

DOI:10.3969/j.issn.1003-5060.2025.06.008

水热预处理强化牛粪厌氧消化及机制研究

李科宇, 吴文涛, 马丁, 刘昌昊, 岳正波, 王进

(合肥工业大学 资源与环境工程学院, 安徽 合肥 230009)

摘要:对牛粪进行水热预处理(hydrothermal pretreatment, HTP)有助于提升厌氧消化的稳定性。文章通过水热预处理强化牛粪厌氧消化,探究温度和时间对水热产物特性及后续厌氧消化的影响。结果表明,随温度上升,产炭率降低,液体产物中化学需氧量(chemical oxygen demand, COD)质量浓度上升。180 °C产物产甲烷量高于240 °C产物的产甲烷量,且180 °C液体产物添加水热炭最高能提升20.75%的产甲烷量。微生物分析结果表明,240 °C产物实验组中*Methanobacterium*相对丰度相比180 °C实验组明显下降,180 °C液体产物添加水热炭提升*Methanobacterium*相对丰度达12.19%。该研究结果对牛粪水热处理强化厌氧工艺优化有一定的参考价值。

关键词:牛粪;水热处理;厌氧消化;甲烷;水热炭

中图分类号:X713

文献标志码:A

文章编号:1003-5060(2025)06-0764-06

Study on the enhancement of anaerobic digestion of cattle manure by hydrothermal pretreatment and its mechanism

LI Keyu, WU Wentao, MA Ding, LIU Changhao, YUE Zhengbo, WANG Jin

(School of Resources and Environmental Engineering, Hefei University of Technology, Hefei 230009, China)

Abstract: The hydrothermal pretreatment (HTP) for the cattle manure is beneficial to the stability of anaerobic digestion (AD). In this study, HTP was used to enhance the AD of cattle manure, and the effects of temperature and time on the characteristics of hydrothermal products and subsequent AD were investigated. The results show that with the increase of temperature, the carbon yield decreases and the chemical oxygen demand (COD) concentration in liquid products increases. The methane production of hydrothermal products at 180 °C is higher than that at 240 °C, and the maximum methane production can be increased by 20.75% when hydrochar is added to liquid products at 180 °C. The results of microbial analysis show that the relative abundance of *Methanobacterium* in the hydrothermal product group at 240 °C is significantly lower than that in the experimental group at 180 °C, and the addition of hydrochar in the liquid product at 180 °C increases the relative abundance of *Methanobacterium* by 12.19%. The results have reference values for the optimization of anaerobic process of cattle manure enhanced by hydrothermal treatment.

Key words: cattle manure; hydrothermal treatment; anaerobic digestion (AD); methane; hydrochar

畜牧业的快速发展导致禽畜粪便的大量产生,若不进行处理则会污染周边水体和土壤,造成重金属含量超标、土壤通透性降低、水体富营养化

等问题^[1]。同时,牛粪又是一种极具潜力的可再生能源,是制造生物能源和燃料的理想原料^[2]。生产和使用可再生能源取代化石燃料在全世界范

收稿日期:2023-03-08;修回日期:2023-04-21

基金项目:国家自然科学基金区域创新发展联合基金资助项目(U19A20108)

作者简介:李科宇(1997—),男,安徽蚌埠人,合肥工业大学硕士生;

吴文涛(1972—),男,安徽合肥人,博士,合肥工业大学教授,硕士生导师,通信作者,E-mail:wuwentao@hfut.edu.cn;

岳正波(1980—),男,河南济源人,博士,合肥工业大学教授,博士生导师;

