

有机硅胶载体影响纤维素厌氧消化产甲烷潜能研究

孙 辰 丁泽旭 曹卫星 王 娟 赵国华

(嘉兴大学生物与化学工程学院, 嘉兴 314001)

摘要: 在厌氧消化体系中投加载体, 能为厌氧微生物提供空间结构和物质基础, 进而促进微生物定向增殖与群落生态稳定, 提升产沼气潜力。然而, 在选择新型载体材料时, 需先评估其毒性影响对产甲烷过程的潜在抑制作用。本研究通过分批补料发酵模式, 考察了 AB 硅胶 5 种不同添加量 (2%、5%、10%、15%、20%) 对纤维素降解产甲烷过程的影响, 以评估该 AB 硅胶作为载体材料的可行性。结果表明, 添加 AB 硅胶导致 CH₄ 产量显著降低, 其中 2% 的添加量对产甲烷的抑制作用最强, 3 轮试验中累积 CH₄ 产量降幅分别达 41.3%、31.8%、31.1%。优势水解细菌 *Bacillota* (厚壁菌门) 的相对丰度从 69.7% 下降至 57.9%, *Synergistota* (互养菌门) 的相对丰度从 10.8% 增加至 15.7%, *Methanosarcina* (甲烷八叠球菌属) 和 *Methanoculleus* (甲烷袋状菌属) 的相对丰度分别从 15.4% 和 2.4% 下降至 10.0% 和 1.4%。不同于典型的化学抑制, 试验过程中并未观测到末期挥发性脂肪酸的积累和 pH 值的失稳, 表明抑制作用可能并非源于产甲烷菌群的中毒, 而可能因为有机硅胶填充了部分体积, 阻碍了微生物与纤维素的接触, 导致部分纤维素未被降解。采用 3 轮试验结束后的剩余发酵液进行比产甲烷活性测试, 结果显示, AB 硅胶对发酵液比产甲烷活性的半抑制浓度 (IC₅₀) 为 1.8%, 该临界浓度为 AB 硅胶载体投加阈值设计提供参考。

关键词: 纤维素; 厌氧消化; 有机硅胶载体; 生物毒性; 甲烷生成; 微生物群落

中图分类号: S216.4

文献标识码: A

文章编号: 1000-1298(2026)21-0068-10

OSID:



Effects of Organic Silica Gel on Methane Production Potential of Cellulose through Anaerobic Digestion

Sun Chen Ding Zexu Cao Weixing Wang Juan Zhao Guohua

(College of Biological and Chemical Engineering, Jiaxing University, Jiaxing 314001, China)

Abstract: The addition of carriers to anaerobic digestion (AD) systems to provide spatial structures and colonization sites for microorganisms, thereby enhancing community stability and biogas potential, is a focal point of current research. However, when selecting novel carrier materials, it is imperative to first evaluate their toxicological impacts and potential inhibitory effects on the methanogenic process. Through a fed-batch fermentation mode, the effects of AB silicone at five different dosage concentrations (2%, 5%, 10%, 15%, and 20%) on the cellulose degradation and methanogenesis process were investigated, to evaluate the feasibility of utilizing this AB silicone as a carrier material. The results demonstrated that the addition of AB silicone led to a significant decrease in the CH₄ yield, with the 2% dosage exhibiting the most pronounced inhibitory effect on methanogenesis. Across the three consecutive experimental rounds, the cumulative CH₄ production was decreased by 41.3%, 31.8%, and 31.1%, respectively. The relative abundance of the dominant hydrolytic bacteria *Bacillota* (Firmicutes) was decreased from 69.7% to 57.9%, whereas that of *Synergistota* was increased from 10.8% to 15.7%. Furthermore, the relative abundances of *Methanosarcina* and *Methanoculleus* declined from 15.4% and 2.4% to 10.0% and 1.4%, respectively. Distinct from typical chemical inhibition, neither terminal accumulation of volatile fatty acids (VFAs) nor pH instability was observed during the experiment, indicating that the inhibitory effect likely did not stem from toxicity to the methanogenic consortia, but possibly because the organic silicone filled a portion of the volume, hindering the contact between

收稿日期: 2026-04-23 修回日期: 2026-05-07

基金项目: 国家自然科学基金项目 (32572235) 和嘉兴市科技局项目 (2024AY10057)

作者简介: 孙辰 (1985—), 女, 副教授, 博士, 主要从事农业生物质沼气发酵技术研究, E-mail: sunbeammy@163.com

通信作者: 曹卫星 (1982—), 男, 副教授, 博士, 主要从事农业生物质沼气发酵技术研究, E-mail: wxcao@163.com

microorganisms and cellulose, which led to a portion of the cellulose remaining undegraded. Specific methanogenic activity (SMA) assays conducted on the residual fermentation digestate after the three rounds of experiments revealed that the half-maximal inhibitory concentration (IC_{50}) of AB silicone on the SMA was 1.8%.

Key words: cellulose; anaerobic digestion; organic silica gel; biotoxicity; methanogenesis; microbial community

0 引言

农业废弃物是自然界储量极为丰富的生物质资源。农作物秸秆及加工副产物中富含纤维素组分,例如小麦秸秆纤维素含量高达 37.5%^[1]。然而,此类纤维素仅少量实现资源化和能源化利用,其余多以填埋、焚烧方式处置。厌氧消化 (Anaerobic digestion, AD) 技术利用厌氧菌群,将有机物经过水解、产酸、产乙酸和产甲烷 4 个步骤消化形成沼气^[2]。该技术是农业废弃物资源化利用极具潜力的工艺,已广泛用于生物能源制备。为提升生物质废弃物产沼气性能,投加新型载体是有效途径。优质载体可构建多维度空间结构,为微生物提供附着生长环境,提升菌群代谢活性及生理生态功能;同时优化底物传质扩散效率,强化纤维素的降解,进而优化产沼气生物过程^[3]。因此,新型载体材料开发已成为厌氧消化领域的研究热点之一。

硅胶材料的化学和结构稳定性强、溶出率低、耐腐蚀,具有环境友好性,有的硅胶材料具有优异的生物相容性和微生物附着性。微米级多孔硅胶还可以保证传质效率,是潜在的优质载体材料。目前已有研究表明,添加外源强化物质或新型载体材料(如外源生物强化剂^[4]、纳米多孔硅胶^[5]及硅胶复合材料^[6]等)可有效改善底物传质并显著提升厌氧消化产甲烷性能。然而,现有研究均聚焦于无机硅胶,尚未见有机硅胶作为外源投加载体应用于厌氧产甲烷体系的相关报道。因此有必要通过针对性试验,进一步探索有机硅胶在厌氧消化产甲烷的应用潜力与作用机制。

某新型加成型 AB 有机硅胶材料(简称 AB 硅胶)是一种双组分铂金催化有机硅材料,主体结构通式为—(R_2SiO)—(R 为甲基、乙烯基等基团)。使用时由 A/B 组分按配比 1:1 混合后通过硅氢加成反应固化成型。该材料具有黏度低、流动性好、深层固化、收缩率小于 0.1%,以及高拉伸强度、高撕裂强度等特性,广泛应用于模具制造、医疗食品容器等领域^[7]。该 AB 硅胶廉价易得,虽然已经通过美国食品药品监督管理局食品级认证,但其在厌氧发酵体系中对水解、酸化细菌和产甲烷菌的促进/抑制特性尚未明确。因此,本研究将其作为候选载体材料,

