycin mycelia dregs with furfural slag on lincomycin degradation, maturity and microbial communities [J]. *Bioresource Technology*, 2018,265:155-162.
- [12] 靳晨曦,孙士强,盛维杰,等.中国厨余垃圾处理技术及资源化方案选择 [J]. *中国环境科学*, 2022,42(3):1240-1251.
Jin C X, Sun S Q, Sheng W J, et al. Food waste treatment technology and resource solution options in China [J]. *China Environmental Science*, 2022,42(3):1240-1251.
- [13] 袁钰龙,刘冬梅,向荣程,等.大环内酯类抗生素微生物降解的研究进展 [J]. *生物工程学报*, 2021,37(9):3129-3141.
Yuan Y L, Liu D M, Xiang R, et al. Advances in biodegradation of macrolide antibiotics [J]. *Chinese Journal of Biotechnology*, 2021, 37(9):3129-3141.
- [14] Melikoglu M. Reutilisation of food wastes for generating fuels and value added products: A global review [J]. *Environmental Technology & Innovation*, 2020,19:101040.
- [15] Yin Y, Zhang T, He S, et al. Volatile fatty acids recovery and antibiotic degradation from erythromycin fermentation residues by combined thermal pretreatment and anaerobic fermentation: Insights into microbial communities and metabolic pathways [J]. *Bioresource Technology*, 2023,387:129691.
- [16] Yang G, Xu Y, Wang J. Antibiotic fermentation residue for biohydrogen production: Inhibitory mechanisms of the inherent antibiotic [J]. *Science of the Total Environment*, 2024,944:173986.
- [17] 杨兴盛,王 尚,何 晴,等.典型有机固废厌氧消化微生物研究现状与发展方向 [J]. *生物工程学报*, 2021,37(10):3425-3438.
Yang X S, Wang S, He Q et al. Microorganisms in the typical anaerobic digestion system of organic solid wastes: A review [J]. *Chinese Journal of Biotechnology*, 2021,37(10):3425-3438.
- [18] 陈广银,郑嘉伟,曹海南,等.鸡粪与麦秸混合厌氧发酵产沼气特性 [J]. *中国环境科学*, 2023,43(5):2373-2380.
Chen G Y, Zheng J W, Cao H N, et al. Biogas production characteristics of anaerobic fermentation by mixing chicken manure with crop straw [J]. *China Environmental Science*, 2023,43(5):2373-2380.
- [19] Qu Y, Lv X, Qin N, et al. Mechanism of ball milling pretreatment to improve the anaerobic digestion performance and energy conversion efficiency of corn straw [J]. *Fuel*, 2024,366:131409.
- [20] 李 月,钟为章,牛建瑞,等.体系含固率对土霉素菌渣厌氧消化的影响 [J]. *环境工程学报*, 2022,16(7):2347-2355.
Li Y, Zhong W Z, Niu J R, et al. Effect of system solids content on anaerobic digestion of oxytetracycline residues [J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2022,16(7):2347-2355.
- [21] 刘萍萍,郭恒华,张冬竹,等.L-丙氨酸厌氧发酵关键技术及产业化 [J]. *生物工程学报*, 2022,38(11):4329-4334.
Liu P P, Gou H H, Zhang D Z, et al. Key technology for anaerobic fermentation of L-alanine and its commercialization [J]. *Chinese Journal of Biotechnology*, 2022,38(11):4329-4334.
- [22] Abudi Z N, Hu Z, Abood A R, et al. Effects of alkali pre-treatment, total solid content, substrate to inoculum ratio, and pH on biogas production from anaerobic digestion of mango leaves [J]. *Waste and Biomass Valorization*, 2020,11:887-897.
- [23] 韩文彪,王毅琪,徐 霞,等.剩余污泥和粪便厌氧消化产气潜能研究 [J]. *中国沼气*, 2017,35(1):49-52.
Han W B, Wang Y Q, Xu X, et al. Biogas production of excess sludge and excrement [J]. *China Biogas*, 2017,35(1):49-52.
- [24] Wang L, Lei Z, Yang X, et al. Fe₃O₄ enhanced efficiency of volatile fatty acids production in anaerobic fermentation of food waste at high loading [J]. *Bioresource Technology*, 2022,364:128097.
- [25] Yin D-M, Qiao W, Negri C, et al. Enhancing hyper-thermophilic hydrolysis pre-treatment of chicken manure for biogas production by in-situ gas phase ammonia stripping [J]. *Bioresource Technology*, 2019,287:121470.
- [26] Wandera S M, Qiao W, Jiang M, et al. Enhanced methanization of sewage sludge using an anaerobic membrane bioreactor integrated with hyperthermophilic biological hydrolysis [J]. *Energy Conversion and Management*, 2019,196:846-855.