王进(1978—),女,安徽淮南人,博士,合肥工业大学教授,博士生导师。

围内受到越来越多的关注。因此,合理处理牛粪并进行资源化利用是一个亟待解决的问题。

目前,厌氧消化是养殖场粪污处理的有效途径,不仅可以在相对温和条件下转化各种物质,还会产生具有经济价值的甲烷^[3]。但牛粪自身组成复杂,含有抗生素、虫卵以及一些难降解物质,对厌氧消化稳定性及后续处理不利^[4]。为了解决这些问题,机械处理、化学处理、生物处理和热处理等预处理技术已被应用于粪便的预处理。文献^[5]研究牛粪不同预处理方式对厌氧消化的影响,发现在磨碎、加碱、热处理和碱热处理4种方法中,碱热处理取得了最好的产甲烷效果(转化超过7%的木质纤维,使甲烷产量增加127%)。上述方法中,机械处理不会产生毒性物质,但需要高能耗;化学处理可以有效处理难降解物质,但可能留下Na⁺等对厌氧消化不利的物质;生物处理虽不会生成有毒物质,但需要额外的时间成本^[6]。在这些预处理方法中,水热预处理(hydrothermal pretreatment, HTP)因其处理简便快捷、无需投加化学物质等优点受到较多关注。

HTP可对原料进行稳定化及均质化处理。在HTP的高温高压下,原料中有机物和无机物溶解到液相。水热产物包含固体产物(水热炭)和液体产物(炭化液),反应过程主要发生在180~300℃温度范围内。HTP处理后,可通过物理方法将液体产物与水热炭分离。炭化液中有机物质量分数较高,包括蛋白质、挥发性脂肪酸(volatile fatty acid, VFA)和腐殖质等^[7]。厌氧消化法被认为是处理水热产物最简单、易于应用的生物法,产生甲烷还可弥补HTP过程中的热耗。水热与厌氧消化联合还能减少厌氧消化过程的滞后期,增加厌氧过程的稳定性^[8]。

水热处理在促进厌氧消化方面的应用取得了一些成果。文献^[9]评估低温水热预处理改善猪粪干式厌氧消化的性能,发现110~130℃预处理30 min可使猪粪中可溶性有机碳浓度提高13%~26%,相对于未处理猪粪厌氧消化甲烷产量提升14%~34%;文献^[10]研究燕麦壳进行水热处理对厌氧消化的影响,发现添加水热炭使甲烷产量增加了17%;文献^[11]研究表明牛粪进行碱热处理有助于提高底物降解率以增加甲烷产量,相比对照组的甲烷产率提高243%。上述研究从不同角度探讨了各条件下不同原材料形成水热产物对厌氧消化的影响,但目前对以牛粪为代表的禽畜粪便水热产物中,液体产物和液体产物

添加一部分产生条件相同的水热炭的厌氧消化性能的研究相对较少。

因此,本研究的主要目的是评价水热预处理条件对牛粪水热产物性质的影响。同时,在固液分离基础上考察单独液相和液相投加一部分水热炭对厌氧消化产甲烷和微生物群落结构的影响,为牛粪水热产物厌氧消化以及牛粪资源转化提供理论支撑。

1 材料与方法

1.1 牛粪预处理及水热处理

牛粪来自安徽某养牛场,原始粪污在烘箱中105℃烘干,经高速破碎机破碎并过40目筛网后置于干燥器。水热反应条件为:温度180,240℃,固液比1:10,停留时间为0.5、1.0、2.0 h。水热反应结束后,反应产物在离心机中进行固液分离(3 000 r/min, 4 min),分离后炭化液在冰箱中4℃保存,水热炭经烘箱105℃烘干。

1.2 水热产物厌氧消化

本文采用250 mL血清瓶作为反应器,反应体系设为150 mL。接种物为安徽某污水厂的厌氧污泥,总固体质量分数为2.71%,挥发性固体质量分数为41.21%,pH值为8.21。发酵质量分数设定为1.8%,每个发酵瓶中添加炭化液和接种污泥共150 mL(炭化液50 mL、污泥100 mL),实验每个条件设有添加水热炭(3 g/L)和不加炭组,基于水热反应条件,实验组命名格式示例为180-0.5(180℃-0.5 h简称)和180-0.5C(表示添加水热炭)。将炭化液、污泥和水热炭装瓶混合均匀,通入氮气约10 min确保无氧环境后立即密封。将发酵瓶放入恒温培养箱,温度37℃。每组2个平行,反应过程中定期取样。待所有反应结束后,取出污泥进行后续微生物分析。