通过产甲烷潜力抑制试验,探索其在后续载体开发中的应用潜力。

本研究参考厌氧毒性试验 (Anaerobic toxicity assay, ATA) 原理方法^[8-9],以纤维素为底物,拟采用分批补料发酵模式开展产甲烷潜力抑制试验,定性判断 AB 硅胶对“水解-酸化-产甲烷”全过程的综合抑制效应;采用比产甲烷活性 (Specific methanogenic activity, SMA) 测试体系量化硅胶的生物毒性程度。同时采用微生物多样性技术分析并明确 AB 硅胶对特定菌群及微生物群落结构的影响,以期为沼气工程中新型载体材料的科学选型与应用提供理论支撑。

1 材料与方法

1.1 AB 硅胶的选择

AB 硅胶 (CAS 号:63394-02-5) 购自东莞市港田高分子材料有限公司,柔韧度 10 度,型号 6010。使用时将凝固的 AB 硅胶均匀切割成尺寸为 1 cm × 1 cm × 0.3 cm、质量约为 0.4 g、表面积约为 3.2 cm² 的颗粒备用。

1.2 接种物和底物

接种物采集于嘉兴市绿能环保科技有限公司餐厨垃圾中温连续搅拌釜式沼气发酵装置。产甲烷潜力抑制试验底物采用纤维素(阿拉丁,货号 C104843,粒径小于等于 25 μm)。SMA 试验底物采用三水合乙酸钠(国药试剂)。接种物的总固体 (Total solid, TS) 质量分数、挥发性固体 (Volatile solid, VS) 质量分数、碱度和 pH 值分别为 (4.17 ± 0.05)%、(1.98 ± 0.04)%、(22 186 ± 260) mg/L (以碳酸钙计) 和 8.15 ± 0.01;纤维素的 TS 和 VS 分别为 (95.38 ± 0.29)% 和 (95.09 ± 0.29)%。

1.3 产甲烷潜力抑制试验

在接种物与底物 VS 质量比为 1、发酵液浓度(每升含 VS 质量)为 39 g/L、AB 硅胶添加量(质量分数)分别为 2%、5%、10%、15%、20% 的条件下,采用 500 mL 血清瓶(工作体积 300 mL)开展 3 轮分批补料发酵试验^[8,10]。对照组 (Control) 不添加 AB 硅胶,空白组 (Blank) 不添加硅胶和底物。各试验组设 3 次平行,当 CH₄ 的日增量小于总产 CH₄ 量的 1% 时,终止本轮发酵。

产甲烷潜力抑制试验的装置示意图如图 1 所示。试验初始,发酵瓶顶空经 N_2 吹脱 1 min 后旋紧瓶塞,摇床转速 100 r/min,水浴温度 $(36 \pm 1)^\circ\text{C}$ 。每日测定沼气中 CH_4 和 CO_2 含量及沼气产量。对每轮补料发酵试验的产甲烷数据采用改进的 Gompertz 模型进行拟合^[11]。试验前及每轮补料发酵试验结束后,取 15 mL 发酵液检测 pH 值、碱度和挥发性脂肪酸 (Volatile fatty acids, VFAs) 含量,并补充底物和 15 mL 接种物。

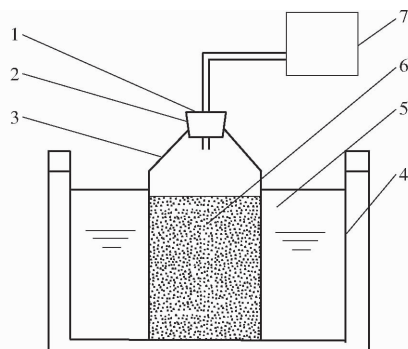


图 1 产甲烷潜力抑制试验装置示意图

Fig.1 Physical image of device diagrams of biomethane potential inhibition experiment

1. 橡胶塞 2. 进出料口 3. 血清瓶 4. 摇板 5. 恒温水浴 6. 发酵液 7. 集气袋

1.4 SMA 试验

产甲烷潜力抑制试验末轮结束后,测定发酵液 TS 和 VS。将各组及对照组发酵液均分为 4 份,投加至 150 mL 血清瓶(工作体积 125 mL)。其中 2 份投加 0.5 g 三水合乙酸钠,剩余 2 份不投料设为空白。经 30% CO_2 + 70% N_2 混合气体吹扫后,用丁基橡胶塞和铝卷密封,于 $(36 \pm 1)^\circ\text{C}$ 水浴中恒温发酵。每日测量沼气产量和 CH_4 含量;试验始末检测发酵液 pH 值、碱度、VS 及 VFAs。参考文献[12]测定及计算方法,计算试验组与对照组的比产甲烷活性及其比值,并绘制产甲烷活性比值与硅胶浓度的关系曲线,求解半抑制浓度 (IC_{50}),量化硅胶抑制效应。

1.5 分析方法

沼气体积采用排水法测定并换算至标准状况 (0°C 、101.325 kPa)。沼气中 CH_4 、 CO_2 含量及沼液 VFAs 均通过气相色谱仪 (Agilent7820A 型,美国) 测定^[13]。气体成分采用 Porapak 填充色谱柱和热导检测器进行检测,He 为载气 (16 mL/min),进样口、柱箱和检测器温度分别为 230、50、200 $^\circ\text{C}$ 。VFAs 分析前先对样品离心、甲酸酸化预处理并经 0.45 μm 微膜过滤,采用氢火焰离子化检测器与 DB-FFAP 毛细管色谱柱进行检测, N_2 为载气 (2 mL/min)。进样口、柱箱和检测器的温度分别为 250、190、220 $^\circ\text{C}$,柱箱按 5 $^\circ\text{C}/\text{min}$ 程序升温。

沼液 pH 值采用 pH 计 (雷磁 pH-3c 型) 直接测定。试验材料 TS 和 VS 分别经 105 $^\circ\text{C}$ 烘干和 550 $^\circ\text{C}$ 灼烧测定^[14]。碱度、中间碱度 (Intermediate alkalinity, IA) 和部分碱度 (Partial alkalinity, PA) 采用自动电位滴定仪测定^[15]。此外,发酵液依托上海美吉生物医药科技有限公司提取总 DNA 后,采用引物 515FmodF 和 806RmodR 对古细菌和真细菌 16S rDNA V4 区进行 PCR 扩增,并通过高通量基因测序仪 (PacBio RS II System 型) 测定微生物多样性^[16]。

1.6 统计方法

累积 CH_4 产量按试验组或对照组累积值减去空白组计算。所有测试指标均以“平均值 $\pm$ 标准误差”表示,组间差异采用单因素方差分析, $p < 0.05$ 为差异显著。

2 结果与讨论

2.1 AB 硅胶对厌氧产气性能的影响

2.1.1 AB 硅胶对产甲烷量的影响

图 2 为对照组及各试验组 3 轮分批补料产甲烷潜力抑制试验过程中的每日 CH_4 产量 (每克 VS 产 CH_4 体积)、累积 CH_4 产量 (每克 VS 产 CH_4 体积) 和 CH_4 体积分数变化图。统计结果表明,添加 AB 硅胶的各试验组每日及累积 CH_4 产量均显著低于对照组 ($p < 0.05$)。由图 2a 可知,每轮试验前 3 d,每日 CH_4 产量小于 15 mL/g,此时微生物群落处于适应期。第 1 轮 4 ~ 20 d、第 2 轮 4 ~ 16 d 和第 3 轮 4 ~ 17 d,日产 CH_4 量达峰值,推测为纤维素水解为可溶性糖,促使微生物群落进入指数增长期^[17]。每轮末 3 ~ 4 d,因底物耗尽或抑制物积累,微生物群落进入稳定衰败期。此外,第 1 轮试验周期较长 (24 d),第 2、3 轮周期相近 (19 ~ 20 d);第 1 轮 CH_4 日产量峰值较低、曲线平缓,第 2、3 轮峰值显著升高且曲线陡峭,可能是因为第 1 轮为系统启动期,微生物未完全适应;后续轮次中微生物活性增强,代谢效率提升,导致产气更快、日产 CH_4 峰值更高^[18]。