- [27] 刘新媛,肖 娟,聂家民,等.鸡粪和餐厨垃圾中温厌氧发酵产甲烷特征及动力学 [J]. *中国沼气*, 2019,37(5):15-20.
Liu X Y, Xiao J, Nie J M, et al. Methane production characteristics and kinetics analysis for mesophilic co-digestion of chicken manure and food waste [J]. *China Biogas*, 2019,37(5):15-20.
- [28] Liao C, Li K, Wang C, et al. Potential and characteristics of methane production during anaerobic digestion of cabbage waste at different temperatures [J]. *BioEnergy Research*, 2023,16(4):2549-2559.
- [29] 王 锐,康淑君,谢佳玉,等.柑橘渣和茶渣共发酵产甲烷及动力学特性 [J]. *中国沼气*, 2020,38(3):46-51.
Wang R, Kang S J, Xie J Y, et al. Anaerobic co-digestion of citrus peel and tea residue and its kinetic characteristics [J]. *China Biogas*, 2020, 38(3):46-51.
- [30] Yan J, Zhao Y, He H, et al. Anaerobic co-digestion of dairy manure and maize stover with different total solids content: From the characteristics of digestion to economic evaluation [J]. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2022,10(3):107602.
- [31] Dai X, Hua Y, Dai L, et al. Particle size reduction of rice straw enhances methane production under anaerobic digestion [J]. *Bioresource Technology*, 2019,293:122043.
- [32] Díaz I, Figueroa-González I, Miguel J Á, et al. Enhancing the biomethane potential of liquid dairy cow manure by addition of solid

- manure fractions [J]. *Biotechnology Letters*, 2016,38:2097-2102.
- [33] Liu X, Lee C, Kim J Y. Thermal hydrolysis pre-treatment combined with anaerobic digestion for energy recovery from organic wastes [J]. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 2020,22(5):1370-1381.
- [34] 刘月玲,乔玮, Serena CROCE,等.餐厨垃圾和秸秆混合连续高温甲烷发酵研究 [J]. *中国环境科学*, 2017,37(6):2194-2202.
Liu Y L, Qiao W, CROCE Serena, et al. Continuous thermophilic anaerobic co-digestion of food waste and straw [J]. *China Environmental Science*, 2017,37(6):2194-2202.
- [35] 高新,王高骏,李倩,等.生物炭强化苯酚厌氧降解产甲烷特性 [J]. *中国环境科学*, 2020,40(2):631-639.
Gao X, Wang G J, Li Q, et al. Characteristics of enhanced anaerobic degradation and methanogenesis of phenol by biochar addition [J]. *China Environmental Science*, 2020,40(2):631-639.
- [36] 乔玮,毕少杰,尹冬敏,等.鸡粪中高温厌氧甲烷发酵产气潜能与动力学特性 [J]. *中国环境科学*, 2018,38(1):234-243.
Qiao W, Bi S J, Yin D M, et al. Biogas production potential and kinetics of chicken manure methane fermentation under mesophilic and thermophilic conditions [J]. *China Environmental Science*, 2018,38(1):234-243.
- [37] 潘婧冉,高苏,赵国柱,等.餐厨垃圾厌氧消化处理主要过程的微生物群落结构分析 [J]. *微生物学通报*, 2019,46(11):2886-2899.
Pan J R, Gao S, Zhao G Z, et al. Microbial community structure in the main processes of anaerobic digestion of restaurant food waste [J]. *Microbiology China*, 2019,46(11):2886-2899.
- [38] Yin D M, Westerholm M, Qiao W, et al. An explanation of the methanogenic pathway for methane production in anaerobic digestion of nitrogen-rich materials under mesophilic and thermophilic conditions [J]. *Bioresource Technology*, 2018,264:42-50.
- [39] Wang L, Liu T, Xu J, et al. Enhanced economic benefit of recycling Fe_3O_4 for promotion of volatile fatty acids production in anaerobic fermentation of food waste [J]. *Bioresource Technology*, 2023,369:128428.
- [40] Gong P, Liu H, Wang M, et al. Characteristics of hydrothermal treatment for the disintegration of oxytetracycline fermentation residue and inactivation of residual antibiotics [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2020,402:126011.
- [41] Zhang Y, Wang X, Zhu W, et al. Anaerobic fermentation of organic solid waste: Recent updates in substrates, products, and the process with multiple products co-production [J]. *Environmental Research*, 2023,233:116444.
- [42] Sun S, Wang X, Cheng S, et al. A review of volatile fatty acids production from organic wastes: Intensification techniques and separation methods [J]. *Journal of Environmental Management*, 2024, 360:121062.