1.3 分析方法

水热炭产率通过重量法计算得出。元素组成由vario EL cube元素分析仪(德国Elementar公司)进行分析。表面官能团由傅里叶变换红外光谱仪(Fourier transform infrared spectrometer, FTIR)进行表征。化学需氧量(chemical oxygen demand, COD)根据《水质化学需氧量的测定重铬酸盐法(HJ 828—2017)》测定。氨氮根据《水质氨氮的测定纳氏试剂分光光度法(HJ 535—2009)》测定。总氮根据《水质总氮的测定碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法(HJ 636—2012)》测定。pH值由雷磁PHS-3E型pH计(上海仪电)测定。VFA由GC-

2010 气相色谱仪(日本岛津)测定。甲烷采用 SP6980 气相色谱仪(山东鲁南瑞虹化工)检测。厌氧反应结束后,取出瓶中污泥送往上海派森诺生物科技股份有限公司进行测序。

细菌对 V3V4 区扩增,引物选用 338F(5'-ACTCCTACGGGAGGCAGCAG-3')和 806R(5'-GGACTACHVGGGTWTCTAAT-3'),片段大小 480 bp;古菌对 V4V5 区进行扩增,引物选用 524F(5'-TGYCAGCCGCCGCGTAA-3')和 958R(5'-YCCGGCGTTGAVTCCAATT-3'),片段大小 420 bp。数据由 Origin Pro 2021 软件进行分析绘图。产甲烷曲线使用两段 Gompertz 方程^[12]进行

拟合,具体表达式为:

$$y = \sum_{i=1}^2 A_i \exp \left\{ - \exp \left(\frac{R_{m_i} e}{A_i} (\lambda_i - t) + 1 \right) \right\} \quad (1)$$

其中: y 为甲烷总体积; i 为分解后的产甲烷阶段数; A 为该阶段最大产甲烷量; R_m 为该阶段最大产甲烷速率; λ 为迟滞期; t 为发酵时间。

2 结果与讨论

2.1 不同条件下水热产物的性质

牛粪水热产物的基本理化性质见表 1 所列。原始牛粪和各条件下产生水热炭的元素质量分数见表 2 所列。

表 1 各组牛粪水热产物的性质

温度/°C	时间/h	产炭率/%	pH 值	$\rho(\text{COD})/(\text{mg/L})$	$\rho(\text{氨氮})/(\text{mg/L})$	$\rho(\text{总氮})/(\text{mg/L})$	$\rho(\text{乙酸})/(\text{mg/L})$
180	0.5	69.32±1.08	6.50±0.14	16 863±568	352.28±14.21	744.12±16.47	3 050±109
180	1.0	68.78±2.11	6.36±0.11	17 121±554	366.67±18.32	742.96±26.26	3 023±103
180	2.0	67.75±0.65	6.24±0.03	15 364±326	392.45±10.01	743.01±30.31	2 944±106
240	0.5	52.55±1.33	5.32±0.04	21 169±787	750.43±21.21	789.28±13.74	3 140±112
240	1.0	47.81±0.68	5.28±0.01	24 987±369	688.48±15.39	703.12±20.03	3 174±103
240	2.0	46.87±0.89	5.16±0.07	23 371±487	643.92±23.57	711.35±20.77	3 189±129

表 2 牛粪及各水热炭的元素质量分数

温度/°C	时间/h	$w/\%$					$w(\text{O})/w(\text{C})$
		C	H	O	N	S	
常温	0	35.18	4.54	32.24	1.54	0.29	0.91
180	0.5	39.89	4.62	24.30	1.42	0.17	0.61
180	1.0	37.47	4.38	27.10	1.33	0.15	0.72
180	2.0	37.78	4.37	26.50	1.29	0.23	0.70
240	0.5	38.43	3.81	18.42	1.48	0.30	0.48
240	1.0	39.15	3.62	15.43	1.56	0.28	0.39
240	2.0	39.79	3.58	12.98	1.72	0.23	0.33