由 3 轮分批补料试验累积 CH_4 产量 (图 2b) 可知,对照组每轮累积 CH_4 产量稳定,分别为 (358 ± 3) mL/g、 (365 ± 11) mL/g、 (355 ± 3) mL/g,且显著高于各试验组 ($p < 0.05$),表明 AB 硅胶可抑制纤维素降解产甲烷过程。其中 2% 添加组产量最低,3 轮分别为 (210 ± 9) mL/g、 (249 ± 10) mL/g、 (245 ± 2) mL/g。各试验组累积 CH_4 产量较对照组降幅为 15.4% ~ 41.3%,且整体具有一致的变化趋势。具体而言,2%、5%、10%、15% 和 20% 添加组的 3 轮降幅依次为 41.3% $\rightarrow$ 31.8% $\rightarrow$ 31.1%、25.0% $\rightarrow$ 30.2% $\rightarrow$ 23.2%、17.5% $\rightarrow$ 16.1% $\rightarrow$ 15.4%、34.9% $\rightarrow$ 18.0% $\rightarrow$

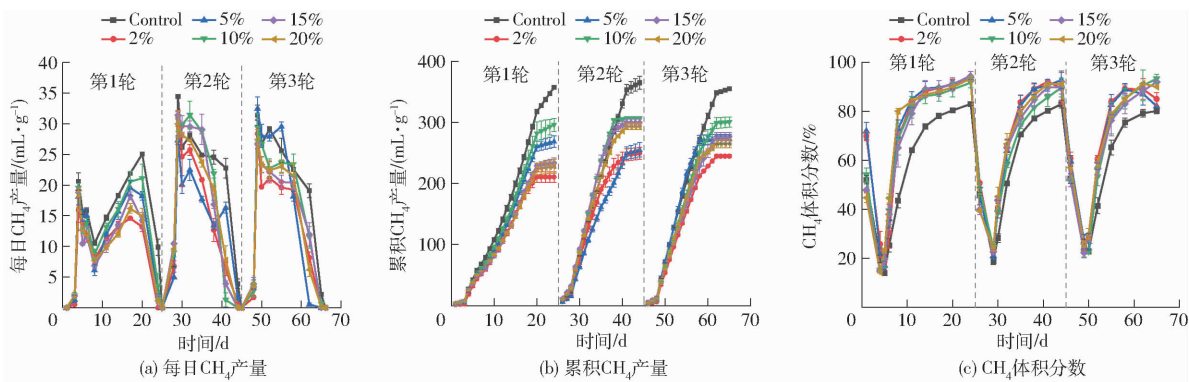


图 2 不同 AB 硅胶添加量时分批补料厌氧消化产气性能变化曲线

Fig. 2 Effect of different addition amounts of AB silicone on anaerobic digestion gas production performance

22.1%、36.4% → 19.7% → 25.3%。整体来看，第 2、3 轮降幅较第 1 轮有所降低，表明随暴露时间延长，微生物对硅胶体系产生驯化，代谢活性有所恢复。但 3 轮后试验组累积 CH₄ 产量仍显著低于对照组，表明 AB 硅胶对发酵的抑制作用具有持续性，微生物适应无法完全消除其不利影响。

因此，微生物对 AB 硅胶的驯化周期需大于 3 轮试验。体系抑制并非单纯源于可衰减的生化毒性，硅胶挤占反应体积会阻碍微生物与纤维素接触，形成长效物理约束，导致纤维素降解效率长期持续偏低。此外，累积 CH₄ 产量降幅与 AB 硅胶添加量非线性正相关。2% 处理组累积 CH₄ 产量始终最低；5%、10% 处理组产量略有回升但仍低于对照组；15%、20% 处理组产量再度下降且均高于 2% 处理组。表明厌氧体系的菌群抑制并非物理阻隔或生化毒性的单一作用，而是多机制耦合效应。

2.1.2 AB 硅胶对甲烷体积分数的影响

由图 2c 可知，每轮试验第 1 天 CH₄ 体积分数趋近于 50% 的理论值，第 4 天 CO₂ 含量骤升，CH₄ 体积分数降低至小于 30%，随后 CH₄ 体积分数逐步升高至底物耗尽，推测为延滞期后微生物指数级增长所致^[19]。每轮末期各组 CH₄ 体积分数均维持在 80% 以上，主要得益于发酵液高碱度缓冲作用（接种物初始碱度 22 186 mg/L）。分批密闭体系中，受抑制试验组产气量较低，厌氧代谢产生的 CO₂ 主要通过碳酸盐-碳酸氢盐平衡被液相吸收固定^[20]。依据气液传质双膜理论，气相总压恒定且产气速率较低时，高碱度液相对 CO₂ 的吸收会显著降低顶空 CO₂ 分压，进而使难溶性 CH₄ 体积分数相对升高^[21]。各硅胶添加组 CH₄ 体积分数略高于对照组，并非微生物选择性富集，而是抑制效应导致产气量降低、液相对 CO₂ 吸收比例升高，使气相 CO₂ 占比进一步下降。此外，AB 硅胶可能通过物理吸附选择性捕获 CO₂ 或改变气液传质界面强化 CO₂ 液相滞留，从而 CH₄ 在剩余气体中富集^[22]。

2.1.3 AB 硅胶对产甲烷动力学参数的影响

采用修正 Gompertz 模型对 3 轮试验的累积 CH₄ 产量进行拟合（表 1，最大产甲烷潜力是指每克 VS 产的甲烷体积；最大产气速率是指每克 VS 每天产甲烷体积），各组决定系数 R² 介于 0.990 ~ 0.999，表明该模型可精准描述厌氧发酵产气过程。第 1 轮试验（R1）中，R1 - Control 组的最大产甲烷潜力与产甲烷速率最高，分别为（530 ± 32）mL/g 和（20.6 ± 0.4）mL/（g·d）。不同 AB 硅胶添加组的最大产甲烷量和最大产气速率 253 ~ 411 mL/g 和 13.6 ~ 17.8 mL/（g·d）均有所下降，说明 AB 硅胶对产甲烷过程具有明显抑制作用。其中，R1 - 10% 组产甲烷潜力和最大产气速率最高，抑制程度最弱。在第 2、3 轮试验中，微生物对硅胶环境表现出适应性。整体上，延滞时间由 R1 的 3.72 ~ 5.01 d 缩短至 2.19 ~ 3.17 d，多数试验组最大产甲烷速率较首轮有所提升，其中 R2 - 10%、R2 - 15%、R3 - 5% 组超过 Control 组（（29.7 ± 0.9）mL/（g·d）），分别升至（35.7 ± 1.3）mL/（g·d）、（33.6 ± 1.0）mL/（g·d）、（35.1 ± 1.4）mL/（g·d）。但各批次 Control 组产甲烷潜力始终高于硅胶添加组，且 10% 添加组在 3 批试验中均保持较高产气潜力与速率。

综上，AB 硅胶降低了系统累积产 CH₄ 量，具有一定抑制效应；经多批次驯化，微生物产气速率与延滞时间有所改善，但最大产甲烷潜力仍未恢复至对照水平。

2.2 AB 硅胶对发酵液理化性质的影响

2.2.1 AB 硅胶对 pH 值和碱度的影响

图 3 是对照组和各试验组在 3 轮分批补料发酵末期的 pH 值和碱度变化图。pH 值是调控微生物生长和酶活性的关键参数，pH 值过低易破坏系统稳定性。由图 3a 可知，各组 pH 值均在 8.0 ~ 8.3 范围内波动，组间差异不显著（p > 0.05）。表明 AB 硅胶并非通过改变分批补料发酵末期 pH 值，进而抑制厌氧消化产甲烷过程。