- [43] Lucero M J, Guerrero L. Biological treatment of agriculture solid waste by anaerobic digestion and nitrification [J]. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales. Investigación, Desarrollo y Práctica*, 2021,14(3):978-996.
- [44] Wandera S M, Westerholm M, Qiao W, et al. The correlation of methanogenic communities' dynamics and process performance of anaerobic digestion of thermal hydrolyzed sludge at short hydraulic retention times [J]. *Bioresource Technology*, 2019,272:180-187.
- [45] 乔玮,毕少杰,熊林鹏,等.进料浓度对鸡粪长期高温甲烷发酵的影响 [J]. *中国环境科学*, 2018,38(7):2593-2601.
Qiao W, Bi S J, Xiong L P, et al. Effect of feed concentration on long-term thermophilic methane fermentation of chicken manure [J]. *China Environmental Science*, 2018,38(7):2593-2601.
- [46] Mahdy A, Bi S, Song Y, et al. Overcome inhibition of anaerobic digestion of chicken manure under ammonia-stressed condition by lowering the organic loading rate [J]. *Bioresource Technology Reports*, 2020,9:100359.
- [47] Jiang M, Westerholm M, Qiao W, et al. High rate anaerobic digestion of swine wastewater in an anaerobic membrane bioreactor [J]. *Energy*, 2020,193:116783.
- [48] Yu X, Yan L, Wang H, et al. Anaerobic co-digestion of cabbage waste and cattle manure: Effect of mixing ratio and hydraulic retention time [J]. *Renewable Energy*, 2024,221:119743.
- [49] Jiang M, Wang P, Liu H, et al. The effect of operating strategies on the anaerobic digestion of gentamicin mycelial residues: Insights into the enhancement of methane production and attenuation of gentamicin resistance [J]. *Environmental Science & Technology*, 2022,56(21): 15130-15140.
- [50] Wang Y, Chen Y, Xie H, et al. Insight into the effects and mechanism of cellulose and hemicellulose on anaerobic digestion in a CSTR-AnMBR system during swine wastewater treatment [J]. *Science of the Total Environment*, 2023,869:161776.
- [51] Ma Y, Gu J, Liu Y. Evaluation of anaerobic digestion of food waste and waste activated sludge: Soluble COD versus its chemical composition [J]. *Science of the total environment*, 2018,643:21-27.
- [52] Yin Y, Wang J. Enhanced medium-chain fatty acids production from Cephalosporin C antibiotic fermentation residues by ionizing radiation pretreatment [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2022,440:129714.
- [53] Xue S, Wang Y, Lyu X, et al. Interactive effects of carbohydrate, lipid, protein composition and carbon/nitrogen ratio on biogas production of different food wastes [J]. *Bioresource Technology*, 2020,312:123566.
- [54] 许曼娟,李倩,张念瑞,等.基质组分对厨余与污泥共发酵动力学特性的影响 [J]. *环境工程学报*, 2018,12(1):278-285.
Xu M J, Li Q, Zang N R, et al. Effects of substrates components on kinetic characterization of co-digestion of food waste and waste activated sludge [J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2018,12(1):278-285.
- [55] Rhee C, Park S-G, Yu S I, et al. Mapping microbial dynamics in anaerobic digestion system linked with organic composition of substrates: Protein and lipid [J]. *Energy*, 2023,275:127411.
- [56] 邹亚娜,臧越,王恺元,等.生物电催化调控污泥-餐厨垃圾协同厌氧产酸研究 [J]. *环境化学*, 2023,42(1):298-309.
Zou Y N, Zang Y, Wang K Y, et al. Regulated VFAs production from sewage sludge and food waste by in-situ bioelectrocatalytic regulation [J]. *Environmental Chemistry*, 2023,42(1):298-309.
- [57] Wang G, Liu H, Wang J, et al. Pretreatment of spiramycin fermentation residue by thermally activated peroxydisulfate for improving biodegradability: Insights into matrix disintegration and antibiotics degradation [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2022,427:130973.
- [58] Tang Y, Dai X, Dong B, et al. Humification in extracellular polymeric substances (EPS) dominates methane release and EPS reconstruction during the sludge stabilization of high-solid anaerobic digestion [J]. *Water research*, 2020,175:115686.

致谢: 本实验原料取自伊犁川宁生物技术有限公司,样品指标测试由常州大学分析测试中心协助完成,在此表示感谢。

作者简介: 任建军(1983-),男,山西朔州人,研究员,博士,主要从事环境微生物与污染治理研究.发表论文 50 余篇.rjj@cczu.edu.cn.