两段 Gompertz 方程部分参数见表 3 所列。从表 1 可以看出,产炭率随温度升高和停留时间延长而降低。在同等温度条件下,停留时间的延长对产炭率降低的影响较小。这说明随着温度的升高,水热反应会更容易生成液体和气体,固体原料的分解加剧,产炭率降低,大量有机物溶解,导致 COD 质量浓度随温度升高而上升^[13]。随着温度升高和停留时间的延长,液体 pH 值逐渐降低,其均值由 6.50 降低至 5.16,乙酸质量浓度缓慢上升。这表明有机物随温度的上升而降解,发生脱水脱羧反应,生成更多有机酸^[14]。180 °C 时总氮中氨氮只有不足为 60%,而温度提升至 240 °C 后,氨氮与总氮质量浓度相近,说明氮基本以氨氮的形式存在,高温高压促使蛋白质和其他含氮物质分解^[15]。

表 3 两段 Gompertz 方程部分参数

组别	$R_{m1}/(\text{mL/d})$	$R_{m2}/(\text{mL/d})$	λ_1/d	λ_2/d	R^2
180-0.5	12.25	2.15	1.33	10.31	0.999 7
180-0.5C	11.44	2.57	1.27	11.41	0.999 4
180-1.0	11.55	2.18	1.27	11.35	0.999 6
180-1.0C	12.53	2.76	1.44	9.91	0.999 7
180-2.0	11.56	1.95	1.37	8.75	0.999 3
180-2.0C	10.91	2.61	1.43	10.68	0.999 8
240-0.5	7.91	2.12	1.87	11.73	0.998 9
240-0.5C	6.01	1.91	2.22	12.78	0.999 2
240-1.0	5.98	1.75	2.12	13.41	0.998 7
240-1.0C	5.56	2.06	2.26	14.59	0.999 3
240-2.0	6.44	2.12	2.53	12.67	0.999 1
240-2.0C	6.76	2.46	2.21	13.58	0.999 2