碱度反映体系酸碱缓冲能力，碱度不足时，

表 1 产甲烷 Gompertz 动力学模型拟合数据
Tab.1 Data fitted by the Gompertz kinetic model for methane production

轮次	组别	最大产甲烷潜力/ (mL·g ⁻¹)	最大产气速率/ (mL·(g·d) ⁻¹)	延滞时间/d	R ²
第 1 轮	R1 - Control 组	530 ± 32	20.6 ± 0.4	5.01 ± 0.21	0.996
	R1 - 2%	253 ± 10	14.3 ± 0.6	4.07 ± 0.31	0.992
	R1 - 5%	363 ± 23	16.5 ± 0.6	4.50 ± 0.21	0.991
	R1 - 10%	411 ± 25	17.8 ± 0.6	4.63 ± 0.28	0.993
	R1 - 15%	311 ± 20	14.3 ± 0.5	4.12 ± 0.34	0.990
	R1 - 20%	304 ± 19	13.6 ± 0.6	3.72 ± 0.33	0.990
第 2 轮	R2 - Control 组	419 ± 10	29.7 ± 0.9	2.63 ± 0.17	0.997
	R2 - 2%	258 ± 2	26.9 ± 0.5	2.29 ± 0.08	0.999
	R2 - 5%	282 ± 7	21.4 ± 0.5	2.32 ± 0.20	0.995
	R2 - 10%	323 ± 4	35.7 ± 1.3	2.64 ± 0.17	0.996
	R2 - 15%	314 ± 3	33.6 ± 1.0	2.32 ± 0.13	0.998
	R2 - 20%	312 ± 3	29.5 ± 0.7	2.19 ± 0.12	0.998
第 3 轮	R3 - Control 组	392 ± 8	29.7 ± 0.9	2.96 ± 0.17	0.997
	R3 - 2%	261 ± 4	23.9 ± 0.8	3.11 ± 0.16	0.997
	R3 - 5%	283 ± 3	35.1 ± 1.4	3.17 ± 0.16	0.996
	R3 - 10%	326 ± 5	27.7 ± 0.8	3.12 ± 0.16	0.997
	R3 - 15%	302 ± 4	24.7 ± 0.7	2.85 ± 0.15	0.997
	R3 - 20%	281 ± 4	27.2 ± 0.8	3.04 ± 0.15	0.997

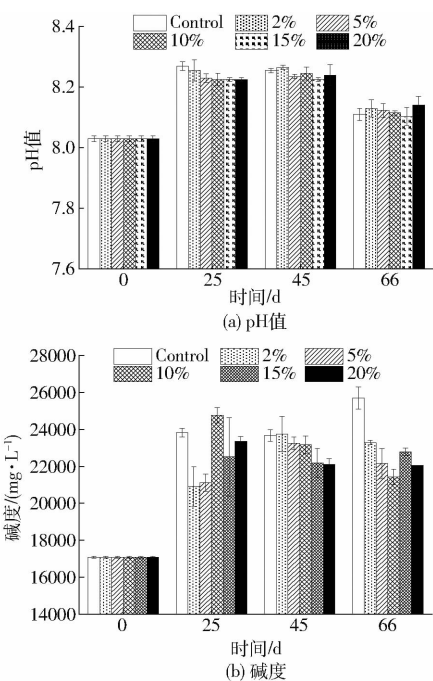


图 3 不同 AB 硅胶添加量时分批补料厌氧消化结束时
发酵液 pH 值和碱度变化曲线
Fig.3 Effect of different addition amounts of AB silicone
on pH value and alkalinity of fermentation liquid at end
of batch-fed anaerobic digestion

VFAs 积累消耗 HCO_3^- , 引发 pH 值骤降并抑制产甲烷菌活性。由图 3b 可知, 3 轮试验中 AB 硅胶试验组碱度呈下降趋势。10%、20% 组分别由第 1 轮结束时的 $(24\,760 \pm 408)$ mg/L、 $(23\,370 \pm 253)$ mg/L 下降至第 3 轮结束时的 $(21\,421 \pm 419)$ mg/L、

$(22\,043 \pm 3)$ mg/L。Control 组碱度则呈上升趋势, 从第 1 轮结束时的 $(23\,816 \pm 237)$ mg/L 上升至第 3 轮结束时的峰值 $(25\,705 \pm 604)$ mg/L。高碱度可强化体系缓冲性能, 提升厌氧消化抗冲击负荷能力。添加 AB 硅胶试验组的碱度下降, 归因于碱性环境下 AB 硅胶表面的硅醇基团产生负电荷, 通过离子交换吸附固定液相中 K^+ 、 Na^+ , 导致发酵液碱度下降^[23]。

2.2.2 AB 硅胶对 VFAs 的影响

VFAs 过量积累是系统稳定性下降的标志。图 4 为 AB 硅胶不同添加量对分批补料厌氧消化 VFAs 余量的影响。由图 4 可知, 各试验组 VFAs 质量浓度 (<80 mg/L) 均远低于常规抑制阈值 ($>2\,000$ mg/L)。产甲烷菌群受外源物质直接毒害, 会导致 VFAs 快速累积及 pH 值显著下降^[24]。而本研究各轮试验末期均维持较低的 VFAs 浓度与稳定的 pH 值, 说明产甲烷菌未受显著生理性抑制。结合 CH_4 产量降低结果推测, AB 硅胶未直接抑制产甲烷菌群, 而是降低厌氧系统整体代谢通量或主要抑制水解酸化过程; 水解生成可溶性底物的速率低于后续菌群的利用速率, 致使发酵末期系统处于底物限制状态, 而非微生物代谢受抑状态。

此外, 与 Control 组每轮试验后均未检出丁酸不同, 各试验组均出现丁酸浓度升高现象。其中, 2%、5%、10% 组在第 3 轮试验结束后, 丁酸质量浓度分别由未检出上升至 (3.03 ± 0.21) mg/L、 (3.03 ± 0.11) mg/L、 (4.02 ± 0.09) mg/L; 15% 组在第 2、3 轮

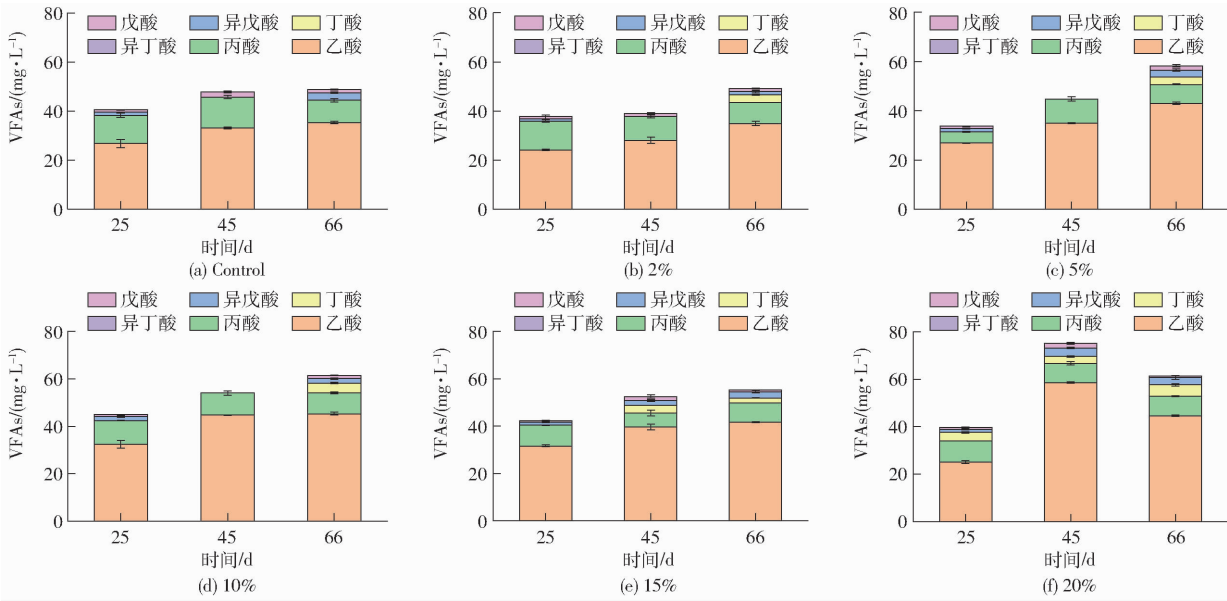


图 4 不同 AB 硅胶添加量时分批补料厌氧消化 VFAs 余量柱状图

Fig. 4 Effect of different addition amounts of AB silicone on residual VFAs in batch-fed anaerobic digestion