从表 2 可以看出,相比牛粪,水热炭的 C 质量分数增加,O 和 H 的质量分数减少,O 与 C 质量分数之比从 0.61 降至 0.33,说明发生脱水脱

羧反应。原始牛粪和各条件下产生水热炭的 FT-IR 谱图如图 1 所示。

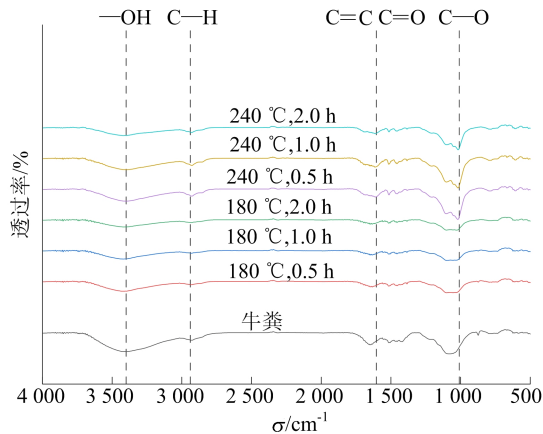


图 1 牛粪与水热炭的 FTIR 谱图

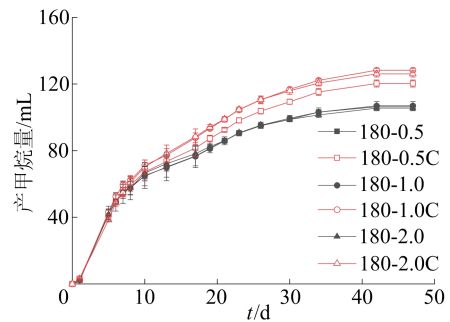
由图 1 可知:3 400 cm^{-1} 处的峰对应 O—H 的伸缩振动,说明水热炭中存在羧基或羟基官能团,与原始牛粪对比可知水热炭发生脱水反应;2 933 cm^{-1} 处的峰对应脂肪烃 C—H 的弯曲振动,说明水热炭中存在烷烃类化合物;1 606 cm^{-1} 处的峰对应 C=C 振动,此峰在 240 $^{\circ}\text{C}$ 条件产生的水热炭中强度要高于 180 $^{\circ}\text{C}$ 条件产生的水热炭,说明高温下水热炭发生了更多的芳构化反应^[16];1 604~1 618 cm^{-1} 处的峰也与 C=O 基团(羰基、酯或羧基)相关^[17]。1 010 cm^{-1} 处的峰对应 C—O 的伸缩振动,表示水热炭中存在羟基、醚基或者酯基,同时酚类物质的 C—O 也在该区域也有吸收峰^[18]。240 $^{\circ}\text{C}$ 条件产生的水热炭中 C=C 和 C—O 强度高于 180 $^{\circ}\text{C}$ 产生的水热炭,可以推断高温下水热炭产生了更多的芳香类物质^[19]。

2.2 水热产物的厌氧消化产甲烷量等变化

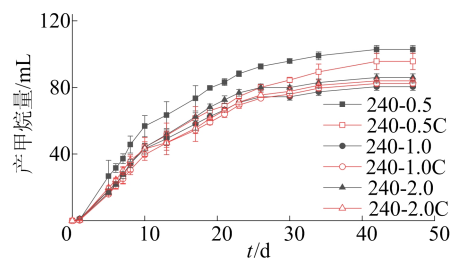
牛粪水热产物的厌氧累积产甲烷量如图 2 所示,最终甲烷产率如图 3 所示。

从图 2 可以看出,180 $^{\circ}\text{C}$ 组单独炭化液厌氧产甲烷量高于 240 $^{\circ}\text{C}$ 组。其中,180-0.5 和 180-0.5C 产甲烷量分别为 106.84、120.27 mL,相比于 240-0.5 和 240-0.5C 的 102.84、95.59 mL 分别高 3.92%、25.82%。180 $^{\circ}\text{C}$ 组投加水热炭相比不加水热炭均取得产甲烷量的增加,提升幅度为 13.21%~20.75%;240 $^{\circ}\text{C}$ 组投加水热炭后对产甲烷量提升效果均为超过 5.00%,并且 240-0.5C 相比 240-0.5 产甲烷量下降 7.01%。由表 3 可知,180 $^{\circ}\text{C}$ 产物的一阶段最大日产甲烷速率 R_{ml} 高于 240 $^{\circ}\text{C}$ 产物,180-0.5、180-1.0、180-2.0 的 R_{ml} 分别为 12.25、

11.55、11.56 mL/d,而 240-0.5、240-1.0、240-2.0 的 R_{ml} 分别为 7.91、5.98、6.44 mL/d。



(a) 180 $^{\circ}\text{C}$ 组产甲烷量



(b) 240 $^{\circ}\text{C}$ 组产甲烷量

图 2 各实验组的累积产甲烷量

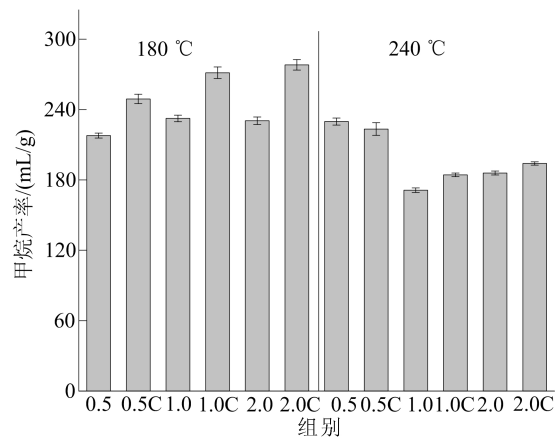


图 3 各实验组的甲烷产率

从图 3 可以看出,180 $^{\circ}\text{C}$ 组投加水热炭相比不加水热炭提高了甲烷产率,而 240 $^{\circ}\text{C}$ 组加炭相比不加水热炭的甲烷产率无显著变化。