试验结束后丁酸质量浓度分别达 (3.21 ± 0.06) mg/L、 (2.04 ± 0.09) mg/L;20% 组 3 轮试验后丁酸浓度依次为 (3.72 ± 0.03) mg/L、 (3.03 ± 0.31) mg/L、 (4.77 ± 0.42) mg/L。各试验组中丁酸水平升高伴随 VFAs 余量升高。研究显示,丁酸可穿透细胞膜,降低胞内 pH 值,抑制酶的活性^[25],且能诱导产酸菌(如 Synergistota)增殖^[26]。由此可见,添加 AB 硅胶在造成水解底物抑制的基础上,其引发的丁酸小幅积累,可能进一步降低了 CH₄ 产量。

2.3 AB 硅胶对菌群结构的影响

2.3.1 AB 硅胶对菌群丰度的影响

为了覆盖初始状态、对照组及 AB 硅胶关键浓度梯度,选取试验前接种物、第 3 轮试验结束后对照组、2%、10%、20% AB 硅胶组样品,分别编号为 Blank、Control、2%、10%、20%,开展微生物群落结构分析。图 5 是各组在微生物门水平和古菌属水平上的群落结构组成和相对丰度变化情况。

从图 5a 可知, Bacillota、Synergistota、Bacteroidota、Pseudomonadota、Methanobacteriota、Chloroflexota、Halobacteriota 是厌氧消化系统的核心细菌门类,与文献报道的厌氧消化核心菌群特征一致^[27]。Bacillota(原名 Firmicutes)适宜 pH 值范围为 6.5~8.6,是典型水解功能菌,在本体系中相对丰度最高(>50%),可高效分解纤维素并调控有机质降解和产甲烷过程^[28]。初始接种物中 Bacillota 相对丰度为 54.77%;第 3 轮试验结束后 Control 组和 2%、10%、20% AB 硅胶组相对丰度分别为 69.7%、57.9%、59.6%、58.6%。可见 AB 硅胶可抑制水解菌 Bacillota 相对丰度提升,且其相对丰度与 CH₄ 产

量呈显著正相关($p < 0.05$, $R^2 > 0.86$),进一步证实 AB 硅胶抑制优势水解菌生长,进而降低厌氧体系整体代谢通量。

此外,Synergistota 为严格厌氧产乙酸菌,可发酵氨基酸、肽类产生乙酸、氢气,为产甲烷菌提供底

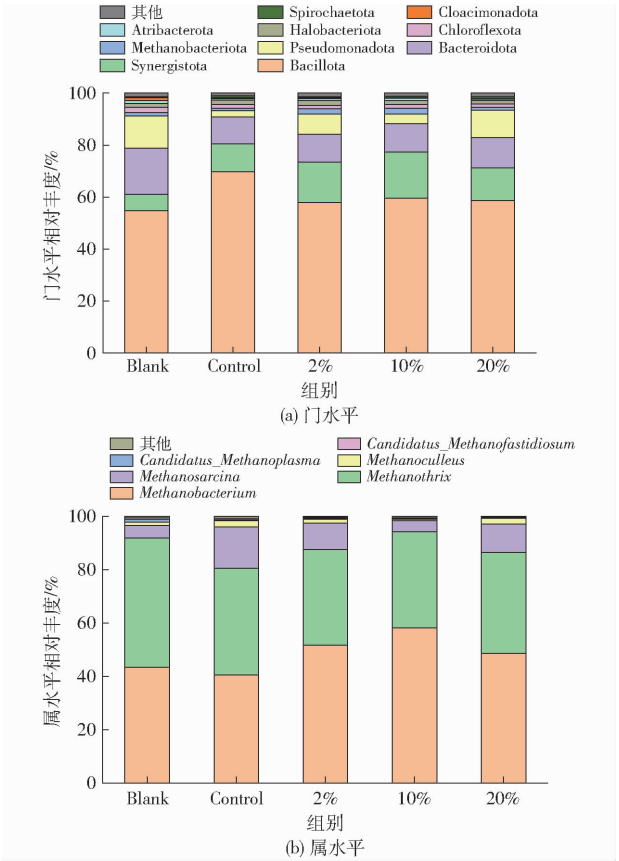


图 5 不同 AB 硅胶添加量时微生物群落相对丰度柱状图

Fig. 5 Effects of different addition amounts of AB silicone on relative abundance of microbial communities

物^[29]。相比 Blank 组 (6.3%) , Control、2%、10%、20% 组的 Synergistota 丰度均显著升高 ($p < 0.05$) , 分别达到 10.8%、15.7%、17.7% 和 12.6% , 与 2.2.2 节中丁酸可刺激 Synergistota 生长的推论一致;推测 AB 硅胶可为该厌氧菌提供附着位点与局部低氧化还原电位微环境,帮助其定殖富集^[30]。Bacteroidota 是降解纤维素、半纤维素的核心菌群,可通过多糖利用位点分解复杂有机物^[31]。该菌在初始接种物中相对丰度达 17.7% , 位居第二;经 3 轮发酵后,Control 组与各硅胶组相对丰度仅为 10.2% ~ 11.6% , 各组均分别低于同期 Synergistota 占比。Pseudomonadota 为功能多样的水解菌群,参与电子传递、污染物降解、群落互作、群落功能稳态维持^[32]。Blank 组相对丰度为 12.4% , 3 轮发酵结束后,Control 组降至 2.4% ;2%、20% 硅胶组仍维持 7.9%、10.5% , 显著高于 Control 组 ($p < 0.05$) , 归因于硅胶表面硅羟基可通过物理吸附与静电作用保留 Pseudomonadota 等革兰氏阴性菌^[33]。Methanobacteriota 是产甲烷关键菌群,2%、10% 硅胶组其相对丰度从初始的 1.3% 增至 1.9%、2.3%。这佐证了 2.2.2 节的猜想:AB 硅胶降低 CH₄ 产量主要通过抑制水解产酸菌实现,而非直接抑制产甲烷菌活性。