180 $^{\circ}\text{C}$ 组投加水热炭相比不加水热炭取得最高 20.75% 的产甲烷体积增加,原因可能是相对较低的温度和较短的停留时间产生的水热炭表面含有更多的含氧官能团,能促进厌氧微生物的种间电子直接传递(direct interspecies electron transfer, DIET),提升甲烷产量^[17]。240 $^{\circ}\text{C}$ 产生水热炭对产甲烷无提升效果原因可能是炭表面含氧官能团数量低于 180 $^{\circ}\text{C}$ 水热炭,表 2 中水热炭 O 质量分数和 O 与 C 质量分数之比随着温度升高和停留

时间的延长而降低,说明水热炭上含氧官能团的数量降低。另外可能原因是 200 °C 以上产生的水热炭上带有美拉德反应产生的对厌氧不利的含氮物质^[20]。

2.3 微生物群落组成分析

厌氧消化结束后的微生物群落结构样品中细菌在属水平上的分布如图 4 所示。

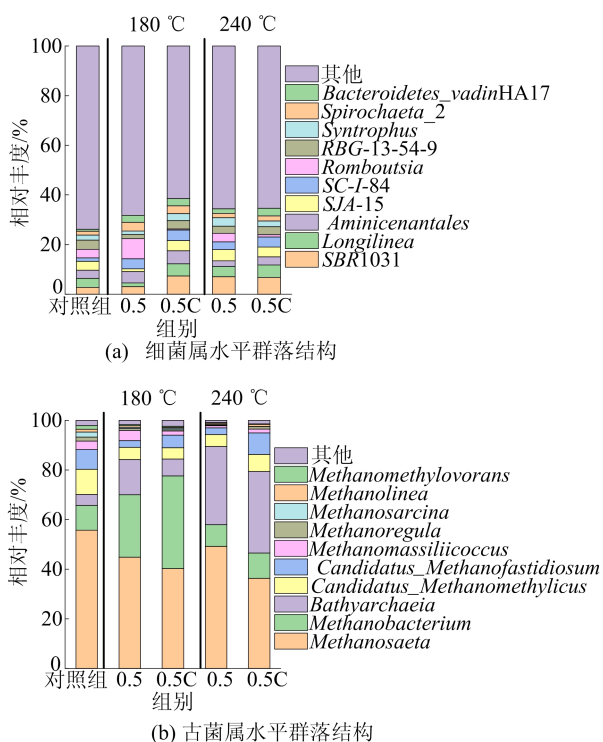


图 4 厌氧消化结束后的微生物群落结构

从图 4a 可以看出,相对丰度占比较高的细菌有 *SBR1031*、*Aminicenantales* 和 *Romboutsia*。180-0.5C 和 180-0.5 的 *SBR1031* 相对丰度分别为 7.34% 和 3.06%, 而 240-0.5C 和 240-0.5 的相对丰度为 6.73% 和 7.02%。*SBR1031* 属于绿弯菌门(*Chloroflexi*), 是降解蛋白质等大分子物质, 完成有机物水解酸化的一个细菌门类^[21]。各实验组的 *Aminicenantales* 相对丰度无显著变化。*Romboutsia* 可以利用葡萄糖和果糖作碳源^[22], 在 180-0.5、180-0.5C、240-0.5 和 240-0.5C 的相对丰度为 8.13%、0.42%、3.46%、0.97%。

从图 4b 可以看出,相对丰度占比较大的古菌主要有甲烷鬃菌属(*Methanosaeta*)、甲烷杆菌属(*Methanobacterium*) 和深古菌属(*Bathyarchaeia*)。180-0.5C 相比 180-0.5 的 *Methanosaeta* 相对丰度下降了 4.56%, 而 240-0.5C 相比 240-0.5