由图 5b 可知,相对于 Blank 组,发酵结束后对照组及各 AB 硅胶组产甲烷古菌群落结构差异显著。相对丰度结果显示,Control 组 *Methanobacterium* 由 43.5% 降至 40.4% , 2%、10% 和 20% 组则分别升高至 51.6%、58.2% 和 48.6% ;Control、2%、10% 和 20% 组中 *Methanothrix* 相对丰度均呈下降趋势,由初始 48.4% 分别降至 40.2%、36.0%、36.0% 和 38.9%。 *Methanobacterium* 为氢营养型产甲烷古菌,以 H₂/CO₂ 或甲酸为底物,对 H₂ 亲和力较高,在 H₂ 充足时产甲烷能力强^[34]。 *Methanothrix* 为典型乙酸营养型产甲烷古菌,唯一碳源与能源为乙酸,还可通过直接种间电子传递从互营细菌获得电子,还原 CO₂ 产甲烷^[35]。在乙酸充足时, *Methanothrix* 为主要产甲烷菌。总体而言,群落结构由 Blank 组以 *Methanothrix* 占优、Control 组中 *Methanothrix* 与 *Methanobacterium* 的占比相当,转变为硅胶组以 *Methanobacterium* 为主,表明加入 AB 硅胶改变了原有优势产甲烷菌结构。此外,Control 组的 *Methanosarcina* (15.4%) 和 *Methanoculleus* (2.4%) 的占比均高于 2% 组 (10.0% 和 1.4%)、10% 组 (4.2% 和 0.6%) 和 20% 组 (10.7% 和 2.1%)。 *Methanosarcina* 可通过乙酸裂解、氢营养和甲基营养多途径产 CH₄ , *Methanoculleus* 则依赖 H₂/CO₂ 代

谢^[36];AB 硅胶降低二者相对丰度,进一步抑制了体系产甲烷能力。

高通量测序结果表明,添加 AB 硅胶后,优势水解菌门 Bacillota 相对丰度显著降低 (69.7% 降至 57.9%) , 优势产甲烷菌 *Methanosarcina* 和 *Methanoculleus* 丰度亦不同程度下降。Bacillota 作为厌氧消化核心水解产酸菌群,其丰度降低直接削弱纤维素水解能力^[37]。结合产甲烷、pH 值和 VFAs 数据推测,固体有机硅胶可能改变体系微环境 (如挤占有效液相空间、改变表面附着特性) ,对微生物产生选择性压力,诱导不利于优势水解菌和产甲烷菌增殖的群落演替^[38] , 最终导致产甲烷性能持续受抑。

2.3.2 AB 硅胶对 Alpha 多样性的影响

对 Blank、Control、2%、10% 和 20% 组发酵液样品进行 OTU 分类统计,并分别对全部 OTU 数据及只保留古菌 OTU 数据开展 Alpha 多样性分析。表 2 为 Blank、Control、2%、10% 和 20% 组的微生物群落 Alpha 多样性指数。Chao1 和 ACE 指数显示,3 轮发酵后对照组和试验组微生物的丰富度均明显提升;且试验组丰度高于对照组。Shannon 与 Simpson 指数显示,发酵后微生物均匀性降低、优势物种集中度升高。结合 2.3.1 节结果可知,对照组中 Bacillota 相对丰度显著上升 ($p < 0.05$) , 试验组则以 Synergistota 和 Pseudomonadota 为优势上升类菌群,说明 AB 硅胶不仅加剧微生物群落结构的不均匀性,同时还降低了水解菌 Bacillota 的生态优势度。

表 2 Blank、Control、2%、10% 和 20% 组的微生物群落 Alpha 多样性指数

Tab. 2 Alpha diversity indices of microflora in Blank, Control, 2%, 10% and 20% groups

试验组	ACE	Shannon	Simpson	Chao1	Coverage
Blank	669.70	4.20	0.035	664.14	0.997
Control	719.39	4.06	0.045	705.13	0.996
2%	727.05	3.99	0.046	711.11	0.996
10%	749.88	4.00	0.046	737.42	0.996
20%	728.13	4.10	0.039	720.25	0.996

表 3 为 Blank、Control、2%、10% 和 20% 组的古菌群落 Alpha 多样性指数。Chao1 和 ACE 指数显示,试验组 (2%、10%、20%) 的数值普遍高于对照组 (Control) 和初始组 (Blank) , 表明投加 AB 硅胶并经过 3 轮发酵后古菌群落物种绝对丰度提升。但对对照组 Shannon 指数最高 (1.40) , Simpson 指数最低 (0.32) , 说明 AB 硅胶虽增加古菌数量 (Chao1、ACE 上升) , 却加剧群落物种分布不均匀性 (Shannon 下

降),使 *Methanobacterium* 等优势菌群更为突出 (Simpson 上升)。综上,AB 硅胶可提升古菌物种丰富度,但导致古菌群落结构向少数优势菌群 (*Methanobacterium*)集中,整体多样性下降。

表 3 Blank、Control、2%、10%和 20%组的古菌群落 Alpha 多样性指数

Tab. 3 Alpha diversity indices of microflora in Blank, Control, 2%, 10% and 20% groups

试验组	ACE	Shannon	Simpson	Chao1	Coverage
Blank	10. 33	1. 23	0. 40	10. 33	0. 998
Control	11. 83	1. 40	0. 32	11. 33	0. 997
2%	16. 14	1. 31	0. 36	12. 00	0. 996
10%	15. 71	1. 24	0. 39	12. 67	0. 993
20%	14. 38	1. 35	0. 33	11. 83	0. 994

2. 4 SMA 试验结果

图 6a 为 SMA 试验中对照组与试验组的累积 CH₄产量变化图。更换底物为三水合乙酸钠后,SMA 试验中各组累积 CH₄产量规律与图 2b 一致,Control 组((252 ± 9) mL/g)显著高于各 AB 硅胶试验组($p < 0.05$),其中 2% 组累积 CH₄产量最低((121 ± 6) mL/g),10% 组累积 CH₄产量相对较高((180 ± 9) mL/g)。线性回归分析显示,Control 和 2%、5%、10%、15%、20% 组曲线在最大活性区间(2 ~ 5 d)的平均斜率分别为 61. 68、34. 07、42. 37、47. 49、49. 00、47. 77 mL/d。计算各试验组与 Control 组平均斜率比值(f_{ACT} ,%)并绘制 f_{ACT} -硅胶添加量曲线(图 6b),该曲线与 $f_{ACT} = 50\%$ 的交点对应 AB 硅胶浓度为 1. 8%,即为其半抑制浓度 IC₅₀值。

表 4 是 Control、2%、5%、10%、15% 和 20% 组在 SMA 试验开始与结束时发酵液的 pH 值、IA/PA、VS 变化情况。由表 4 可知,试验开始后 VS 均出现降解,各试验组 pH 值虽有下降但降幅度较小(符合图 3a 结果),表明 AB 硅胶并未导致系统酸化崩溃,与前文 AB 硅胶不通过酸化抑制产甲烷的结论一致。以 IA/PA 值合理区间(0. 30 ~ 0. 45)^[39]为参考,Control 组发酵结束时 IA/PA 虽增大,但仍处于

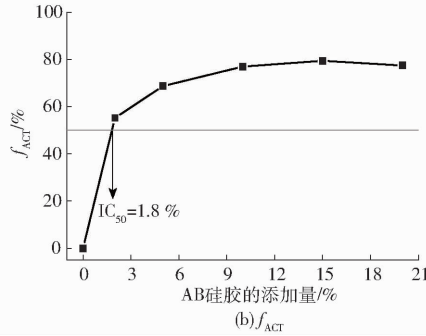
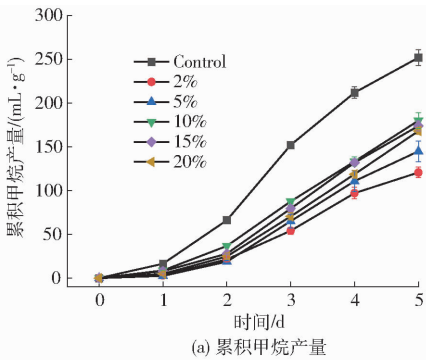


图 6 比产甲烷活性试验中各组累积甲烷产量和 f_{ACT} -硅胶添加量曲线

Fig. 6 Cumulative methane production of each group in SMA and f_{ACT} - silicone concentration curves

合理范围;而各 AB 硅胶试验组 IA/PA 值均低于该区间,说明 AB 硅胶未通过影响系统缓冲能力从而抑制产甲烷,进一步佐证其对产甲烷的抑制作用源于水解环节,而非系统酸化。

表 5 为 Control、2%、5%、10%、15%、20% 组和空白组在 SMA 试验起止时发酵液乙酸质量浓度变化。乙酸作为厌氧消化核心中间代谢物、主要产甲烷前体及系统稳定性表征指标,约 75% 的 CH₄直接来源于乙酸,其代谢直接影响 CH₄产量。由表 5 可知,以三水合乙酸钠为发酵底物后,虽然各组乙酸浓度均大幅上升,但试验结束时乙酸均被快速降解,表明 AB 硅胶未显著削弱微生物群落乙酸降解能力。然而,空白组中 Control 的乙酸浓度在试验结束后下降,空白组 2%、5%、10%、15%、20% 的乙酸浓度在试验结束后均上升,由此推测 AB 硅胶依然会影响微生物群落的活性,导致乙酸代谢活性降低。

表 4 比产甲烷活性试验开始和结束时发酵液的 pH 值、IA/PA、VS

Tab. 4 pH, IA/PA and VS at start and end of specific methanogenic activity experiment

试验组	pH 值		IA/PA		VS(湿基)/%	
	初始	结束	初始	结束	初始	结束
Control	8. 23 ± 0. 01	8. 09 ± 0. 01	0. 21 ± 0. 01	0. 45 ± 0. 03	1. 98 ± 0. 02	1. 42 ± 0. 03
2%	8. 24 ± 0. 01	8. 13 ± 0. 01	0. 21 ± 0. 01	0. 16 ± 0. 01	1. 53 ± 0. 19	1. 21 ± 0. 12
5%	8. 23 ± 0. 01	8. 11 ± 0. 01	0. 21 ± 0. 01	0. 15 ± 0. 01	1. 84 ± 0. 15	1. 34 ± 0. 03
10%	8. 22 ± 0. 01	8. 15 ± 0. 02	0. 26 ± 0. 01	0. 14 ± 0. 02	1. 53 ± 0. 12	1. 37 ± 0. 04
15%	8. 22 ± 0. 01	8. 16 ± 0. 01	0. 24 ± 0. 01	0. 16 ± 0. 02	1. 73 ± 0. 07	1. 21 ± 0. 05
20%	8. 26 ± 0. 01	8. 21 ± 0. 01	0. 24 ± 0. 01	0. 13 ± 0. 01	1. 80 ± 0. 04	1. 28 ± 0. 10

表 5 比产甲烷活性试验开始和结束时发酵液的
乙酸质量浓度

Tab.5 Acetic acid concentration at start and end of specific methanogenic activity experiment mg/L				
组别	试验组		空白组	
	初始	结束	初始	结束
Control	2 885.2 ± 98.1	39.9 ± 0.6	59.3 ± 0.2	45.7 ± 2.7
2%	3 032.8 ± 111.3	33.1 ± 0.5	40.9 ± 1.2	56.2 ± 1.7
5%	2 853.4 ± 160.8	38.0 ± 3.2	32.2 ± 1.0	67.2 ± 0.8
10%	2 969.6 ± 4.2	35.6 ± 0.9	36.8 ± 2.2	66.0 ± 2.0
15%	2 987.7 ± 21.4	31.9 ± 0.7	36.8 ± 0.8	66.9 ± 0.6
20%	2 942.3 ± 90.9	44.7 ± 0.1	30.3 ± 1.3	68.8 ± 0.7

3 结论

(1)采用 AB 硅胶作为新型载体,对厌氧消化产
甲烷过程存在抑制效应。3 轮分批补料的产甲烷潜

力抑制试验结果表明,添加量为 2% 的 AB 硅胶对厌
氧消化产甲烷的抑制作用最强,3 轮累积产 CH₄ 量
的降幅分别达 41.3%、31.8%、31.1%。SMA 试验
表明,AB 硅胶的 IC₅₀ 为 1.8%。

(2)AB 硅胶对微生物群落结构的影响表现为:
降低优势水解细菌 Bacillota 丰度,提高 Synergistota、
Methanobacteriota 丰度,促进 *Methanobacterium* 成为
优势产甲烷菌,降低古菌群落均匀性。

(3)在厌氧消化体系中添加 AB 硅胶,未影响发
酵体系的 pH 值和缓冲能力,未形成乙酸和总 VFAs
累积。结合其对微生物群落的影响,推测其产甲烷
抑制效应主要源于:有机硅胶占据部分发酵空间,减
少了水解细菌与纤维素底物的有效接触,抑制了其
对大分子底物的高效利用,进而改变了产甲烷微生
物群落的整体生态功能与系统代谢通量。

参 考 文 献

[1] 高崇风, 韩鲁佳. 超微粉碎/NaOH 同步处理麦秸纤维素分离特性研究[J]. 农业机械学报, 2024, 55(2): 346–352,371.
Gao Chongfeng, Han Lujia. Effect of ultrafine-grinding/NaOH synchronous treatment on separation of wheat straw cellulose[J]. Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery, 2024, 55(2): 346–352, 371. (in Chinese)

[2] Fu S, Angelidaki I, Zhang Y. In situ biogas upgrading by CO₂-to-CH₄ bioconversion[J]. Trends Biotechnol, 2021, 39(4): 336–347.

[3] 李杰, 李文哲, 许洪伟, 等. 牛粪湿法厌氧消化规律及载体影响的研究[J]. 农业工程学报, 2007, 23(3): 186–191.
Li Jie, Li Wenzhe, Xu Hongwei, et al. Rules of anaerobic digestion of cow manure by wet method and the effect of carriers[J]. Transactions of the CSAE, 2007, 23(3): 186–191. (in Chinese)

[4] 何董, 罗立娜, 徐名汉, 等. 外源生物强化下水稻秸秆好氧-厌氧两相发酵产甲烷特性研究[J]. 农业机械学报, 2024, 55(8): 401–409.
He Dong, Luo Lina, Xu Minghan, et al. Study on methane production characteristics of aerobic-anaerobic two-phase fermentation of rice straw under exogenous bioaugmentation[J]. Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery, 2024, 55(8): 401–409. (in Chinese)

[5] Gulsen Akbay H E, Basgoz O, Guler O. A novel additive for enhancing biomass energy production from agro-industrial wastes: synthesis of hydrophobic nanoporous silica aerogel and its effect on methane production [J]. Biomass Conversion and Biorefinery, 2025,15(5): 7203–7222.

[6] Pilarska A A, Wolna-Maruwka A, Niewiadomska A, et al. A comparison of the influence of kraft lignin and the kraft lignin/silica system as cell carriers on the stability and efficiency of the anaerobic digestion process[J]. Energies, 2020, 13(21): 5803.

[7] 陈精华, 张健臻, 陈建军. 加成型有机硅模具胶的研制[J]. 有机硅材料, 2022, 36(2): 30–34.
Chen Jinghua, Zhang Jianzhen, Chen Jianjun. Preparation of additional mold silicone rubber[J]. Silicone Material, 2022, 36(2): 30–34. (in Chinese)

[8] Owen W F, Stuckey D C, Healy J B, et al. Bioassay for monitoring biochemical methane potential and anaerobic toxicity[J]. Water Research, 1979, 13(6): 485–492.

[9] Speece R E. Anaerobic biotechnology for industrial wastewaters[M]. Nashville: Archae Press,1996: 73.