下降 12.87%。*Methanosaeta* 是专性乙酸型产甲烷菌, 只能利用乙酸作营养物质产甲烷。*Methanobacterium* 是一种氢营养产甲烷菌, 可进行 DIET^[23]。180-0.5C、180-0.5、240-0.5C 和 240-0.5 的 *Methanobacterium* 相对丰度分别为 37.32%、25.13%、10.21%、8.76%。240 °C 组相对于 180 °C 组的 *Methanobacterium* 相对丰度出现下降, 与产甲烷量积变化情况对应。180-0.5C 相比 180-0.5 的 *Methanobacterium* 相对丰度提升 12.19%, 说明 180 °C 组水热炭表面含氧官能团有助于其进行 DIET^[14]。*Bathyarchaeia* 属于深古菌门(*Bathyarchaeota*), *Bathyarchaeota* 是在广古菌门(*Euryarchaeota*) 外新发现其中一部分种群有与产甲烷功能基因的古菌门^[24]。文献^[25]发现 *Euryarchaeota* 中的一些古菌在生长过程中会消耗甲烷, 降低厌氧消化的甲烷产量。180-0.5、180-0.5C、240-0.5 和 240-0.5C 的 *Bathyarchaeia* 相对丰度分别为 14.27%、6.81%、31.53%、32.83%。因此, 240 °C 组产甲烷量低于 180 °C 组的另一个可能原因为主要产甲烷菌(*Methanosaeta* 和 *Methanobacterium*) 相对丰度的降低。

3 结 论

牛粪水热产物性质和厌氧消化性能主要受水热温度影响。温度上升促进更多有机物溶解, 使 COD 质量浓度上升。180 °C 组炭化液厌氧消化产甲烷量高于 240 °C 组, 投加水热炭进一步提升产甲烷量, 240 °C 水热炭对产甲烷无提升效果。微生物分析表明, 240 °C 组中 *Methanobacterium* 相对丰度相比 180 °C 组明显下降。180 °C 产生水热炭表面含有较多含氧官能团促进 *Methanobacterium* 进行 DIET, 提升其相对丰度。本研究为牛粪水热产物的性质调控和厌氧消化工艺优化提供了数据支撑。

[参 考 文 献]

- [1] RAMOS M C, QUINTON J N, TYRREL S F. Effects of cattle manure on erosion rates and runoff water pollution by faecal coliforms[J]. *Journal of Environmental Management*, 2006, 78(1): 97-101.
- [2] KHAN M U, AHRING B K. Anaerobic digestion of biorefinery lignin: effect of different wet explosion pretreatment conditions[J]. *Bioresource Technology*, 2020, 298: 122537.
- [3] LEE J T E, KHAN M U, TIAN H, et al. Improving methane yield of oil palm empty fruit bunches by wet oxidation