[10] Lisboa M S, Lansing S. Evaluating the toxicity of food processing wastes as co-digestion substrates with dairy manure[J]. Waste Management, 2014, 34(7): 1299–1305.

[11] Etuwe C N, Momoh Y O L, Iyagba E T. Development of mathematical models and application of the modified Gompertz model for designing batch biogas reactors[J]. Waste and Biomass Valorization, 2016, 7(3): 543–550.

[12] 刘士清, 张无敌, 尹芳, 等. 沼气发酵实验教程[M]. 北京: 化学工业出版社, 2013.

[13] Sun C, Cao W, Banks C J, et al. Biogas production from undiluted chicken manure and maize silage: a study of ammonia inhibition in high solids anaerobic digestion[J]. Bioresource Technology, 2016, 218: 1215–1223.

[14] 谢金连, 徐龙君, 吴江, 等. 痕量金属对农贸市场废弃物厌氧消化的影响[J]. 重庆大学学报, 2007, 30(5): 23–26.
Xie Jinlian, Xu Longjun, Wu Jiang, et al. Effect of trace metals on anaerobic digestion of solid waste from farming trade market[J]. Journal of Chongqing University, 2007, 30(5): 23–26. (in Chinese)

[15] Cao W, Wang M, Liu M, et al. The chemical and dynamic distribution characteristics of iron, cobalt and nickel in three different anaerobic digestates: effect of pH and trace elements dosage[J]. Bioresource Technology, 2018, 269: 363–374.

[16] Walters W, Hyde E R, Berg-Lyons D, et al. Improved bacterial 16S rRNA gene (V4 and V4 – 5) and fungal internal transcribed spacer marker gene primers for microbial community surveys[J]. mSystems, 2016, 1(1): e00009 – 15.

[17] Costa T H F, Eijsink V G H, Horn S J. The use of lytic polysaccharide monooxygenases in anaerobic digestion of lignocellulosic materials[J]. Biotechnology for Biofuels, 2019, 12(1): 270.

[18] Negri C, Ricci M, Zilio M, et al. Anaerobic digestion of food waste for bio-energy production in China and Southeast Asia; a review[J]. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 2020, 133: 110138.

[19] 左欢, 孙辰. 3D 打印反刍仿生结构对餐厨垃圾厌氧发酵产甲烷性能的影响[J]. 太原理工大学学报, 2025, 56(1): 54 – 61.

Zuo Huan, Sun Chen. The impact of 3D printed ruminant biomimetic structures on the performance of biomethane production from kitchen waste via anaerobic fermentation[J]. Journal of Taiyuan University of Technology, 2025, 56(1): 54 – 61. (in Chinese)

[20] Pauss A, Andre G, Perrier M, et al. Liquid-to-gas mass transfer in anaerobic processes: inevitable transfer limitations of methane and hydrogen in the biomethanation process[J]. Applied and Environmental Microbiology, 1990, 56(6): 1636 – 1644.

[21] Angelidaki I, Alves M, Bolzonella D, et al. Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops; a proposed protocol for batch assays[J]. Water Science and Technology, 2009, 59(5): 927 – 934.

[22] Grande C A, Morence D G B, Bouzga A M, et al. Silica gel as a selective adsorbent for biogas drying and upgrading[J]. Industrial & Engineering Chemistry Research, 2020, 59(21): 10142 – 10149.

[23] Yuan Q, Liu Z, Zheng K, et al. Civil engineering materials: from theory to practice[M]. Oxford: Elsevier, 2021.

[24] Wang Y, Zhang Y, Wang J, et al. Effects of volatile fatty acid concentrations on methane yield and methanogenic bacteria [J]. Biomass and Bioenergy, 2009, 33(5): 848 – 853.

[25] Lu Y. Antibacterial and antiviral activities of thymol against *Salmonella* and coliphage MS2 on grape tomatoes, both alone and in combination with organic acids and surfactants[D]. Newark: University of Delaware, 2011.

[26] Xu Y, Meng X, Song Y, et al. Effects of different concentrations of butyrate on microbial community construction and metabolic pathways in anaerobic digestion[J]. Bioresource Technology, 2023, 377: 128845.

[27] Kostopoulou E, Chioti A G, Tsioni V, et al. Microbial dynamics in anaerobic digestion: a review of operational and environmental factors affecting microbiome composition and function[J]. Journal of Cleaner Production, 2023, 22: 2235 – 2252.

[28] Inácio A C M. Comparative analysis of microbial communities from full scale anaerobic digesters[D]. Braga:Universidade do Minho, 2023.

[29] 唐山青, 谢彦培, 刘智峰, 等. 温度转换对厌氧消化系统连续运行及微生物群落的影响[J]. 中国环境科学, 2024, 44(8): 4303 – 4313.

Tang Shanqing, Xie Yanpei, Liu Zhifeng, et al. Effect of temperature conversion on continuous operation and microbial community of anaerobic digestion system[J]. China Environmental Science, 2024, 44(8): 4303 – 4313. (in Chinese)

[30] 张堃. 德国分散式污水处理系统微生物群落结构及功能[J]. 中国环境科学, 2018, 38(8): 2981 – 2989.

Zhang Kun. Microbial community structure and function in a decentralized urban wastewater infrastructure systems in German [J]. China Environmental Science, 2018, 38(8): 2981 – 2989. (in Chinese)

[31] Thomas F, Hehemann J-H, Rebuffet E, et al. Environmental and gut bacteroidetes: the food connection[J]. Frontiers in Microbiology, 2011, 2: 93.

[32] Abbasian F, Palanisami T, Megharaj M, et al. Microbial diversity and hydrocarbon degrading gene capacity of a crude oil field soil as determined by metagenomics analysis[J]. Biotechnology Progress, 2016, 32(3): 638 – 648.

[33] 刘海燕, 李宁, 李敬慈, 等. 氨基化硅胶载体固定化 α -淀粉酶的研究[J]. 食品科学, 2009, 30(1): 168 – 171.

Liu Haiyan, Li Ning, Li Jingci, et al. Study on immobilization of α -amylase with 3-aminopropyl silica gel as carrier[J]. Food Science, 2009, 30(1): 168 – 171. (in Chinese)

[34] 冷欢, 杨清, 黄钢锋, 等. 氢营养型产甲烷代谢途径研究进展[J]. 微生物学报, 2020, 60(10): 2136 – 2160.

Leng Huan, Yang Qing, Huang Gangfeng, et al. Recent advances in hydrogenotrophic methanogenesis [J]. Acta Microbiologica Sinica, 2020, 60(10): 2136 – 2160. (in Chinese)

[35] Zhou J, Smith J A, Li M, et al. Methane production by *Methanothrix thermoacetophila* via direct interspecies electron transfer with *Geobacter metallireducens*[J]. mBio, 2023, 14(4): e0036023.

[36] Rama H, Ndaba B, Dhlamini M S, et al. Elucidating key microbial drivers for methane production during cold adaptation and psychrophilic anaerobic digestion of cattle manure and food waste[J]. Fermentation (Basel), 2024, 10(7): 373.

[37] Wang R, Li C, Lv N, et al. Deeper insights into effect of activated carbon and nano-zero-valent iron addition on acidogenesis and whole anaerobic digestion[J]. Bioresource Technology, 2021, 324: 124671.

[38] Vavilin V, Fernandez B, Palatsi J, et al. Hydrolysis kinetics in anaerobic degradation of particulate organic material; an overview[J]. Waste Management, 2008, 28(6): 939 – 951.

[39] Ferreira T B, Passos F, Chernicharo C A L, et al. Anaerobic digestion of food waste: effect of the organic load variation in a demo-scale system[J]. Waste and Biomass Valorization, 2021, 12(1): 267 – 279.