- pretreatment; mesophilic and thermophilic anaerobic digestion conditions and the associated global warming potential effects[J]. *Energy Conversion and Management*, 2020, 225: 113438.
- [4] 李子富, 于露, 郑蕾, 等. 水热碳化技术处理畜禽粪便的研究进展[J]. *农业工程学报*, 2022, 38(3): 220-229.
- [5] KHAN M U, AHRING B K. Improving the biogas yield of manure; effect of pretreatment on anaerobic digestion of the recalcitrant fraction of manure[J]. *Bioresource Technology*, 2021, 321: 124427.
- [6] ABRAHAM A, MATHEW A K, PARK H, et al. Pretreatment strategies for enhanced biogas production from lignocellulosic biomass[J]. *Bioresource Technology*, 2020, 301: 122725.
- [7] WANG L, LI A. Hydrothermal treatment coupled with mechanical expression at increased temperature for excess sludge dewatering; the dewatering performance and the characteristics of products[J]. *Water Research*, 2015, 68: 291-303.
- [8] LEE J, PARK K Y. Impact of hydrothermal pretreatment on anaerobic digestion efficiency for lignocellulosic biomass; influence of pretreatment temperature on the formation of biomass-degrading byproducts[J]. *Chemosphere*, 2020, 256: 127116.
- [9] HUANG W, ZHAO Z, YUAN T, et al. Low-temperature hydrothermal pretreatment followed by dry anaerobic digestion; a sustainable strategy for manure waste management regarding energy recovery and nutrients availability[J]. *Waste Management*, 2017, 70: 255-262.
- [10] MURILLO H A, PAGES-DIAZ J, DIAZ-ROBLES L A, et al. Valorization of oat husk by hydrothermal carbonization; optimization of process parameters and anaerobic digestion of spent liquors[J]. *Bioresource Technology*, 2022, 343: 126112.
- [11] KHAN M U, AHRING B K. Anaerobic digestion of digested manure fibers; influence of thermal and alkaline thermal pretreatment on the biogas yield[J]. *Bioenergy Research*, 2021, 14(3): 891-900.
- [12] GOMES C S, STRANGFELD M, MEYER M. Diauxic studies in biogas production from gelatin and adaptation of the modified gompertz model; two-phase gompertz model[J]. *Applied Sciences-Basel*, 2021, 11(3): 1067.
- [13] WU L J, LI X X, LIU Y X, et al. Optimization of hydrothermal pretreatment conditions for mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of high-solid sludge[J]. *Bioresource Technology*, 2021, 321: 124454.
- [14] ZHAO K, LI Y, ZHOU Y, et al. Characterization of hydrothermal carbonization products (hydrochars and spent liquor) and their biomethane production performance[J]. *Bioresource Technology*, 2018, 267: 9-16.
- [15] ZHU G, ZHU X, XIAO Z, et al. A review of amino acids extraction from animal waste biomass and reducing sugars extraction from plant waste biomass by a clean method[J]. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 2015, 5(3): 309-320.
- [16] SHENG C D, AZEVEDO J L T. Estimating the higher heating value of biomass fuels from basic analysis data[J]. *Biomass & Bioenergy*, 2005, 28(5): 499-507.
- [17] HE J, REN S, ZHANG S, et al. Modification of hydrochar increased the capacity to promote anaerobic digestion[J]. *Bioresource Technology*, 2021, 341: 125856.
- [18] SEVILLA M, FUERTES A B. Chemical and structural properties of carbonaceous products obtained by hydrothermal carbonization of saccharides[J]. *Chemistry-A European Journal*, 2009, 15(16): 4195-4203.
- [19] HE J, LUO T, SHI Z, et al. Microbial shifts in anaerobic digestion towards phenol inhibition with and without hydrochar as revealed by metagenomic binning[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2022, 440: 129718.
- [20] GHASEMZADEH R, ABDOLI M A, BOZORG-HADDAD O, et al. Optimizing the effect of hydrochar on anaerobic digestion of organic fraction municipal solid waste for biogas and methane production[J]. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 2022, 20(1): 29-39.
- [21] BI Z, ZHANG W J, NI M, et al. Fe^0/Fe^{2+} -dependent nitrate reduction in anammox consortia questions the enzymatic mechanism of nitrate reduction by anammox bacteria[J]. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, 2020, 8(40): 15278-15287.
- [22] XU Y, GENG H, CHEN R, et al. Enhancing methanogenic fermentation of waste activated sludge via isoelectric-point pretreatment; insights from interfacial thermodynamics, electron transfer and microbial community[J]. *Water Research*, 2021, 197: 117072.
- [23] ZHENG S, LIU F, WANG B, et al. Methanobacterium capable of direct interspecies electron transfer[J]. *Environmental Science & Technology*, 2020, 54(23): 15347-15354.
- [24] 段昌海, 张翠景, 孙艺华, 等. 新型产甲烷古菌研究进展[J]. *微生物学报*, 2019, 59(6): 981-995.
- [25] XIE Z, CAO Q, CHEN Y, et al. The biological and abiotic effects of powdered activated carbon on the anaerobic digestion performance of cornstalk[J]. *Bioresource Technology*, 2022, 343: 126072.

(责任编辑 吴亮)